

Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués

Fiches de synthèse

Par **Pascal ROUDIER**
Directeur Général Adjoint SITA Remediation

1. Air sparging	C 5 582 – 2
2. Atténuation naturelle	— 3
3. Barrières réactives	— 4
4. Bioaugmentation	— 5
5. Bioslurry.....	— 7
6. Biostimulation.....	— 8
7. Biotertre	— 9
8. <i>Bioventing</i>	— 10
9. Compostage de sols	— 11
10. Désorption thermique <i>ex situ</i>.....	— 13
11. Désorption thermique <i>in situ</i>.....	— 14
12. Electrocinétique	— 15
13. Electro-oxydation	— 16
14. Excavation.....	— 17
15. Incinération	— 18
16. Lavage <i>ex situ</i>	— 19
17. Lavage <i>in situ</i>.....	— 19
18. Micro-ondes	— 20
19. Oxydation <i>in situ</i>.....	— 21
20. Photo-oxydation sous ultraviolets	— 22
21. Phytoremédiation.....	— 23
22. <i>Pump and Treat</i>	— 24
23. Pyrolyse	— 25
24. Rabattement-écrémage	— 26
25. Réduction	— 27
26. <i>Slurping</i>	— 28
27. Solidification/stabilisation	— 30
28. Tensio-actifs/ cotensio-actifs, solvants/cosolvants	— 31
29. Traitement biologique aérobie	— 32
30. Traitement biologique anaérobie	— 34
31. Traitement par champignons	— 35
32. Tri granulométrique	— 36
33. Ultrasons	— 37
34. <i>Venting</i>	— 38
35. Vitrification	— 39
Références bibliographiques	— 40

Les fiches présentées ci-après récapitulent les différentes techniques de réhabilitation des sols et eaux de nappes pollués envisageables. Chaque fiche aborde à la fois l'aspect théorique à travers le principe de base de la technique de réhabilitation concernée et l'aspect pratique à travers les moyens techniques mis en œuvre. Elle indique également le type de polluants auxquels cette technique s'applique ainsi que les performances que l'on peut atteindre et la maturité du procédé. De plus, des exemples concrets de réhabilitation sont présentés et justifiés pour différents produits polluants.

L'objectif de ces fiches est d'aider le lecteur à identifier une ou des techniques de réhabilitation applicables à son cas particulier. Toutefois, les techniques présentées ne sont pas exhaustives (d'importants et rapides progrès en recherche et développement laissant entrevoir de nombreuses autres possibilités dans un avenir proche [1] [2]). De plus, le choix d'une technique de réhabilitation nécessite la prise en compte de paramètres nombreux et variés : paramètres liés à la nature du sol, aux polluants à traiter, contraintes liées au site, contraintes technico-économiques, et ces fiches ne sauraient en aucun cas remplacer l'expertise des sociétés spécialisées dans la réhabilitation de sites et sols pollués.

Nota : *In situ* désigne tout procédé de dépollution appliquée à un sol sans excavation, et *ex situ* désigne tout procédé de dépollution appliquée à un sol après excavation. Les traitements *ex situ* englobent les traitements *on site* où les sols sont traités sur place et les traitements *off site* où les sols sont transportés vers un centre de traitement fixe adapté.

1. Air sparging

Autre mot-clé : barbotage *in situ*

L'injection d'un gaz dans l'eau souterraine pour volatiliser les composés volatils (*l'air sparging*) est une technique très utilisée depuis une dizaine d'années dans des cas où le sol présente une géologie simple (figure 1). Cette technique est souvent en concurrence avec le pompage de la nappe et d'autres traitements *in situ* de la nappe. *L'air sparging* est fréquemment couplé avec le *venting* (§ 34).

■ Principe

L'air sparging est un procédé *in situ* permettant de traiter localement la zone saturée (dissoute, adsorbée). Cette technique consiste à injecter un gaz, le plus souvent de l'air, dans la formation par des puits verticaux ou horizontaux. Cette injection a lieu au-dessous du niveau de la nappe d'eau souterraine à traiter. Ensuite, l'air se propage à travers la zone saturée en créant des canaux d'air. En instaurant cette interface air/phases du sol (air/eau, air/sol, air/produit), *l'air sparging* favorise la volatilisation des substances chimiques volatilisables présentes dans la zone saturée ainsi que celles présentes à l'état pur au-dessus de la frange capillaire aqueuse. En parallèle, la dissolution de l'oxygène de l'air dans la phase aqueuse permet d'augmenter la biodégradation aérobie de certains contaminants (biosparging).

L'air sparging est souvent couplé à un réseau de récupération des vapeurs installé dans la zone insaturée. Les vapeurs peuvent ensuite être traitées en surface (cf. *venting* § 34)

■ Type de pollution traitée

L'air sparging permet de traiter des contaminants volatils : constante de Henry supérieure à 0,01 à 20 °C et/ou pression de vapeur saturante supérieure à 0,5 mm Hg (67 Pa) à 20 °C. *L'air sparging* est plus couramment utilisé pour traiter des solvants chlorés et des hydrocarbures pétroliers volatils (essences, kérósène...).

Deux types de pollution peuvent être traitées par *air sparging* :

- les zones source,
- les contaminations dissoutes en aval de la source. Une « barrière » de puits d'injection est alors installée perpendiculairement à l'écoulement afin de mettre un terme à la migration des contaminants plus en aval.

■ Moyens techniques

La zone saturée est traitée à partir de points d'injection. Le nombre, l'espacement et la profondeur des points sont dictés par :

- la définition géométrique du système : extension et type de contamination, profondeur et variations du niveau statique de la nappe, profondeur du substratum ;
- les caractéristiques hydrodynamiques de la zone saturée : perméabilité, coefficient d'emmagasinement ;
- les conditions aux limites appliquées sur le système : limites à charge constante, variable.

Ces mêmes paramètres vont influer sur le choix du type de surpresseur (volumétrique, intermédiaire, centrifuge...) et de sa puissance. Sur les sites en activité, le réseau et la connectique sont généralement enterrés.

La concentration en oxygène dissous dans l'eau souterraine est couramment utilisée sur le terrain pour contrôler l'efficacité du système.

La répartition homogène des canaux d'air est cruciale pour le bon fonctionnement de *l'air sparging*. Cette répartition dépend fortement des hétérogénéités du sol dans la zone à décontaminer. Par exemple, un sol stratifié ne pourra être traité par *air sparging* que si la perméabilité à l'air des différents strates augmente en se rapprochant de la surface du sol. De même, des lentilles de sol peu perméables à l'air ne seront pas décontaminées.

Afin d'évaluer si le traitement touche à sa fin, le système de *sparging* est arrêté et la concentration en contaminant est suivie dans des points de contrôle. Typiquement, cette dernière est faible lors de l'arrêt du système, puis une augmentation est observée due à une remobilisation du contaminant. Ce phénomène est appelé « rebond ». Plusieurs mois peuvent s'écouler avant d'observer le rebond. Les phénomènes de rebond doivent être pris en compte dans l'évaluation du temps de traitement.

■ Performances

Le rendement de ce procédé peut atteindre 99 %.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement commercialisé. En outre, des recherches sont toujours menées afin d'améliorer la technologie et son suivi.

■ Exemple industriel

Type de site : ancienne usine automobile

Technique : *air sparging* couplé à un *venting* et pompage

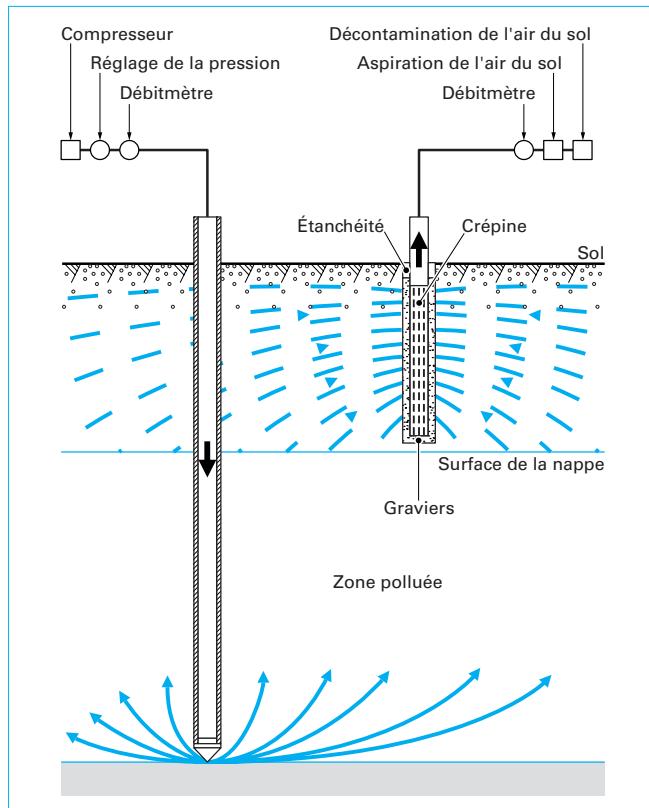


Figure 1 – Principe de l'air sparging couplé avec un venting

Contaminant : solvant chloré principalement trichloroéthylène (TCE)

Objectif de traitement : 500 µg/l

Volume traité : 20 aiguilles de venting et 7 aiguilles de sparging pour une surface de 0,8 ha

Type de roche/géologie : craie, nappe à 30 m de profondeur

Durée : 18 mois

Moyens techniques : 2 plates-formes de venting 800 m³/h et un compresseur à vis 300 m³/h

■ Références bibliographiques

VOGEL (T.M.) - *Bioremédiation des sols*, J3982 (6-2001).

BALLERINI (D.) - *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

2. Atténuation naturelle

L'atténuation naturelle est souvent présentée comme la capacité naturelle du sol et de la nappe phréatique à dégrader les polluants (figure 2). La biodégradation naturelle joue un rôle primordial dans l'atténuation naturelle. Cette technique se perfectionne avec l'évolution des techniques de modélisation et d'investigation.

■ Principe

Il arrive que la masse totale et/ou la concentration de contaminants dans les sols et les eaux souterraines décroisse avec le temps et avec l'éloignement par rapport à la pollution « source » et ce sans

intervention de l'homme. Ce phénomène est appelé *atténuation naturelle*.

Les mécanismes à l'origine de l'atténuation naturelle sont nombreux :

- volatilisation,
- dégradation abiotique au contact des matériaux du sol (par exemple, hydrolyse),
- biodégradation par les micro-organismes indigènes de la zone saturée et insaturée,
- advection,
- dispersion,
- dilution par les eaux de recharge,
- diffusion gazeuse et aqueuse,
- convection,
- sorption.

Parmi cette liste, les deux types de dégradations (biologique et abiotique) sont les seuls mécanismes entraînant l'altération du contaminant. Il est à noter que lorsque la dégradation n'est pas complète, la toxicité des produits de dégradation peut parfois être plus élevée que le contaminant d'origine. Les autres mécanismes consistent en un transfert de phase ou un transport du contaminant au sein d'une phase.

■ Type de pollution traitée

L'atténuation naturelle des BTEX (hydrocarbures aromatiques: benzène, toluène, éthylbenzène, xylène) a ouvert la voie dès 1985 et est désormais bien acceptée aux USA. Plus de trente sites contaminés par hydrocarbures ont eu l'accord des autorités pour appliquer l'atténuation naturelle en 1995. Les procédures d'évaluation sont en cours de standardisation.

Les solvants chlorés (PCE (perchloroéthylène), TCE (trichloroéthylène), DCE (dichloroéthylène)) font eux aussi l'objet d'évaluations mais les procédés de dégradation sont bien plus complexes que dans le cas des BTEX. Les procédures d'évaluation sont donc plus longues et plus coûteuses. Ceci explique que peu de sites pollués par les solvants chlorés ont à l'heure actuelle reçu l'aval des autorités pour l'application de l'atténuation naturelle. Des guides d'évaluation ont été publiés aux USA concernant les solvants chlorés.

D'autres composés ne faisant pas encore l'objet de guides officiels se prêtent à l'atténuation naturelle : les explosifs (TNT (trinitrotoluène), RDX (*Royal Demolition Explosives*)), les phénols et certains composés inorganiques. Du fait de l'absence de documents officiels, l'évaluation de l'atténuation naturelle pour ces composés doit être très détaillée pour être acceptée par l'administration.

■ Moyens techniques

Les cas d'atténuation naturelle dans la zone insaturée ne sont pas inexistant mais ils sont bien moins nombreux que ceux recensés pour les eaux souterraines.

L'atténuation naturelle est acceptée de manière croissante en tant que « procédé » de dépollution lorsque plusieurs campagnes d'échantillonnage (généralement 3 ou 4 campagnes à 3 ou 6 mois d'intervalle) ont montré que les conditions suivantes sont toutes réunies :

- la contamination ne présente pas de risques immédiats et n'en présentera pas durant toute la durée de l'atténuation naturelle,
- à un temps donné, les concentrations observées décroissent plus on s'éloigne de la source,
- à une position donnée de la zone polluée, les concentrations observées sont décroissantes avec le temps.

Aux Etats-Unis comme en France, l'étude de risques est une étape cruciale dans l'évaluation de l'atténuation naturelle. Toute étude de risques liée à l'application future de l'atténuation naturelle devrait, dans un cas idéal, être spécifique au site concerné (type de polluant, quantité, source présente ou non, toxicité, mobilité, récepteurs potentiels...) et discuter les points suivants :

— une solution de « secours » doit être décrite précisément et mise en place sur le site afin d'être appliquée si l'atténuation naturelle met en danger les récepteurs potentiels,

— une durée approximative de remédiation doit être calculée. Ces durées sont généralement de 10 à 50 ans, voire supérieures,

— l'utilisation du terrain durant la durée de remédiation doit être planifiée et l'arrivée de nouveaux récepteurs étudiée. Des mesures doivent être prises pour éviter toute exposition pouvant survenir durant la durée de remédiation.

Lorsque l'étude de risques n'exclut pas l'application de l'atténuation naturelle, il convient de prouver qu'il y a effectivement atténuation naturelle : c'est la phase d'évaluation. Le nombre, l'emplacement et le design des puits de contrôle doivent faire l'objet de beaucoup de précautions. La figure 2 montre schématiquement l'emplacement des puits et leur rôle. On distingue donc :

— un ou plusieurs puits en amont afin de suivre le bruit de fond du site (puits A) ;

— une série de puits le long de la lentille de pollution afin d'étudier l'évolution des concentrations en partant de la source et en allant vers les zones les moins concentrées en aval (puits B,C,D) ;

— un ou plusieurs puits latéraux afin de savoir si la largeur de la lentille de pollution est stabilisée ou évolue encore (puits F) ;

— un ou plusieurs puits « sentinelle » en aval de la lentille de pollution qui serviront à donner l'alerte si les contaminants y sont détectés. Une solution de remédiation alternative devra alors être mise en place afin d'éviter que la migration des contaminants se poursuive. L'emplacement des puits en aval est généralement fixé par l'administration ou l'hydrogéologue agréé. Ces puits constituent la limite au-delà de laquelle la contamination présente des risques immédiats (puits E).

Une caractérisation très précise de l'hydrogéologie du site et de la lentille de pollution au temps zéro est essentielle afin de pouvoir placer les puits de manière sensée et déterminer les profondeurs et hauteurs des crépines. L'évaluation sera d'autant plus facile et convainquante que le positionnement des puits aura été judicieux. Ces paramètres deviennent cruciaux lorsque :

— les contaminants sont plus denses que l'eau. Les crépines devront alors tenter de suivre le parcours des contaminants : phase descendante à partir de la source puis phase horizontale au dessus du substratum ;

— il existe des variations saisonnières importantes du niveau de la nappe ;

— le sens de l'écoulement a des risques de changer à la suite de travaux dans la zone d'influence de la nappe : goudronnage des zones de recharge, ajout de systèmes de drainage, construction de fondations nécessitant le pompage d'eau momentané...

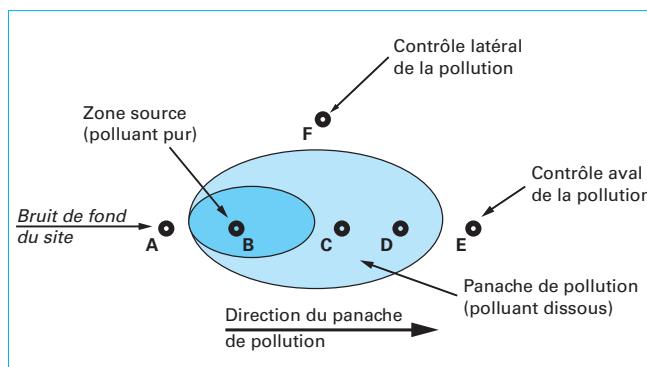


Figure 2 – Principe de l'atténuation naturelle

Les paramètres pouvant être analysés lors du forage des puits et après leur installation sont nombreux :

- concentrations en contaminants dans les sols (zone insaturée et saturée) et dans l'eau ;
- concentration en gaz dissous : oxygène, hydrogène, méthane ;
- concentration en accepteurs d'électrons : nitrate, manganèse, fer(III), sulfate ;
- concentration en carbone organique total dans le sol et dans l'eau ;
- dénombrement bactérien (totaux ou anaérobiose) dans les sols et dans l'eau ;
- paramètres physico-chimiques: pH, température, conductivité, potentiel redox, etc...

Ces paramètres ne sont pas analysés systématiquement mais ils peuvent venir corroborer le profil des concentrations en contaminants.

■ Performances

Un nombre croissant de sites utilisent l'atténuation naturelle aux Etats-Unis pour des raisons évidentes de coût. En effet, une fois la phase d'évaluation acceptée par l'administration, il ne reste qu'à effectuer des échantillonnages réguliers afin de s'assurer que le procédé suit son cours.

Historiquement, l'atténuation naturelle a tout d'abord été réalisée sur des sites pollués par des hydrocarbures, puis son utilisation s'est élargie aux pollutions par des solvants chlorés. Aujourd'hui, les deux types de polluants sont concernés par l'atténuation naturelle.

Une étude réalisée par Todd Wiedemeier (Parsons Engineering Science, Inc.) a permis l'évaluation de l'atténuation naturelle sur 70 sites de l'US Air Force : 20 pollués par solvants chlorés et 50 pollués par hydrocarbures. Même si l'atténuation naturelle a été prouvée sur 88 % des sites pollués par solvants chlorés, seuls 20 % de ces cas permettent de protéger des récepteurs éventuels. Parallèlement, l'atténuation naturelle a été prouvée dans presque 100 % des sites pollués par hydrocarbures et elle garantit des niveaux de risques acceptables pour plus de 80 % de ces sites.

La différence majeure de comportement entre les solvants chlorés et les hydrocarbures tient principalement aux longueurs de lentille de pollution. Les lentilles de BTEX dépassent rarement 400 mètres de long alors qu'il n'est pas rare de voir des contaminations supérieures à un kilomètre pour les solvants chlorés.

■ Maturité du procédé

Aux Etats-Unis, l'atténuation naturelle des hydrocarbures et des solvants chlorés est désormais bien acceptée. Des guides ont été publiés par l'US EPA (Environmental Protection Agency) à cet effet. Pour d'autres contaminants, les procédures ont lieu au cas par cas.

L'utilisation de l'atténuation naturelle est limitée en France, mais cette technique est en cours d'évaluation et des expériences sont actuellement menées.

3. Barrières réactives

Cette technique consiste à implanter une barrière perméable depuis la surface du sol jusqu'à la base de l'aquifère pour intercep-ter un panache de pollution. La barrière est remplie d'un réactif permettant la dégradation des polluants dissous dans l'eau. Deux types de barrières existent (figure 3): les barrières perméables classiques et les barrières « système porte ».

■ Principe

Une barrière réactive est une tranchée réalisée entre la surface du sol et le substratum, orientée perpendiculairement au sens d'écoulement de la nappe phréatique. Cette tranchée est entièrement remplie par un principe actif de traitement, adapté au type de pollution traité.

Le panache de pollution qui passe à travers le principe actif de traitement est dépollué.

Les dimensions de la barrière sont ajustées de façon à intercepter la totalité du panache de pollution (longueur de la barrière) et à assurer un temps de contact suffisant entre l'eau à traiter et le principe actif de traitement (largeur de la barrière).

Le gros avantage de ce procédé est qu'il s'agit d'un traitement qui ne nécessite pas de pompage. De plus, il peut être installé pour de nombreuses années avec une maintenance réduite.

■ Type de pollution traitée

Le type de pollution traitée dépend du principe actif de traitement mis en place dans la barrière.

Les barrières réactives permettent le traitement de nombreux polluants organiques et de certains métaux.

Toutefois, dans la majorité des cas, les polluants traités sont des solvants chlorés. En effet, ces polluants, plus denses que l'eau et peu solubles, s'accumulent sur des lentilles de terrain imperméables difficiles à localiser, puis se dissolvent très lentement en formant un panache de pollution. Ils sont difficiles à traiter par les techniques classiques de pompage. En revanche, les barrières réactives permettent l'interception de la totalité du panache de pollution. Dans le cas des solvants chlorés, le principe actif de traitement consiste en une réduction, catalysée ou non, du ou des polluants chlorés présents (§ 25 Réduction).

■ Moyens techniques

On trouve deux types de barrières réactives: les barrières perméables classiques et les barrières « système porte » (figure 3).

Les barrières perméables classiques sont des tranchées allant de la surface du sol jusqu'au substratum, orientées perpendiculairement au sens d'écoulement de la nappe. Cette tranchée est entièrement remplie par le principe actif de traitement. Le principe actif doit toujours avoir une perméabilité très supérieure à celle du sol. La longueur de la barrière doit être suffisante pour permettre le traitement de tout le panache de pollution. La largeur de la barrière (généralement de 20 cm à 1 m) et la vitesse d'écoulement de la nappe fixent le temps de séjour de l'eau dans la barrière. Ce temps de séjour est un paramètre important pour le procédé de traitement, quel qu'il soit. A faible profondeur, ce type de barrière peut être installé par des techniques de terrassement classiques (trancheuse, pelle mécanique). Les temps de contact généralement longs dans ce type de barrière permettent l'utilisation de réactifs peu efficaces (lents). Toutefois, ce type de barrière est inapplicable à grande profondeur, il nécessite de très gros volumes de réactif, et donc l'utilisation de réactifs peu chers. De plus, une fois l'installation réalisée, l'intervention est très complexe sur le réactif.

Les barrières « système porte » consistent à canaliser la nappe à traiter à l'aide de parois étanches et à la diriger vers une porte de traitement. Le principe actif de traitement est placé au niveau de cette porte. Le gradient hydraulique résultant de l'installation de la paroi étanche permet l'écoulement de l'eau dans la porte de traitement sans pompage. Le principe actif doit toujours avoir une perméabilité très supérieure à celle du sol. Les longueurs des parois étanches de part et d'autre de la porte doivent être suffisantes pour permettre le traitement de tout le panache de pollution. Le volume de réactif et la vitesse d'écoulement de la nappe fixent le temps de séjour de l'eau dans la porte. Ce temps de séjour est un paramètre important pour le procédé de traitement, quel qu'il soit.

La porte consiste en un puits inox (d'un diamètre de l'ordre de 1 m) implantée dans la paroi étanche. Le réactif est placé dans une cartouche inox amovible que l'on descend dans le puits et qui se connecte de façon étanche au fond de l'ouvrage. Cette cartouche amovible permet d'intervenir facilement sur le réactif. Toutefois, la quantité de réactif utilisée est limitée (à quelques m³ maximum) et on concentre au niveau de la porte le débit de toute une tranche d'aquifère. Les temps de contact eau / réactif sont donc beaucoup plus faibles que pour une barrière perméable classique et il faut utiliser des réactifs beaucoup plus performants.

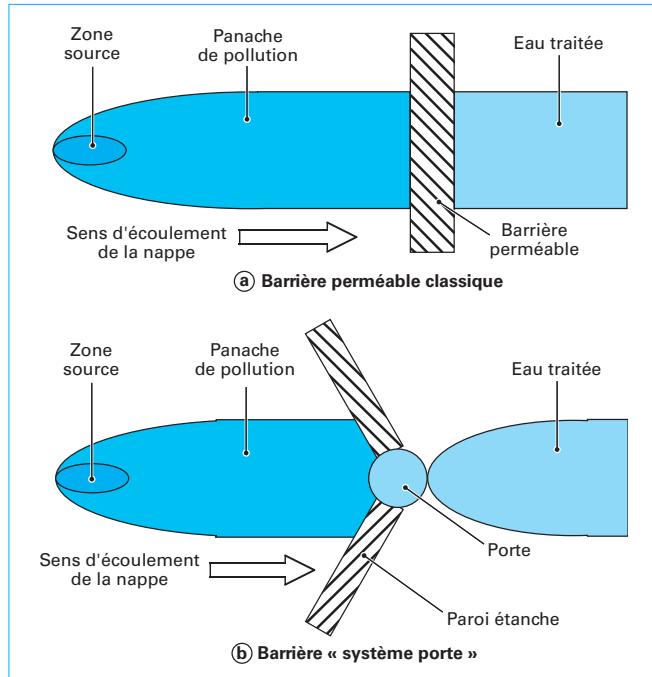


Figure 3 – Principe des barrières réactives

■ Performances

Les performances des barrières dépendent du principe actif de traitement. Pour un système correctement dimensionné, les performances de traitement peuvent dépasser 99,9 %.

■ Maturité du procédé

Ce procédé, développé il y a une quinzaine d'années aux États-Unis, est actuellement commercialisé.

■ Exemple industriel

Pays : Belgique

Type de site : site industriel en activité

Contaminant : trichloréthylène (zones sources et panache de pollution)

Technique : pompage des zones sources et barrière réactive « système porte » avec réactif de réduction catalytique pour le panache de pollution

Design : parois étanches de 4500 m², 3 portes comportant chacune 3 cartouches de traitement en série

Durée prévisionnelle du traitement : 30 ans

4. Bioaugmentation

La bioaugmentation est l'adjonction de micro-organismes en vue de rendre possible ou d'améliorer la biodégradation d'un polluant dans le sol ou dans la nappe phréatique (figure 4). Cette technique est parfois nécessaire mais est souvent appliquée sans utilité. La bioaugmentation n'est indispensable que lorsque le milieu pollué ne contient pas de micro-organismes capables d'effectuer la biodégradation.

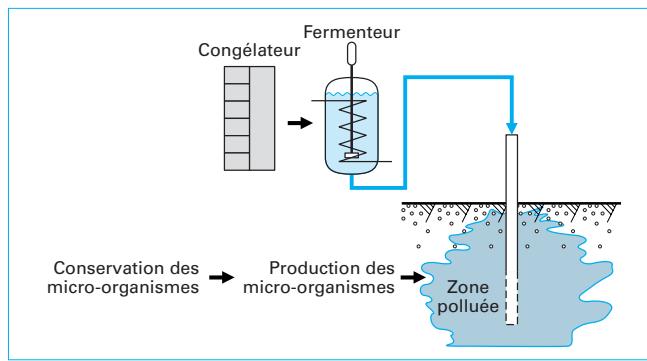


Figure 4 – Principe de la bioaugmentation

■ Principe

La bioaugmentation est un procédé pouvant s'appliquer à la fois *in situ* ou *ex situ*. Il consiste à ajouter des micro-organismes dans la zone polluée afin d'augmenter la biodégradation des contaminants. Les micro-organismes ajoutés peuvent être étrangers au sol ou indigènes. Dans le second cas, ils sont extraits du sol, acclimatés au contaminant, cultivés *ex situ* puis réinjectés. Le procédé de bioaugmentation est envisagé lorsque la biostimulation de la flore indigène ne parvient pas à augmenter les vitesses de biodégradation. La biostimulation est mise en échec lorsque, par exemple :

- les micro-organismes indigènes n'ont pas le patrimoine génétique pour dégrader les contaminants ;
- le contaminant est présent à des concentrations toxiques pour les micro-organismes indigènes.

Pour que l'ajout de micro-organismes soit efficace, il faut s'assurer que les étapes suivantes sont bien réalisées :

- transport jusqu'à la zone contaminée,
- attachement des micro-organismes aux matériaux du sol,
- survie et croissance des micro-organismes,
- expression satisfaisante de leur activité dégradante.

Parmi les paramètres devant être pris en compte pour mener à bien une bioaugmentation, on trouve :

- les propriétés du contaminant, comme par exemple : biodisponibilité, concentration, toxicité pour les micro-organismes dégradants ;
- les propriétés du sol, comme par exemple : taux d'humidité, taux de matière organique, pH, capacité d'échange cationique (CEC) ;
- l'écosystème microbiologique, comme par exemple : présence de prédateurs, compétition inter-espèces ;
- la microbiologie, comme par exemple : présence de co-subs-trats, patrimoine génétique des souches présentes, stabilité des enzymes, activité des enzymes.

■ Type de pollution traitée

Le procédé de bioaugmentation est *a priori* applicable pour tout contaminant pouvant être biodégradé par les micro-organismes indigènes et/ou ajoutés.

■ Moyens techniques

La bioaugmentation est appliquée *in situ* par exemple lors des procédés de *pump and treat* (§ 22) qui sont suivis d'une réinjection dans l'aquifère.

- Si le traitement en surface est effectué par bioréacteur, des micro-organismes contenus dans le bioréacteur – donc acclimatés – se trouvent réinjectés dans la nappe.
- Si le traitement en surface est physico-chimique, l'eau réinjectée est amendée avec des micro-organismes cultivés par ailleurs.

La bioaugmentation peut également être appliquée *ex situ* en aspergeant les terres excavées avec la solution contenant les micro-organismes ajoutés.

Le transport des micro-organismes du puits d'injection jusqu'à la zone contaminée est influencé par les paramètres du sol (perméabilité, taux d'humidité, température, pH, CEC, taux de matière organique) et par les propriétés des micro-organismes injectés (taille, sorption). Ainsi, certaines études ont montré que l'injection de cellules dormantes (*ultra microbacterial cells*, UMB) au lieu de cellules végétatives permet d'accroître le rayon d'influence d'un puits d'injection. En effet, les UMB occupent généralement un volume moindre que les cellules végétatives ; leur capacité de sorption est réduite et leur activité de division est inexiste. Le colmatage du puits souvent observé avec des cellules végétatives est beaucoup moins marqué avec des UMB.

Lorsque l'utilisation d'UMB est envisagée, il convient de se poser les questions suivantes afin de sélectionner les micro-organismes ajoutés :

- ont-ils une activité dégradante satisfaisante ?
- peuvent-ils former des UMB de taille réduite ?
- peuvent-ils retrouver leur état végétatif lors de l'injection de nutriments et de carbone ?
- conservent-ils leur activité dégradante une fois leur état végétatif retrouvé ?

Il est prudent, avant d'appliquer la bioaugmentation, de vérifier que les contaminants sont biodisponibles sans quoi l'ajout de micro-organismes, même compétents, n'augmentera pas les rendements du procédé. Il est en effet probable que les micro-organismes ajoutés n'aient pas accès aux contaminants "historiques", peu accessibles, car les sites d'attachement des micro-organismes les plus proches de ces contaminants sont déjà occupés par la population indigène.

L'introduction de micro-organismes étrangers perturbe l'équilibre écologique du sol. Ces micro-organismes doivent donc être capables de supporter la compétition qui a lieu entre les divers organismes afin de pouvoir former une population suffisamment nombreuse et atteindre des vitesses de biodégradation satisfaisantes. La compétition a lieu avec d'autres souches pour l'accès aux nutriments et aux substrats. Notons qu'utiliser les dénominations bactériennes comme critère de suivi de la bioaugmentation peut se révéler trompeur. En effet, le réel objectif est l'activité de la population plus que le nombre de micro-organismes en lui-même.

■ Performances

La majorité des études sur la bioaugmentation se contente de relater des cas précis sans tenter d'explorer la sensibilité du procédé. Il est donc difficile d'utiliser ces études pour concevoir, sur d'autres sites, des systèmes de bioaugmentation et prédire leurs performances.

Les résultats des études sont partagés. Certains échecs sont à noter quand l'inoculation aboutit à une diminution de l'activité dégradante ou à un colmatage de l'aquifère. Néanmoins, le procédé de bioaugmentation est soutenu par d'autres résultats montrant l'augmentation de la biodégradation lorsque des micro-organismes compétents ont été ajoutés aux micro-organismes indigènes peu efficaces.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement commercialisé.

Aux Etats-Unis, des essais sont menés avec des micro-organismes génétiquement modifiés. En revanche, en France, tous les micro-organismes utilisés sont d'origine naturelle puisque l'innocuité des micro-organismes génétiquement modifiés n'est pas prouvée.

■ Exemple industriel

Type de site : ancien chantier naval

Technique : excavation puis traitement sur site en alvéole

Contaminant : gasoil et ancien fuel partiellement dégradés

Objectif de traitement : 500 mg/kg

Volume traité : 8 000 m³ sol

Type de roche/géologie : remblais et sables vasards

Durée : 18 mois

Moyens techniques : alvéole de 2500 m² étanchée par du PEHD (polyéthylène haute densité) 1,5 mm, aération forcée, injection de bactéries sélectionnées, injection de nutriments.

■ Références bibliographiques

BALLERINI (D.). – *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

VOGEL (T.M.). – *Bioremédiation des sols*, J3982 (6-2001).

5. Bioslurry

Autre mot-clé : bioréacteur

La technique nommée « *bioslurry* » consiste à traiter le sol en réacteur avec de l'eau en quantité suffisante pour maintenir en suspension les particules du sol (pulpe) (figure 5). L'excavation préalable du sol est obligatoire. Cette technique est déjà utilisée sur les grands chantiers et permet de mieux contrôler les processus de traitement biologiques. Le *bioslurry* est la technique la plus coûteuse parmi les traitements biologiques et reste donc un peu marginale.

■ Principe

Ces deux noms (*bioslurry*, bioréacteur) correspondent au même procédé *ex situ*. La première étape consiste à créer une boue épaisse en mettant la partie fine du sol en suspension dans l'eau. Les pourcentages de solide sont généralement compris entre 10 et 50 % (poids). Des nutriments sont ajoutés pour stimuler les processus de biodégradation. Un système d'aération est employé dans le cas des procédés aérobies. Ce procédé est très intéressant quand l'apport de souches spécialisées est indispensable. En fin de traitement, les phases solides et liquides sont séparées et le sol est remis en place.

La complexité des procédés peut varier d'une simple lagune construite en terre à un réacteur plus sophistiqué. Leur caractéristique commune est d'assurer le mélange intime entre les micro-organismes et les polluants.

■ Type de pollution traitée

L'utilisation de réacteurs pour le traitement de sites pollués est généralement admise pour des sols et des boues contaminés par des substances peu biodégradables et/ou pour des sols généralement difficiles à traiter comme ceux fortement argileux.

Ce procédé n'est pas destiné à traiter les contaminations inorganiques. De plus, la présence de métaux lourds ou de chlorures peut inhiber le métabolisme bactérien et nécessite parfois un prétraitement.

Ce procédé permet de dégrader une large gamme de composés organiques tels que les pesticides, les carburants et les huiles, le pentachlorophénol, les polychlorobiphényles (PCB), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les composés organiques halogénés volatils ou semi-volatils.

■ Moyens techniques

Le prétraitement des sols excavés est généralement nécessaire préalablement à la mise en boue. Cela inclut le tamisage du sol pour éliminer les plus grosses particules (taille supérieure à 4-5 mm). La contamination de ces gros éléments représente d'ailleurs un moindre danger car les polluants s'adsorbent préférentiellement à la surface de particules de faible taille (argiles, hydroxydes métalliques, matière organique décomposée).

D'autres prétraitements ont été développés :

- récupération, en amont du bioréacteur, des phases hydrophobes séparées plus légères que l'eau ;
- préoxydation chimique des composés organiques ;

– lavage avec addition éventuelle d'un tensioactif (§ 28).

Il convient de bien définir :

– les caractéristiques physiques du mélange liquide-solide, régies par la distribution des composés organiques dans le mélange, ainsi que par la viscosité et la tension superficielle des contaminants ;

– l'énergie nécessaire à apporter au système pour homogénéiser la suspension ;

– le temps de séjour des boues pour parvenir au résultat souhaité ;

– l'apport minéral (N, P...), la température et la quantité d'oxygène à leurs valeurs optimales ;

– les caractéristiques des émissions gazeuses (CO₂, produits volatils).

Très souvent, les bioréacteurs sont alimentés en discontinu mais on peut rencontrer des procédés qui fonctionnent en continu. L'alimentation en continu permet de diluer la pollution entrant dans le réacteur et d'éviter l'accumulation des composés toxiques issus de la dégradation.

Le temps de séjour dépend de l'ensemble des paramètres caractérisant les terres polluées. Il varie de quelques jours à quelques semaines.

Le pH, la température, l'apport de nutriments et d'oxygène peuvent être optimisés pour obtenir la dégradation maximale. Le pH et la température sont ajustés et maintenus en conditions optimales pour les micro-organismes, à des valeurs respectivement comprises entre 4,5 et 8,8 et entre 15 et 35 °C.

L'agitation permet un contact et un transfert de masse maximal entre les polluants et les micro-organismes et améliore les transferts d'oxygène. Elle peut être fournie grâce à des pales, un système de pompage/circulation des boues ou un système d'aérateurs. Lorsque le procédé est anaérobie, une source de carbone (exemple : amidon) est ajoutée au bioréacteur afin que les micro-organismes aérobies la dégradent en consommant simultanément l'oxygène dissous présent dans le réacteur.

Les apports de nutriments et d'autres additifs peuvent être très variés : sels minéraux (chlorure d'ammonium et phosphate de sodium, oligoéléments...), autres sources de carbone, agents de neutralisation (pour lever les limitations de l'activité microbienne), solvants (éthanol, acétone), émulsifiants, polymères, anti-mousses.

On peut distinguer plusieurs catégories de micro-organismes : indigènes, naturels préadaptés, mélanges de souches (commercialisés par plusieurs sociétés). Ces micro-organismes peuvent être ajoutés au début pour ensemencer le réacteur ou en cours de traitement pour maintenir la concentration en biomasse souhaitée.

Il existe trois types d'effluents lors d'un traitement en *bioslurry* : le solide traité, l'eau de procédé et les émissions gazeuses. En fin d'opération, les solides sont séparés de l'eau par décantation, centrifugation ou filtration. L'eau utilisée dans le réacteur peut être traitée avant d'être recyclée dans le réacteur ou rejetée dans le milieu. Si le procédé est appliqué dans une simple lagune, le liquide est récupéré et les solides sont laissés sur place. Les émissions gazeuses doivent être traitées (filtre à charbon actif, biofiltre) lorsqu'elles dépassent le seuil de concentration défini par les législations avant d'être rejetées dans l'atmosphère.

Les unités commercialisées nécessitent une surface de 0,05 à 0,1 ha pour l'implantation d'un réacteur d'une capacité de 1 000 m³.

■ Performances

Ce procédé peut être efficace pour des sols contaminés par des polluants présents à des concentrations comprises entre 2,5 g/kg et 250 g/kg.

Les rendements observés dépendent fortement du type de sol et de polluant. Avec un sol constitué de 5 % de graviers, 40 % de sables et 55 % de limons et argiles, on a observé un rendement d'élimination des hydrocarbures de 95 % en combinant un traitement en *bioslurry* avec un prélavage des sols. Pour les composés à trois

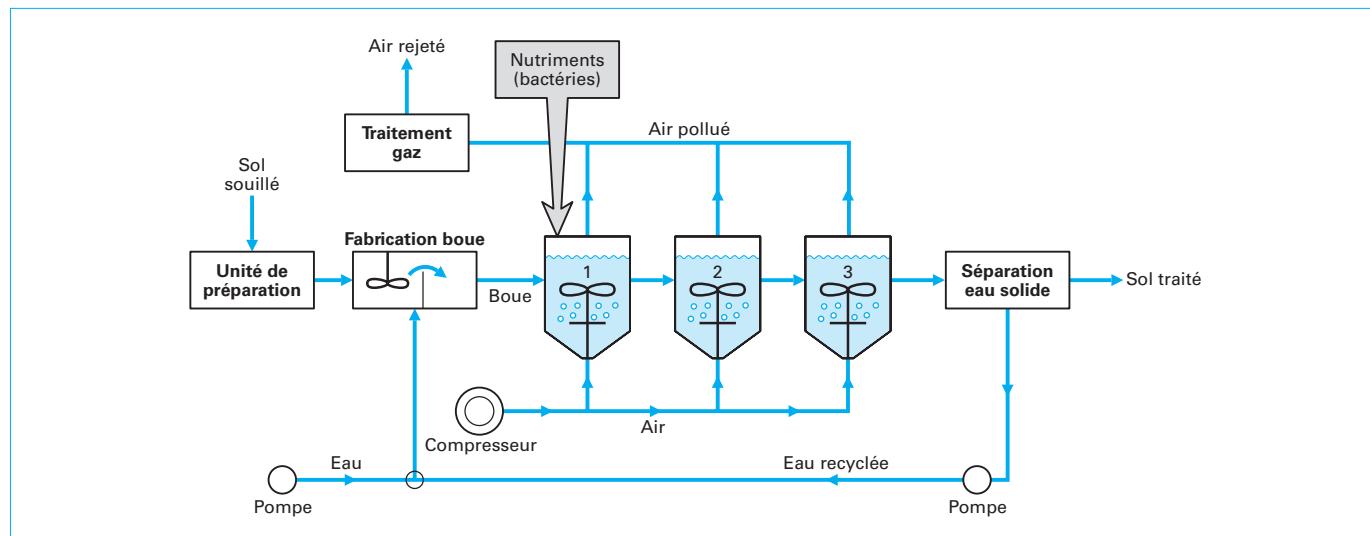


Figure 5 – Principe du *bioslurry*

noyaux aromatiques (HAP), le taux d'élimination est de 98-99 %. Il diminue à 85-95 % pour ceux à quatre noyaux et à 55-85 % pour ceux à plus de 4 noyaux. Ceci est dû à la diminution de la solubilité, donc de l'accessibilité des composés lorsque le nombre de noyaux augmente.

● Avantages :

- par rapport à certains traitements non-biologiques, ce traitement permet de traiter des concentrations importantes de polluants (jusqu'à 250 g/kg) ;
- la structure du sol n'est pas trop altérée et sa réutilisation à des fins agricoles est envisageable ;
- les durées de traitement sont plus courtes que les traitements biologiques classiques et n'excèdent généralement pas 6 à 9 mois ;
- ce procédé est très intéressant si l'apport de souches spécialisées est indispensable ;
- le maintien et le contrôle des conditions favorables aux micro-organismes cibles sont facilités.

● Inconvénients :

- la présence de polluants difficilement biodégradables peut ralentir le processus. Il faudra alors inoculer des micro-organismes capables de dégrader ces polluants ou augmenter les temps de séjour dans le bioréacteur ;
- une trop grande solubilité des polluants peut rendre l'utilisation de ce procédé impossible en entraînant des phénomènes d'inhibition des processus biologiques dus à des concentrations en polluants solubilisés trop élevées ;
- en présence de fortes concentrations en métaux lourds ou de composés fortement chlorés ou de certains pesticides ou sels minéraux, qui peuvent être toxiques ou inhibitrices pour les micro-organismes, on réalise un prétraitement non biologique pour réduire leurs teneurs jusqu'à ce qu'elles soient tolérées par les micro-organismes.

■ Maturité du procédé

Le procédé est commercialisé mais son utilisation reste marginale. Il est surtout utilisé dans les pays dont la géologie s'y prête : le *bioslurry* n'est pas utilisé en France, mais des traitements par *bioslurry* sont réalisés en Belgique et aux Pays Bas.

■ Exemple industriel

Technique : *bioslurry*

Contaminant : HAP

Traitement : les sols subissent un prétraitement pour éliminer les plus grosses particules ($>150 \mu\text{m}$). Le bioréacteur est équipé de systèmes d'agitation et de récupération des gaz. Il est chargé avec des boues à 30 % de matières solides, des nutriments et des bactéries spécifiques (*Ps. Fluorescens*, *Ps. Stutzeri* et *Alcaligenes sp.*, 10^8 bact./g sol).

Volume traité : 9 000 m³

Durée : 9 semaines. Les teneurs en HAP passent de 14 000 ppm à 2 000 ppm en 2 semaines et 1 000 ppm en 9 semaines, celles des HAP à 2 ou 3 cycles passent de 8 000 à 500 ppm en 2 semaines. Les HAP de 4 à 6 cycles passent de 6 000 à 1 000 ppm en 2 semaines.

■ Référence bibliographique

BALLERINI (D.). – *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

6. Biostimulation

La biostimulation consiste à stimuler au moyen d'adjuntochimiques ou biochimiques la dégradation des polluants par les micro-organismes indigènes (figure 6). La biostimulation est à la base de toute technique biologique ne nécessitant pas l'adjonction de micro-organismes spécifiques sélectionnés. C'est l'une des techniques les plus utilisées du fait du coût très bas de mise en œuvre.

■ Métabolisme et cométabolisme

Le traitement biologique, qu'il concerne des terres excavées ou des sols encore en place, consiste à utiliser des micro-organismes pour transformer des substances chimiques toxiques en substances non toxiques. Les micro-organismes sollicités sont souvent des bactéries bien que les champignons jouent un rôle dans certains traitements *ex situ*.

● Métabolisme des substances polluantes

Le métabolisme des micro-organismes est constitué du catabolisme et de l'anabolisme. Les réactions composant le catabolisme ont pour but de produire de l'énergie. Cette énergie est utilisée par la suite dans l'anabolisme afin de synthétiser les matériaux servant au maintien et à la reproduction cellulaire.

Les réactions du catabolisme sont des réactions d'oxydo-réduction. Elles utilisent donc des transferts d'électrons d'un composé à un autre, l'énergie libérée étant stockée par les micro-organismes.

Ces réactions ont lieu en chaîne et seule une réaction bilan permet d'identifier le donneur d'électron initial (également appelé *substrat*) et l'accepteur d'électron final. Au bilan, le donneur d'électron est oxydé et l'accepteur d'électron est réduit.

Les réactions de dégradation biologique sont généralement divisées en deux catégories : aérobies et anaérobies. Dans la première, l'accepteur final d'électron est l'oxygène alors que, par opposition, dans la deuxième, l'accepteur d'électrons est un composé autre que l'oxygène, comme par exemple : nitrate (NO_3^-), manganèse (Mn(IV)), fer ferrique (Fe(III)), sulfates(SO_4^{2-}), dioxyde de carbone (CO_2). Le rendement énergétique du catabolisme dépend de l'accepteur d'électron utilisé. Il est admis que si plusieurs accepteurs d'électron sont présents pour un même substrat, celui permettant d'obtenir le meilleur rendement énergétique sera utilisé préférentiellement. Ces rendements suivent l'ordre indiqué ci-dessous :



Les substances polluantes peuvent être utilisées par les micro-organismes en tant qu'accepteur d'électrons ou en tant que donneurs d'électrons. La dégradation de ces molécules est alors partie intégrante du métabolisme et sert directement à la production d'énergie pour les micro-organismes. On dit que la substance est métabolisée.

● Cométabolisme des substances polluantes

Le cométabolisme est la biodégradation fortuite d'une substance chimique B par des enzymes initialement synthétisés pour dégrader une substance chimique A. La molécule A est appelée « inducteur cométabolique ». Les molécules A et B doivent être présentes simultanément dans le milieu pour que le cométabolisme ait lieu. Contrairement au métabolisme, le cométabolisme de B n'entraîne aucun profit énergétique pour les micro-organismes.

■ Concept

Une fois les contaminants identifiés, les différentes voies de dégradation biologique possibles sont connues. Des tests en laboratoire permettent ensuite de déterminer, parmi ces voies, lesquelles peuvent avoir réellement lieu sur le site considéré et comment optimiser les performances de ces voies en terme de rendement, cinétique et coûts. Lors de ces tests, il convient de répondre aux questions suivantes :

- s'agit-il d'une réaction de métabolisme, quels sont les accepteurs d'électrons ou les donneurs d'électrons donnant les meilleures performances ? Sont-ils présents dans le sol en concentrations suffisantes ?
- s'agit-il d'une réaction de cométabolisme ? Quel inducteur cométabolique donne les meilleures performances ? Est-il présent dans le sol à des concentrations suffisantes ?
- les micro-organismes indigènes sont-ils compétents ? Si non, la bioaugmentation serait-elle efficace ?
- les concentrations de polluants ne sont-elles pas au-dessus du seuil d'inhibition ?
- les nutriments sont-ils en concentrations et proportions suffisantes ?

Une fois les « besoins » du milieu identifiés, la biostimulation consistera à concevoir un système capable d'établir, dans le sous-sol ou dans les terres excavées, les conditions favorables à la réaction de biodégradation ciblée. Parfois, agir sur un seul paramètre est suffisant pour obtenir une amélioration significative des performances. De plus en plus de systèmes séquentiels (procédé anaérobiose suivi d'un procédé aérobie) sont utilisés afin d'obtenir une biodégradation du contaminant la plus complète possible.

La biostimulation est donc *un concept plus qu'un procédé* en tant que tel. De nombreuses techniques l'utilisent : traitements biologiques *in situ* aérobie et anaérobiose, biopiles, landfarming, bioventing, biosparging...

■ Type de pollution traitée

Tous les produits biodégradables peuvent être traités, sous réserve que les micro-organismes dégradant les polluants soient présents dans le milieu contaminé.

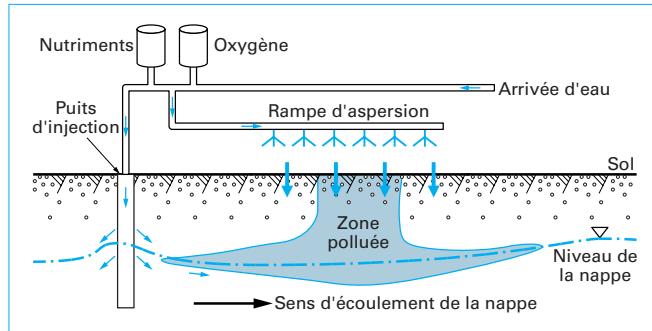


Figure 6 – Principe de la biostimulation

■ Performances

Le rendement obtenu lors d'un traitement de biostimulation peut atteindre 99 %.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement commercialisé.

■ Exemple industriel

Type de site : exploitation agricole, fuite accidentelle de produits pétroliers

Technique : excavation et traitement biologique sur site en alvéole

Contaminant : gasoil et essence

Objectif de traitement : 1 000 mg/kg

Volume traité : 1 500 m³ sol

Type de roche/géologie : remblais et alluvions quaternaires

Durée : 8 mois

Moyens techniques : excavation pelle mécanique, alvéole 1 000 m² étanchée par du PEHD (polyéthylène haute densité) 1,5 mm, aération forcée, injection de nutriments.

■ Références bibliographiques

BALLERINI (D.) – *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

VOGEL (T.M.) – *Bioremédiation des sols*, J3982 (6-2001).

7. Biotertre

Autres mots-clés : biocentre, biopile

La technique consiste en la mise en tas du sol puis en son traitement biologique (figure 7). Cette technique est fortement utilisée pour les sols hétérogènes facilement biodégradables et permet une meilleure organisation du traitement que les techniques *in situ*. Cette technique est très utilisée malgré le faible coût des techniques *in situ* et l'accroissement de leurs performances.

■ Principe

Cette technologie a pour objectif la biodégradation des composés organiques présents sous forme d'imprégnation dans les sols. Elle peut admettre deux principes très différents : la biostimulation (§ 6) et la bioaugmentation (§ 4). D'une manière générale, cette technique consiste à utiliser des micro-organismes pour dégrader des composés organiques.

Cette dégradation est le plus souvent aérobie. La distinction fondamentale réside dans le fait que la biostimulation utilise des bactéries indigènes en créant des conditions de milieu favorables à leur croissance (apport d'eau, de nutriments, de chaleur, d'oxygène). La

bioaugmentation consiste à introduire dans le milieu, avec tous les adjuvants décrits au paragraphe 4, des micro-organismes spécifiquement sélectionnés pour leur aptitude à dégrader le polluant.

Les micro-organismes nécessitent une source de carbone, de nutriments et d'oxygène pour dégrader les hydrocarbures qui sont ainsi transformés en gaz carbonique et en énergie. Dans les sols contaminés, la source de carbone est suffisante mais les nutriments et l'oxygène sont manquants ou déficitaires. La biodégradation ne pourra se produire naturellement dans des délais intéressants qu'en présence suffisante de nutriments et d'oxygène. Les modalités d'apport de ces éléments sont la principale clef du procédé. Chaque société de dépollution a développé ses propres procédures et protège ses " secrets de traitement ".

Avant de démarrer un procédé de biodégradation, on doit bien considérer que les micro-organismes peuvent dégrader tout ce qui peut être assimilé à de la " nourriture ". Leur métabolisme est assez élémentaire et les micro-organismes préfèrent consommer comme nourriture une source énergétique. Si un organisme doit choisir entre une molécule de glucose et une molécule de benzène, le glucose sera dégradé préférentiellement parce qu'il libère plus d'énergie pour un " effort " équivalent.

L'eau contient, dans les meilleures conditions, 15 à 20 mg/l d'oxygène dissous.

Prenons un exemple : pour dégrader 1 kg d'isopentane (formule C₅H₁₂) - un hydrocarbure simple constituant environ 15 % d'une essence - 4,879 kg d'oxygène seront nécessaires. Ce poids d'oxygène serait contenu dans 15,11 m³ d'air. Pour que le transfert soit efficace, il faudrait approximativement 287 m³ d'air par kilogramme de produit à dégrader. Même si ce volume semble important, il est très facile à produire avec un simple surpresseur.

Outre l'apport d'oxygène, le procédé de dégradation biologique requiert des macro-éléments sous une forme biodisponible, c'est-à-dire directement assimilables par les micro-organismes. Les nutriments les plus utilisés sont l'azote sous forme de sels d'ammonium et le phosphore sous forme d'orthophosphate.

■ Type de pollution traitée

Ce procédé s'applique de façon optimale sur des composés organiques biodégradables absorbés sur un sol excavé. Les facteurs limitants pour l'utilisation de cette technique sont la nature du contaminant et le pourcentage de fines contenues dans le sol. Les polluants classiquement traités par biodégradation sont : les gasoils, les fuels, les kéroses, les pétroles bruts et certaines coupes pétrolières lourdes (certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), huiles organiques...).

■ Moyens techniques

Le sol est disposé, en plate-forme de traitement, dans des alvéoles fixes ou démontables, sur des épaisseurs de 0,5 à 1,5 m selon le volume à traiter et la surface disponible. L'étanchéité est assurée soit par une enceinte en béton (système fixe) soit par une membrane PEHD (polyéthylène haute densité) posée sur une couche anti-poinçonnement (système démontable).

La plate-forme est instrumentée de façon à permettre l'injection d'eau, de nutriments, d'oxygène et de micro-organismes. On distingue un réseau d'extraction permettant d'assurer aération et collecte des lixiviat, et un réseau d'aspersion permettant de réinjecter ceux-ci après l'addition de nutriments.

L'ensemble fonctionne en système clos. Cependant, il est possible d'ajouter de l'eau par un puits afin de maintenir le taux d'humidité adapté au développement des bactéries, taux de l'ordre de 40 à 60 % de la capacité de rétention. La gestion des flux (eau-air) dépend des paramètres intrinsèques du milieu à traiter (perméabilité à l'eau, perméabilité à l'air, vitesse de percolation...). Les injections de nutriments ou de micro-organismes sont calées sur l'évolution biochimique du tertre biologique.

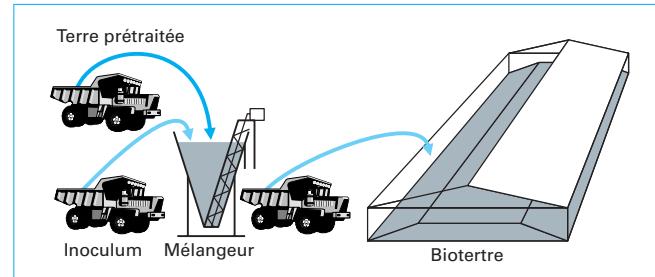


Figure 7 – Principe du biotertre

■ Performances

Le rendement de ce procédé peut atteindre 99 % si le temps de traitement est suffisamment long.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement largement commercialisé. On dénombre en France près d'une dizaine de biocentres adossés aux CET 1 (Centres d'enfouissement technique de classe 1) fonctionnant de manière journalière et des biotertres sont parfois installés à proximité des sites pollués.

■ Exemple industriel

Type de site : site agroalimentaire (stockage céréales) en activité, fuite accidentelle sur cuve à fuel

Technique : excavation et traitement sur site en biopile par biostimulation

Contaminant : fuel (FOD)

Objectif de traitement : 1 000 mg/kg

Volume traité : 1 000 m³ sol

Type de roche/géologie : alluvions récentes, grossières (sables et graviers)

Durée : 18 mois

Moyens techniques : alvéoles étanchées par du PEHD 1 mm, aération forcée, réseau injection de nutriments.

■ Références bibliographiques

BALLERINI (D.). – *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

VOGEL (T.M.). – *Bioremédiation des sols*, J3982 (6-2001).

GOURDON (R.). – *Traitements biologiques des déchets*, G2060 (1-2001).

8. Bioventing

Cette technique consiste à amener l'oxygène nécessaire à la biodégradation (figure 8) et est souvent confondue avec le venting basé sur la volatilisation des polluants (§ 36). Le bioventing présente des coûts très faibles (traitement très réduit des gaz en sortie et matériel de pompage plus petit que pour le venting classique). Cette technique est utilisée depuis une vingtaine d'années et reste très employée pour les sites pollués par les hydrocarbures biodégradables.

■ Principe

Le bioventing est un procédé *in situ* permettant d'aérer la zone insaturée afin que les micro-organismes du sol puissent mieux respirer et dégrader les polluants. Cette technique consiste à renouveler l'air par dépression ou injection dans la zone insaturée et à

induire des circulations d'air centrées sur et en direction de chaque point d'extraction.

La circulation d'air engendrée par le système de *bioventing* assure l'apport d'oxygène gazeux aux micro-organismes indigènes présents dans la zone contaminée. Ainsi, le *bioventing* permet de stimuler la biodégradation aérobie de certains contaminants. Quand la biodégradation joue un rôle plus important que la volatilisation dans le traitement de la zone contaminée, le système est décrit sous le nom de *bioventing*.

■ Type de pollution traitée

Le *bioventing* s'applique de façon optimale sur des composés organiques semi-volatils en imprégnation dans la zone insaturée (gasoil...). Le facteur limitant le plus contraignant pour l'utilisation de ce procédé est la cinétique de biodégradation.

■ Moyens techniques

La zone insaturée est traitée à partir de multiples points d'extraction. Le nombre, l'espacement et la profondeur des points sont dictés par la définition géométrique du système (extension et type de contamination, profondeur et variations du niveau statique...) et les caractéristiques hydrodynamiques de la zone insaturée (perméabilité à l'air...). Ces mêmes paramètres vont influencer le choix du type (volumétrique, intermédiaire, centrifuge...) et de la puissance de l'extracteur. Les sites privilégiés d'application de ce procédé étant les stations service et les dépôts des produits pétroliers, la totalité de la connectique est généralement enterrée.

Les points d'extraction peuvent être des puits verticaux (aiguilles d'extraction) ou des puits horizontaux (drains d'extraction). La profondeur et la longueur des crépines (massif filtrant) dépendent des caractéristiques géologiques et de la répartition spatiale de la pollution.

En pratique, le rayon d'influence d'un ouvrage est défini comme la distance entre le puits d'extraction et le piézomètre de contrôle où l'on mesure une dépression significative dans le sol. Le rayon efficace d'un ouvrage est défini comme la distance maximale du point d'extraction sur laquelle il est possible d'apporter une quantité d'oxygène suffisante pour soutenir la biodégradation sur une période de temps compatible avec la durée du traitement proposé.

Le rayon d'influence d'un point d'extraction est directement lié à la perméabilité intrinsèque du milieu, aux caractéristiques des ouvrages et aux débits extraits.

L'efficacité du traitement est mesurée par des techniques respirométriques. En effet, la biodégradation aérobie se caractérise par une consommation d'oxygène et une production de CO₂. L'estimation de la quantité de polluant dégradé peut donc être estimé en comparant les teneurs en O₂ et CO₂ avant et après passage dans le sol.

■ Performances

Le rendement de ce procédé varie avec les polluants mais peut atteindre plus de 90 %.

Les performances du *bioventing* sont d'autant meilleures que la répartition du flux d'air sur la zone contaminée est homogène autour du point d'extraction. Ceci est directement lié à l'homogénéité du sol. La présence d'hétérogénéités entraîne des passages préférentiels à travers les zones les plus perméables à l'air. Ces zones sont alors traitées en premier lieu. Les zones environnantes sont décontaminées à la fois par volatilisation et par diffusion des contaminants jusqu'aux passages préférentiels déjà décontaminés.

La biodégradation aérobie de certains polluants, comme les hydrocarbures, est parfois limitée par un manque de nutriments (N,P...). Ces éléments pourront être apportés sous forme liquide, par injection dans des puits superficiels ou par un réseau de drains.

■ Maturité du procédé

Le procédé est largement utilisé en France.

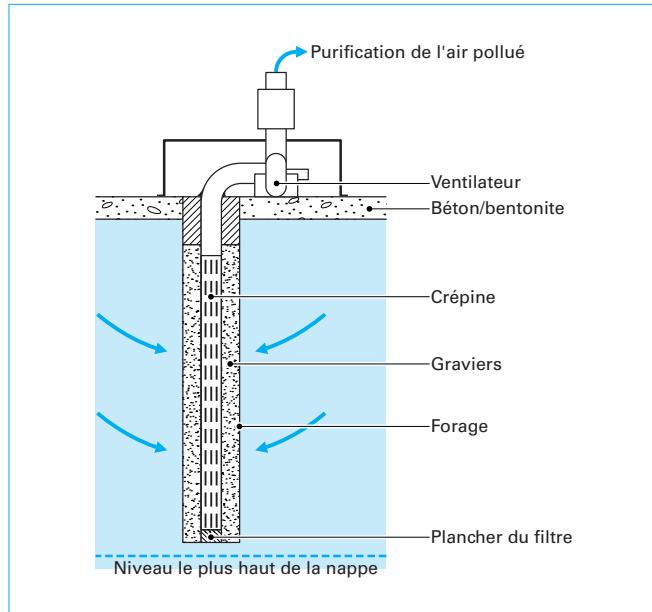


Figure 8 – Principe du *bioventing*

■ Exemple industriel

Contaminant : fuel

Problématique : gaz

Superficie traitée : 11 000 m³, 20 m de profondeur

Type de roche : sable, limon, argile. Humidité variable de 2 à 11 %. Nappe phréatique à 20 m

Design : vitesse d'extraction fixée à 170 m³/h

Masse de produit traité : 305 g d'hydrocarbures totaux/kg de sol/an. Réduction de pollution de 55 à 60 % en 2 ans, 90 % dus à la biodégradation et 10 % à la volatilisation

Temps de traitement : 30 mois.

■ Références bibliographiques

BALLERINI (D.). – *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

VOGEL (T.M.). – *Bioremédiation des sols*, J3982 (6-2001).

BERAUD (J.F.) et GATELLIER (C.). – *Ouvrages enterrés et pollution du sous-sol*, C5580 (2-1994).

9. Compostage de sols

La technique est basée sur l'ajout de compost au sol pour favoriser la biodégradation des polluants (figure 9). Elle repose sur trois points :

- le besoin de structurer pour mieux aérer le sol,
- les besoins en nutriment des micro-organismes,
- la croissance des micro-organismes.

La nature des composts varie énormément en qualité et tous les composts ne fonctionnent pas de manière identique, enfin, certains ont des actions spécifiques. Cette technique est souvent utilisée pour les sols contaminés par des hydrocarbures.

■ Principe

Le procédé dit " de compostage de sols " consiste à mélanger des terres contaminées avec un compost adapté afin de favoriser la dégradation des contaminants. Le compostage de sol est donc un procédé *ex situ*.

Bien qu'utilisée couramment, l'appellation *compostage de sols* n'est pas totalement correcte. En effet, le compostage, stricto sensu, consiste à favoriser la décomposition de matières organiques naturelles et non xénobiotiques. Ces matières organiques naturelles peuvent être :

- d'origine animale : lisiers de porc, de cheval, de bovins, d'ovidés ou de volailles. Ces sources sont souvent enrichies en micro-organismes lithotrophiques (nitritants et S-oxydants) et hétérotrophiques ;

- d'origine végétale : légumes, fruits, bois, gazon... De la paille et des copeaux de bois sont souvent ajoutés au compost comme agent de texture et de sorption au sol. De plus, la cellulose et la lignocellulose sont des molécules organiques ayant une biodégradabilité lente et donc une action étalée dans le temps.

Plus le compostage est avancé, plus le matériau est homogène, structuré et riche en substances humiques.

Il existe de multiples techniques de compostage et, au sein de ces procédés, de multiples savoir-faire. Pour une même sorte de compost, l'état d'avancement du compostage pourra jouer un rôle dans l'efficacité du compost sur la dégradation des contaminants. Il est donc crucial de tester en pilote l'efficacité du compost choisi avant le passage à grande échelle.

Le rôle exact joué par le compost dans la dégradation des contaminants du sol est complexe et à l'heure actuelle mal connu. Néanmoins, l'ajout de compost peut être considéré comme :

- une biostimulation : apport de nutriments (§ 6) ;
- une bioaugmentation : apport de bactéries présentes en nombre élevé dans le compost (§ 4) ;
- une amélioration de la structure du sol grâce aux divers éléments plus ou moins rigides contenus dans le compost. L'aération est donc améliorée et l'activité des micro-organismes aérobies est favorisée.

Il est également indéniable que le brassage du sol nécessaire pour incorporer le compost entraîne une aération bénéfique pour la dégradation des contaminants.

Outre l'apport et la stimulation de la microflore, le compost joue vraisemblablement un rôle au niveau des mécanismes de cométabolisme de la biodisponibilité du polluant.

■ Type de pollution traitée

L'ajout de compost a donné de bons rendements sur des terres contaminées par gasoil, fuel, huiles, graisses, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), polychlorobiphényles (PCB), polychlorophénols (PCP), chlorobenzène, trinitrotoluène (TNT), Royal Demolition Explosives (RDX) et autres explosifs. Les performances dépendent fortement de la nature de la pollution, du type de sol à traiter et du compost utilisé.

■ Moyens techniques

Le procédé de compostage est souvent combiné à d'autres techniques *ex situ* telles que le *landfarming*, le traitement en alvéole, etc. Ainsi, une fois le mélange effectué, il est entreposé en tas – ou piles – généralement trapézoïdaux parfois appelés *andains*. Les dimensions de ces piles sont hautement variables mais l'ordre de grandeur est de 2 à 3 mètres de haut, 5 mètres de base inférieure et 1,50 mètres de base supérieure. Le but du design sera avant tout de conserver la chaleur au sein de la pile afin que les températures optimales y soient atteintes. De plus, une hauteur inférieure à 3 mètres est conseillée pour éviter le compactage des sols situés dans les étages inférieurs de la pile.

La quantité de compost ajoutée au sol est variable. Elle varie de 30 % sol / 70 % compost à 80 % sol / 20 % compost.

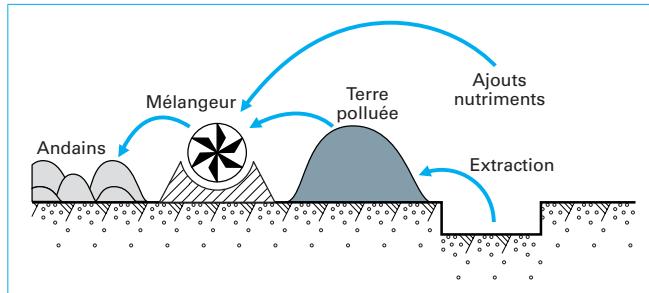


Figure 9 – Principe de compostage des sols

Une des phases cruciales du compostage de sol est la préparation du sol avant le mélange avec le compost. Il s'agit alors d'éliminer tous les matériaux grossiers non-biodégradables (morceaux de roches, débris divers) et d'émettre autant que possible les agrégats du sol.

Le ratio massique C:N:P optimal (Carbone: Azote:Phosphore) est compris entre 100:5:1 et 300:5:1. Le taux d'humidité du mélange sol/compost doit être entre 50 et 80 % de la capacité au champ du mélange. Il est nécessaire d'arroser le mélange si ce taux tombe au-dessous de 40 %.

Il convient d'empêcher l'absorption des eaux de pluie dans la pile car un excès d'eau peut rendre le milieu anaérobio. Ainsi, la mise en place d'un film imperméable sur la pile peut être conseillé dans les climats humides. Certains films permettent de laisser passer l'air et de retenir l'eau (*gortex*). La couleur de ces films peut avoir un effet non négligeable sur la température de la pile. Les films sombres permettent de retenir la chaleur à l'intérieur de la pile durant les mois d'hiver. Si aucun film n'est utilisé, les pentes abruptes sur les côtés de la pile peuvent favoriser le ruissellement au détriment de l'absorption.

La température du mélange détermine les populations microbiennes qui seront les plus actives :

- mésophiles : températures optimum entre 25 et 45 °C,
- thermophiles : températures optimum entre 40 et 60 °C.

Les mésophiles semblent être les micro-organismes les plus efficaces lors de la dégradation des contaminants organiques tout spécialement autour de 35 °C, exception faite de la dégradation des TNT qui se fait plus rapidement sous des conditions thermophiles. Les composts issus d'excréments de volailles permettent d'atteindre les températures les plus élevées, suivis par les excréments de porcins, ovins et bovins. Un compost peu avancé contient les matières organiques les plus facilement biodégradables et permet donc d'atteindre les plus hautes températures dès le début du compostage de sols.

La concentration en oxygène dans la phase gazeuse interstitielle est également un paramètre à optimiser. Il n'est pas nécessaire d'atteindre 10 à 15 % en oxygène. Pour certains composés tels les hydrocarbures pétroliers ou certains herbicides, une concentration comprise entre 4 et 6 % est suffisante et parfois même conseillée (pour les HAP par exemple). Les polychlorophénols (PCP) et les chlorobenzènes sont dégradés de manière plus efficace en milieu modérément aérobio (2 %) afin de permettre l'instauration de zones anaérobio (pour la déchloration) et de zones aérobies (pour l'humification finale des produits de déchloration). L'aération d'une pile peut être mécanique (souffleur) ou non (aération convective naturelle due au gradient de température, vent).

■ Performances

● Avantages :

- possibilité de traiter des contaminants relativement récalcitrants dans d'autres conditions ;
- la surface nécessaire pour traiter *ex situ* un certain volume de sol est réduite du fait de l'activité plus grande du mélange sol/compost ;

- le compost permet d'accélérer les traitements biologiques *ex situ* classiques ;
- faible maintenance.

● Inconvénients :

- comme tout traitement biologique *ex situ*, le sol est légalement encore considéré comme déchet. Néanmoins, les coûts de mise en décharge sont bien moindres que pour le sol simplement excavé. Les sols ainsi traités servent par exemple pour former la couche superficielle des décharges ;
- un compost efficace doit être produit/acheté afin de traiter le contaminant d'intérêt.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement commercialisé.

■ Exemple industriel

Type de site : ancienne raffinerie

Technique : mélange avec un compost pré-enrichi en bactéries, aération mécanique des terres

Contaminant : hydrocarbures difficilement biodégradables

Objectif de traitement : 5 000 mg/kg

Volume traité : 20 000 m³ sol

Type de roche/géologie : terres végétales, remblais, alluvions récentes, hétérogènes, grossiers à fins

Durée : 18 mois

Moyens techniques : mélange avec compost biocatalyser A et aération mécanique périodique par engins agricoles.

■ Références bibliographiques

BALLERINI (D.). – *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

GUIBELIN (E.). – *Lutte contre la pollution des eaux : traitements des boues*, G1450 (4-1999).

10. Désorption thermique *ex situ*

La désorption thermique est l'application de chaleur pour extraire du sol par volatilisation les polluants volatils et semi-volatils (figure 10). Cette technique est de plus en plus concurrentielle face à l'incinération.

■ Principe

La désorption thermique consiste, une fois les terres contaminées excavées, à les introduire dans une unité de désorption (communément appelée « four ») où elles seront chauffées jusqu'à des températures comprises généralement entre 150 et 540 °C. Cette augmentation de température a deux buts :

- favoriser la désorption des contaminants fortement adsorbés sur les particules du sol,
- augmenter la tension de vapeur des composés peu volatils afin de pouvoir les volatiliser et les extraire en phase gazeuse.

La désorption thermique est toujours accompagnée d'une récupération des vapeurs émises durant le procédé. Ces vapeurs subissent une série de traitements après extraction : récupération des particules puis élimination des composés organiques et du monoxyde de carbone. Ces composés peuvent être détruits (brûleur, oxydation catalytique) ou transférés sur un autre milieu (condenseur ou charbon actif).

Bien que la désorption thermique ne soit pas conçue à l'origine comme procédé de destruction, il arrive que certains composés soient altérés dans le réacteur, partiellement ou complètement, sous l'effet de la température.

Il est à noter que l'application de la désorption thermique s'effectue à des températures moyennes contrairement à l'incinération.

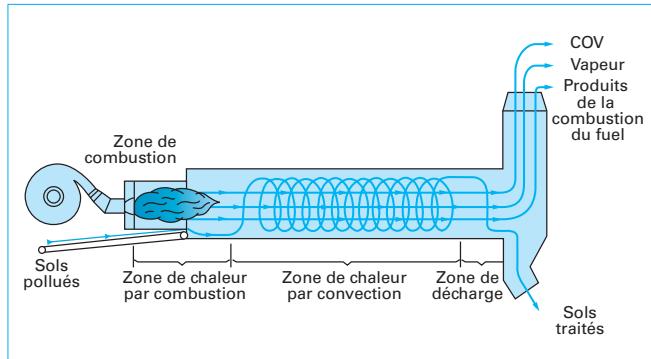


Figure 10 – Principe d'une unité de désorption thermique *ex situ*

Ainsi, une fois traité, le rendu n'est pas une cendre mais un sol qui peut être laissé en place ou intégré à divers matériaux : ciments, matériaux servant à recouvrir les décharges, asphalte.

■ Type de pollution traitée

La désorption thermique est envisagée pour le traitement des composés semi-volatils ou peu volatils : fractions lourdes d'hydrocarbures, huiles, PCB (Polychlorobiphényles), pesticides, dioxines, HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques). En effet, ces composés ne peuvent être extraits du sol en phase gazeuse que si leur tension de vapeur est augmentée de manière significative.

Le procédé de désorption thermique est également employé lorsqu'elles ont une tension de vapeur adaptée à leur extraction en phase gazeuse mais sont trop fortement adsorbées dans les agrégats d'un sol (forte teneur du sol en matière organique par exemple). Dans ce cas, la désorption thermique est efficace pour traiter les essences, gasoils, kérénèses, solvants chlorés...

En règle générale et pour un sol donné, moins le composé est volatil et plus la température requise est élevée.

■ Moyens techniques

Afin d'obtenir les concentrations finales désirées, les points suivants devront être pris en compte :

- concentrations initiales en polluant dans le sol,
- temps de séjour dans l'unité de désorption,
- température maximale pouvant être atteinte par l'unité de désorption,
- caractéristiques physico-chimiques du contaminant,
- éventuel brassage mécanique à l'intérieur de l'unité de désorption,
- éventuel pré-traitement des sols avant le passage dans l'unité :
 - broyage ou ségrégation des fractions supérieures à 5 cm,
 - séchage pour des taux d'humidité supérieurs à 20 %,
 - pour les sols excessivement compacts (argile par exemple) : émotage, mélange avec de la chaux, du gypse ou des sols plus friables.

La température atteinte dans le four dépend fortement du taux d'humidité initial du sol, du type de sol (capacité thermique) et de l'efficacité du transfert thermique du réacteur.

Les sols à forte teneur en argile seront plus difficiles à chauffer. Par ailleurs, ils relargueront un nombre plus important de particules dans la phase gaz à traiter. Une unité de filtration des particules devra donc être montée en amont du traitement des gaz. Les particules sont ensuite regroupées avec le sol traité.

Les unités de désorption peuvent être classées en trois grandes catégories.

● Unité rotative (*rotary kiln*)

Ce type d'unité est constitué d'un réacteur cylindrique en métal légèrement incliné par rapport à l'horizontale dans lequel les terres contaminées sont chargées. Le cylindre est en mouvement rotatif autour de son axe faisant ainsi avancer le sol peu à peu d'une extré-

mité à une autre du réacteur. Un brûleur situé à l'entrée du cylindre fournit la chaleur à l'intérieur du réacteur. Le mouvement du cylindre accélère le transfert thermique par brassage. Ces systèmes peuvent atteindre des capacités de traitement de 25 tonnes de sol par heure. L'air chargé de récupérer les vapeurs à l'intérieur du réacteur peut circuler à contre-courant ou dans le même sens que le sol.

● Unité « à vis »

Ce type d'unité est constitué d'un réacteur cylindrique en métal dans lequel une vis sans fin fait progresser le sol. La partie intérieure de la vis ainsi que les parois creuses du réacteur sont alimentées en fluide chaud (huile ou vapeur) afin de transmettre l'énergie au sol. Les sols peuvent atteindre des températures de 260 °C avec l'huile ou 180 °C avec la vapeur. Les unités à « vis » peuvent traiter de 3 à 15 tonnes par heure. Du fait que les sols sont chauffés indirectement, les volumes de gaz à traiter représentent la moitié du volume à traiter lorsque le chauffage est direct. Le risque d'explosion est également fortement réduit. Les unités de traitement sont donc relativement réduites rendant aisée la mise en place d'unités de désorption mobiles.

● Unités à « tapis »

Ce type d'unité est constitué d'un tapis métallique souple permettant de transporter à travers le réacteur une couche de sol d'environ 2,5 cm. Les températures généralement atteintes s'étendent de 150 à 430 °C. Le tapis est régulièrement agité le long du réacteur afin de favoriser la volatilisation des contaminants. Ce système peut traiter 5 à 10 tonnes de sol par heure.

On trouve des unités fixes de traitement et également des unités mobiles, qui peuvent être employées lorsque le volume de terres à traiter sur un chantier le justifie.

■ Performances

Le rendement de traitement d'une unité de désorption est inversement proportionnel au taux d'humidité des sols qui y sont introduits. Les concentrations en hydrocarbures totaux et en BTEX peuvent être réduites, respectivement, en dessous de 10 ppm et 100 ppb.

● Avantages :

- coût nettement inférieur à l'incinération,
- traitement rapide des terres,
- traitement sur site grâce à des unités mobiles,
- rendements permettant d'atteindre des concentrations résiduelles très basses, compatibles avec une banalisation ou une mise en décharge de classe 3.

● Inconvénients :

- nécessité d'excaver les terres contaminées,
- pour l'application sur site, nécessité d'une surface disponible suffisante pour l'installation de l'unité mobile,
- pour l'application hors site, nécessité d'un transport coûteux et visible,
- nécessité de monter un dossier d'installation classée temporaire pour effectuer un traitement sur site,
- nécessité d'un traitement des fumés performant et onéreux.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement commercialisé.

■ Exemple industriel

Pays : Pays Bas

Technique : unité fixe de désorption thermique

Contaminants traités : hydrocarbures aromatiques, huiles minérales, HAP, PCB, cyanures, dioxines, furannes

Volume traité : 350 000 t/an.

11. Désorption thermique *in situ*

La désorption thermique est l'application de chaleur pour extraire du sol par volatilisation les polluants volatils et semi-volatils.

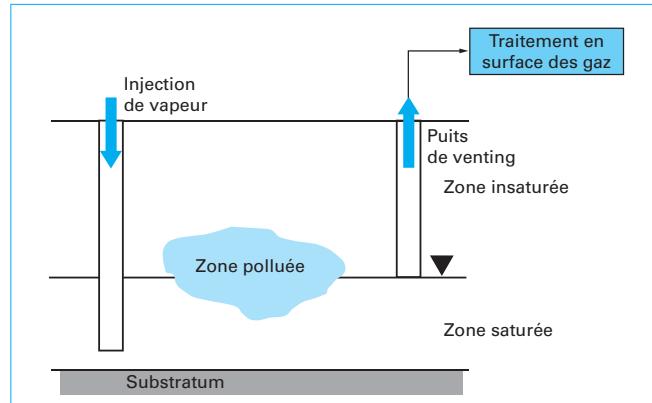


Figure 11 – Principe de la désorption thermique *in situ* (injection de vapeur)

Le procédé de désorption thermique *in situ* est une amélioration apportée au procédé de *venting* (§ 34). Le sol en place est chauffé par différents moyens afin d'augmenter la volatilisation des polluants qu'il contient (figure 11).

■ Principes

La désorption thermique *in situ* est une amélioration du procédé de *venting*, utilisée lorsque celui-ci atteint ses limites. La température du sol à traiter est augmentée par différents moyens. Cette élévation de température a pour conséquence une évaporation de l'eau contenue dans le sol. Les polluants ayant une température d'ébullition inférieure à celle de l'eau sont alors volatilisés par évaporation et stripping. Le rendement du *venting* est alors sensiblement amélioré.

■ Type de pollution traitée

La désorption thermique *in situ* est applicable à tous les polluants habituellement traités par stripping, c'est-à-dire les composés volatils et semi-volatils (solvants chlorés, essences ...). Son usage peut être étendu à d'autres composés organiques beaucoup moins volatils, tels que les PCB (Polychlorobiphényles).

■ Moyens techniques

Differents procédés sont employés pour augmenter la température du sol à traiter:

● Injection de vapeur

De la vapeur d'eau (ou éventuellement de l'air chaud) est injecté en amont hydraulique de la zone à traiter. Un front de chaleur se propage alors dans la zone contaminée, entraînant la volatilisation des polluants. Un puits de *venting* situé en aval hydraulique de la zone contaminée permet la récupération des polluants volatilisés.

● Chauffage par résistance électrique

Deux électrodes sont placées dans le sol de part et d'autre de la zone à traiter. Un courant électrique passe dans le sol entre les deux électrodes, entraînant la dissipation de chaleur en raison de la résistance du sol. L'humidité du sol et l'eau souterraine sont alors vaporisées. Un puits de *venting* situé en aval hydraulique de la zone contaminée permet l'extraction des polluants volatilisés.

● Chauffage par micro-ondes

Le chauffage de la zone de sol à traiter peut également être réalisé par l'utilisation de micro-ondes (§ 18).

● Puits thermique

Un puits thermique, consistant en un tuyau métallique pouvant atteindre une température de 600 °C, peut être placé au cœur de la zone contaminée. Il entraîne la volatilisation des polluants présents.

Un puits de *venting* situé en aval hydraulique de la zone contaminée permet l'extraction des polluants volatilisés.

Les vapeurs extraites subissent alors un post-traitement en surface. Les différents post-traitements utilisables sont les mêmes que ceux utilisés pour un *venting* : charbon actif, système d'oxydation catalytique, torchère. Le choix du système de post-traitement est dicté par la concentration en polluants dans les vapeurs extraites.

■ Performances

La désorption thermique *in situ* permet d'augmenter de façon notable les rendements d'extraction obtenus avec un *venting* classique.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement en cours de développement. De nombreux essais pilote sont en cours.

■ Exemple industriel

Pays : Danemark

Type de site : zone urbaine (commerces et habitations)

Contaminant : PCE (perchloroéthylène)

Technique : désorption thermique *in situ* (injection de vapeur + *venting*)

Performances : vitesse d'extraction des polluants multipliée par 10 par rapport à un *venting* classique.

- anions (NO_3^- , SO_4^{2-})
- *Dense Non-aqueous Phase Liquid* (DNAPL)
- cyanures
- explosifs
- hydrocarbures halogénés (TCE).

■ Moyens techniques

Dans le procédé d'électrocinétique, l'eau est électrolysée à la cathode (création de OH^-) et à l'anode (création de H^+). Ces ions migrent à travers la zone contaminée entraînant des changements localisés de pH. S'il s'agit d'une baisse de pH, la désorption des ions contaminants a lieu. En revanche, s'il s'agit d'une hausse de pH, le risque de précipitation des espèces ioniques est augmenté. La précipitation est indésirable car elle entraîne l'immobilisation des contaminants et réduit, par colmatage, la perméabilité de la zone à l'eau. La précipitation peut être évitée grâce à l'ajout d'eau ou d'acide dilué dans le puits d'installation de la cathode afin d'empêcher la migration des ions OH^- dans la zone à traiter.

Un ordre de grandeur typique de la vitesse de migration des ions dans la zone traitée est 2,5 cm/jour. Cela correspond à un temps de traitement de 100 j pour un espacement d'électrodes de 2 à 3 m. Les tests pilotes menés sur des sites contaminés par métaux consomment 500 kWh/m³ pour un espacement d'électrode de 1 à 1,5 m.

Le taux d'humidité est un facteur majeur gouvernant l'électrocinétique. Pour un fonctionnement optimal, le taux d'humidité doit être supérieur à la capacité au champ (afin de permettre une électromigration significative) mais inférieur à la saturation afin de réduire la longueur moyenne de parcours jusqu'aux électrodes.

Après avoir migré jusqu'aux électrodes, les contaminants sont récupérés par dépôt sur les électrodes, précipitation/coprecipitation, pompage au voisinage de l'électrode, ou complexation sur des résines échangeuses d'ions.

Il convient d'effectuer quelques tests préalables avant d'installer un système d'électrocinétique. On tentera, par exemple, de déterminer la répartition spatiale de la conductivité électrique du sol, certaines infrastructures métalliques enterrées pouvant rendre la technique inefficace en créant des passages préférentiels. On déterminera également le pH ambiant du sol et la conductivité électrique de l'eau interstitielle.

■ Performances

L'électrocinétique a été développée principalement pour traiter les sols à faible perméabilité, particulièrement ceux à forte teneur en argile. Ce procédé fonctionne particulièrement bien pour des sols à faible capacité d'échange cationique (CEC) et à faible salinité.

L'électrocinétique a atteint des rendements de :

- 75 à 95 % pour le plomb, le cadmium et l'uranium (concentrations initiales de 2 000 mg/kg) ;
- 85 à 95 % pour le phénol (concentrations initiales de l'ordre de 500 mg/kg) ;
- 98 % pour le TCE (concentrations initiales de 100 à 500 mg/kg).

● Avantages :

— Alors que la faible perméabilité d'un sol est souvent un obstacle aux techniques classiques de dépollution *in situ*, elle correspond en revanche à la meilleure situation d'application de l'électrocinétique (conductivité hydraulique $<10^{-5}$ cm/s).

— Il n'existe actuellement aucune autre solution viable de traitement *in situ* des métaux dans la zone insaturée. Les techniques *ex situ* déjà existantes sont appliquées pour de faibles superficies et profondeurs.

● Inconvénients :

— Le procédé d'électrocinétique est limité par la solubilité du contaminant et sa désorption. Certains métaux lourds à l'état zérovalent n'ont ainsi pas pu être dissous ni séparés du sol.

— L'hétérogénéité de la zone de sol traitée peut entraîner des courants moindres dans certaines parties. La décontamination de ces zones peu conductrices sera donc plus lente voire inexisteante.

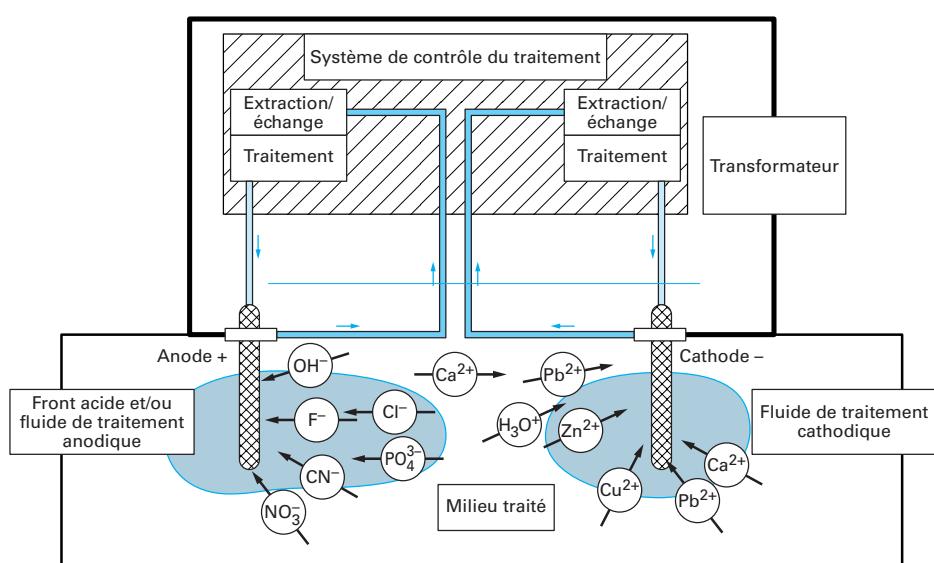


Figure 12 – Principe de l'électrocinétique

— L'échauffement du sol est indésirable dans ce procédé puisqu'il aboutit à un assèchement de la zone chauffée et donc à une perte de conductivité.

— Le contrôle du pH est critique afin d'éviter la précipitation des contaminants donc leur immobilisation. Le problème de précipitation est couramment rencontré au voisinage de la cathode.

— Ne s'applique que pour les sols homogènes.

■ Techniques dérivées

L'électrocinétique permet de récupérer les contaminants par migration jusqu'aux électrodes. A l'inverse, ce procédé permet également d'injecter des substances dans la zone à décontaminer. Une fois introduites sous forme solubilisée dans les puits des électrodes, ces substances migrent pour rejoindre l'électrode opposée. Il est ainsi possible d'injecter :

- des nutriments au sein d'une zone où l'on désire favoriser la biodégradation des contaminants ;
- un agent oxydant (par exemple, le réactif de Fenton i.e. $H_2O_2 + Fe^{2+}$) afin d'oxyder certains composés organiques.

■ Maturité du procédé

Le procédé en est au stade du développement avancé pour le traitement de boues.

■ Références bibliographiques

GUIBELIN (E.). – *Lutte contre la pollution des eaux : traitements des boues d'épuration*, G1450 (4-1999).

TOBAZEON (R.). – *Combustion électrique dans les liquides*, D2430 (11-1996).

13. Electro-oxydation

Autre mot-clé : géo-oxydation

L'électro-oxydation est l'application d'un champ électrique dans le sol (partie insaturée en eau), dans le but d'oxyder les polluants (figure 13). Cette technique récente a été testée en pilote sur site et commence à être commercialisée.

■ Principe

Le sol est composé entre autres d'eau, de matière organique, d'argiles, de métaux et sels naturels. Ces composés sont souvent polaires ou chargés. Il existe donc des interactions électriques aux différents points de contact de ces éléments. Quant un courant électrique est appliqué au sol, il se produit des réactions d'oxydo-réduction aux interfaces eau/composés chargés ou polaires. Ces réactions aboutissent souvent à l'hydrolyse de l'eau et donc à la formation de radicaux (ex : radical hydroxyle OH^\bullet) capables d'oxyder les polluants organiques. Les métaux naturellement présents dans le sol (ex : Al, Fe, Mn...) jouent le rôle de catalyseur pour ces réactions.

■ Type de pollution traitée

Cette technique est bien adaptée pour les polluants sensibles à l'attaque radicalaire (par exemple, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), hydrocarbures aromatiques (BTEX: Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylène), organiques de type pesticides ou explosifs (TNT: trinitrotoluène, RDX: Royal Demolition Explosive)).

■ Moyens techniques

L'application d'électricité se fait en utilisant des électrodes (10 cm de diamètre environ) en acier qui sont enfoncées dans le sol. Le courant appliqué varie de 0,2 à 1,5 kWh/t de sol. La profondeur d'enfoncement des électrodes dépend de la profondeur de la nappe phréatique et des polluants.

■ Performances

Les études et les tests ont montré que l'électro-oxydation dégrade les HAPs totaux à 80 % et les phénols à 99 %.

■ Maturité du procédé

Le procédé en est au stade du développement avancé.

■ Exemple industriel

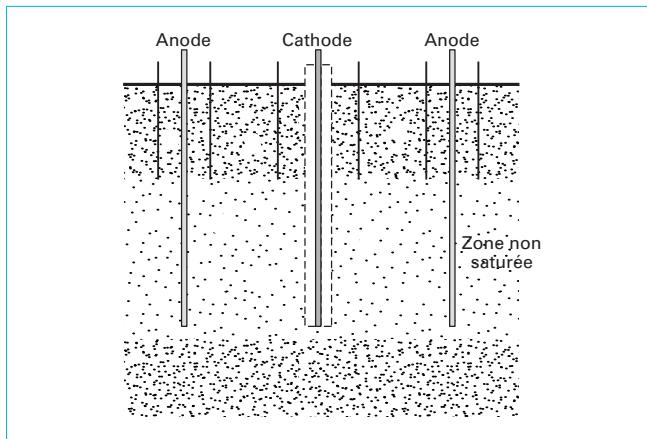
Type de site : gazéification de lignine

Site en activité : non

Contaminant : hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Superficie : 850 m²

Géologie/hydrogéologie : remblais, sable organique, nappe à 1 m

**Figure 13 – Principe de l'électro-oxydation**

Design : deux électrodes à 35 m de distance enfoncées à 75 cm, 4 kW appliqués

Durée : 75 jours

Bilan : de 4 à 170 mg HAP totaux/kg sol passage à 0 à 25 mg HAP/kg sol.

14. Excavation

L'excavation n'est pas un procédé de traitement à proprement parler. En effet, le traitement, quand il a lieu, intervient avant ou après l'excavation. L'excavation est souvent la méthode la plus rapide pour aménager un site, mais le sol demeure pollué. Il s'agit d'une méthode très répandue débouchant sur les filières de traitement hors site (ex : incinération) ou de mise en centre d'enfouissement technique (CET). Le fait que l'excavation ne soit pas en elle-même un traitement du sol (mais du site) engendre des risques de transport. Cependant, pour des actions rapides l'excavation reste toujours intéressante (figure 14).

■ Principe

Le procédé d'excavation désigne stricto sensu l'enlèvement de sols contaminés sur une zone préalablement définie grâce à des investigations, prélèvements de sol. Néanmoins, on peut inclure un certain nombre d'étapes ultérieures dont le tri sur site des sols excavés, le stockage en CET des sols excédant une certaine concentration et le remblai de la fouille. La présence de bâtiments, l'exiguïté des lieux ou d'autres paramètres indépendants des analyses de sols peuvent gêner l'excavation et restreindre la zone possiblement excavable.

■ Type de pollution traitée

L'excavation est pratiquée pour tous types de contaminants. Ce procédé est souvent utilisé pour supprimer une source de pollution ou résoudre une contamination difficilement traitable par d'autres techniques (contaminants récalcitrants, par exemple).

L'excavation s'applique aux contaminations peu profondes (typiquement 5 mètres de profondeur). Il est possible d'excaver plus profondément mais le coût et la durée de chantier s'en trouvent considérablement augmentés.

■ Moyens techniques

L'excavation de terres nécessite l'utilisation de matériel de travaux publics tel des pelles mécaniques et des véhicules de transport habilités à contenir des déchets.

Une aire de stockage temporaire peut être prévue afin d'entreposer les terres jusqu'à ce qu'elles soient enlevées par les transporteurs. En règle générale, les tas de terres constitués au fur et à mesure de l'excavation se répartissent en trois catégories : les terres de toute évidence polluées, les terres de toute évidence propres et les terres posant un doute.

Des kits analytiques ou un laboratoire mobile de terrain (par exemple, kit immuno-enzymatique) permettent d'effectuer les analyses des terres posant un doute. Ce type de kit ne donne pas de résultat quantitatif mais permet de savoir si la concentration en contaminant dans les sols est inférieure ou supérieure à une concentration cible. Si elle est supérieure, le sol est envoyé en traitement. Si elle est inférieure, le sol servira de remblai.

Plus le volume de sols à excaver est élevé, plus le tri des sols contaminés a une répercussion importante sur le coût global de l'excavation. Ainsi, dans le cas de volumes importants, l'excavation se fait par couches de sols peu épaisse, permettant une répartition des analyses plus dense sur le profil de la fouille et par là-même un tri plus fin. Il convient néanmoins d'optimiser ce nombre d'analyses compte tenu du temps et des coûts entraînés par chacune d'entre elle : entre 15 et 30 min.

Certains échantillons de sol prélevés en cours d'excavation ou en fond de fouille sont envoyés à des laboratoires certifiés afin d'effectuer un contrôle des résultats obtenus par kit (procédure assurance qualité).

■ Performances

● Avantages :

- Le procédé d'excavation permet une réhabilitation extrêmement rapide du site mais pas du sol (de l'ordre de la semaine, au plus du mois), le facteur limitant étant souvent les délais d'acceptation des filières agréées.

- Le procédé d'excavation présente de fortes garanties de résultats. C'est pourquoi c'est encore un des procédés les plus employés.

- Il s'agit de la technique la plus rapide de réhabilitation. Elle est particulièrement utilisée dans le cas de projets immobiliers nécessitant des mouvements de terres pour les fondations sans possibilités de traitement sur site.

● Inconvénients :

- L'excavation nécessite dans la majorité des cas l'arrêt de l'activité sur la zone concernée et un matériel relativement "lourd" rendant l'opération très visible au public.

- L'efficacité reste dépendante de l'investigation du site et de sa précision.

- L'excavation se pratique rarement sans transport et mise en décharge (ou traitement).

Trois risques sont principalement présents lors d'une excavation :

- explosion : il est possible de mettre à jour des couches géologiques relarguant des gaz qui, à partir d'une certaine concentration dans la fouille, peuvent créer une atmosphère explosive ;

- chute d'une personne dans la fouille : elle peut avoir été provoquée par l'effondrement des parois de la fouille. Des normes travaux publics stipulent, pour chaque type de sol, la pente que les parois d'une fouille doivent avoir afin d'éviter les risques d'effondrement. Si nécessaire, la fouille sera "coffrée" afin de prévenir tout risque d'effondrement ;

- endommagement d'infrastructures enterrées non mentionnées : la rencontre de canalisations, circuits enterrés ou fûts de stockage de produits chimiques présente des risques élevés d'explosion, chocs électriques ou pollution supplémentaire.

■ Maturité du procédé

Ce procédé est une des techniques de réhabilitation les plus fréquemment utilisées, notamment en zone urbaine.

■ Exemple industriel

Type de site : ancienne station service en zone urbaine

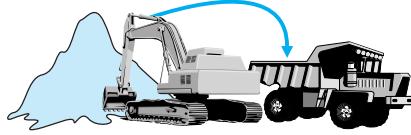


Figure 14 – Principe de l'excavation

Contaminant : carburant diesel + lubrifiant

Seuil d'excavation : 1 000 mg/kg

Profondeur d'excavation : 5 m

Volume excavé : environ 150 m³ (260 t)

Type de roche : limons + remblais

Durée d'excavation : 2 jours

Moyens techniques : 1 pelle mécanique

Contraintes : pas de traitement sur site possible.

■ Références bibliographiques

CHINA (P). – *Matériels et exécution*, C5360 (8-1994).

MAGNAN (P.). – *Déformabilité des sols, tassemments, consolidation*, C214 (11-2000).

en molécules inoffensives simples permet de classer cette méthode parmi les plus efficaces.

■ Type de pollution traitée

L'incinération s'applique aux sols contaminés par toute substance incinérable, c'est-à-dire principalement les polluants organiques.

■ Moyens techniques

Plusieurs techniques sont disponibles :

- dispositifs à lit fluidisé,
- dispositifs à circulation,
- technique infrarouge,
- four rotatif...

Le sol est en premier lieu excavé puis séché et tamisé. De manière générale, seules les particules du sol de taille centimétrique sont incinérées. Le sol est ensuite mis dans le système de chauffage. Généralement, deux étapes sont distinguées :

- la volatilisation à une température supérieure à 400 °C,
- la destruction à une température supérieure à 1 000 °C.

Le sol débarrassé des polluants est ensuite remis en place après refroidissement. Le flux gazeux, quant à lui, est envoyé dans une chambre de combustion à haute température (1 300 °C) décomposant les molécules polluantes en CO₂ et eau. Les rejets toxiques sont filtrés par divers moyens. Dans le cas de pollutions par métaux lourds, le système présente des adaptations. Par exemple, dans le cas du fer, de l'aluminium, le sol peut suivant les teneurs être envoyé ou non en décharge.

■ Performances

Les rendements obtenus avoisinent les 99,99 % dans de nombreux cas.

■ Maturité du procédé

Le procédé est très souvent utilisé.

La France possède un parc d'incinérateurs capables de traiter les sols pollués.

■ Références bibliographiques

DELAPLACE (L.).- *Équipements de combustion pour combustibles solides : combustion en lit fluidisé*, B117,5 (11-1980).

PHILLIPE (M.).- *Chaudières de récupération*, B126 (11-1980).

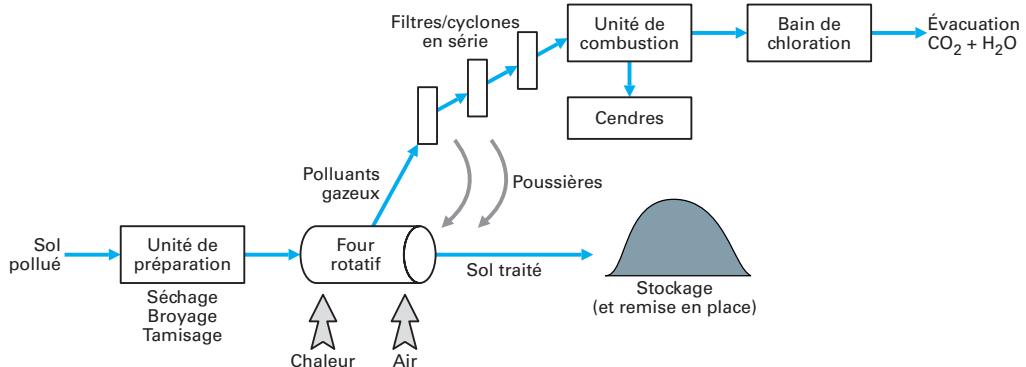


Figure 15 – Principe de l'incinération

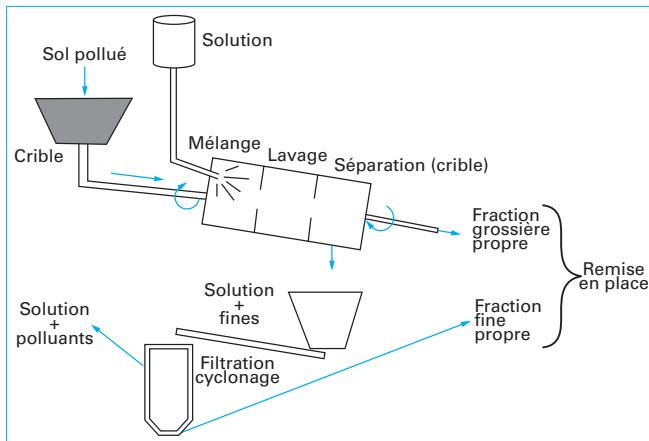


Figure 16 – Principe du lavage *ex situ*

16. Lavage *ex situ*

Autre mot-clé : *soil washing*

Le lavage *ex situ* est le lavage du sol par un solvant (le plus souvent de l'eau) après excavation (figure 16). Cette technique permet le transfert des polluants du sol vers la phase solvant (ou aqueuse) qui sera ensuite traitée. Les machines à laver les sols existent sur le marché mais demeurent très coûteuses. Cependant, c'est un traitement moins onéreux que l'incinération qui trouve des applications pour certaines configurations de sol/polluants.

■ Principe

Plusieurs procédés sont désignés par le terme *lavage ex situ*. Néanmoins, tous ces procédés utilisent le même principe : ajouter aux terres excavées un solvant adéquat ou de l'eau pour extraire les contaminants.

Le lavage *ex situ* permet de s'affranchir des hétérogénéités du sol et de s'assurer que l'ensemble des terres contaminées est traité. De plus, la récupération des effluents de lavage est aisée et totale. Le lavage *ex situ* est donc préféré au traitement *in situ* (§ 17) si ce dernier présente un risque trop élevé d'étendre la pollution.

■ Type de pollution traitée

Le lavage *ex situ* permet de traiter tout type de pollution organique (hydrocarbures, HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), PCB (PolyChloroBiphényles), solvants chlorés ou non chlorés...). Toutefois, il s'adresse particulièrement aux polluants récalcitrants aux autres techniques de dépollution (HAP, PCB, ...) pour lesquels il constitue une alternative économique à l'incinération.

■ Moyens techniques

Le lavage *ex situ* peut être réalisé sur site, à l'aide d'une unité mobile de lavage, ou dans un centre spécialisé. Le principe général reste le même dans les deux cas.

Le sol est entraîné dans l'unité de lavage (par exemple, grâce à un système de vis sans fin) et mis en contact avec le solvant d'extraction, qui circule généralement à contre-courant. Dans le cas de pollution par un mélange de polluants, différents extractants peuvent être utilisés successivement.

Le solvant chargé en polluant est récupéré, régénéré par distillation et réutilisé dans le process de lavage. Le polluant extrait par le solvant est orienté vers une filière de traitement appropriée.

Le sol est débarrassé des traces résiduelles de solvant par circulation de vapeur d'eau à contre-courant, puis placé dans un centre de stockage en fonction des teneurs résiduelles en polluants.

■ Performances

Des rendements supérieurs à 95 % sont généralement obtenus par lavage *ex situ*.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement commercialisé. On trouve à la fois des centres fixes de lavage ou des unités de traitement mobiles.

■ Exemple industriel

Pays : France

Type d'installation : unité fixe de lavage au dichlorométhane

Contaminants : PCB

Capacité de traitement : 10000 t/an.

17. Lavage *in situ*

Autre mot-clé: *flushing*

Le lavage *in situ* consiste à faire percoler sur un sol en place une solution permettant d'extraire le polluant. L'eau ou une solution d'agents mobilisateurs peuvent être utilisées comme solution de lavage. Le fluide est injecté dans le sol puis récupéré par pompage (figure 17). Cette technique génère des volumes importants d'éffluent à traiter mais elle a déjà été éprouvée sur quelques chantiers pour le traitement de molécules solubles.

■ Principe

Ce procédé consiste en une injection de solution de lavage (eau ou agents mobilisateurs en solution) en amont hydraulique et en un pompage en aval hydraulique de la zone polluée.

Un mouvement de fluide est engendré à travers la zone contaminée et le fluide se charge en polluant. Un mélange eau de nappe / solution de lavage chargé en polluant est alors pompé. La solution extraite est traitée en surface et peut dans certains cas être réinjectée.

■ Type de pollution traitée

Le lavage *in situ* s'adresse majoritairement aux polluants organiques, mais également aux métaux non-volatils. Un très large spectre de polluants organiques peut être traité : hydrocarbures, solvants chlorés, HAP (Hydrocarbures aromatiques polycycliques), PCB (Polychlorobiphényles), explosifs...

La profondeur de la pollution et sa position vis-à-vis de la situation hydrogéologique ne sont pas des facteurs limitants en eux-mêmes. Les contaminants présents dans la zone insaturée, saturée, dans une nappe superficielle ou captive sont a priori tous candidats pour le lavage *in situ*.

■ Moyens techniques

La mise en œuvre d'un traitement par lavage *in situ* implique l'utilisation des éléments suivants :

- une cuve de stockage des additifs, un système de mélange avec l'eau et un réseau de distribution ;

- un matériel d'injection et d'extraction. De nombreux designs existent concernant les points d'injection et d'extraction, dépendant principalement des données géologiques du site. On trouve des puits verticaux, horizontaux, des tranchées, des galeries d'infiltration... Le système d'extraction doit être conçu afin de permettre une récupération totale du contaminant et de la solution injectée initialement ;

- des augmentations locales de perméabilité (facultatif). La perméabilité de la zone à traiter doit être suffisamment élevée afin de réduire le temps de traitement par lavage *in situ*. Des augmentations locales de perméabilité peuvent avoir lieu par fracturation pneumatique ou hydraulique, *jet slurring*... Néanmoins, des hété-

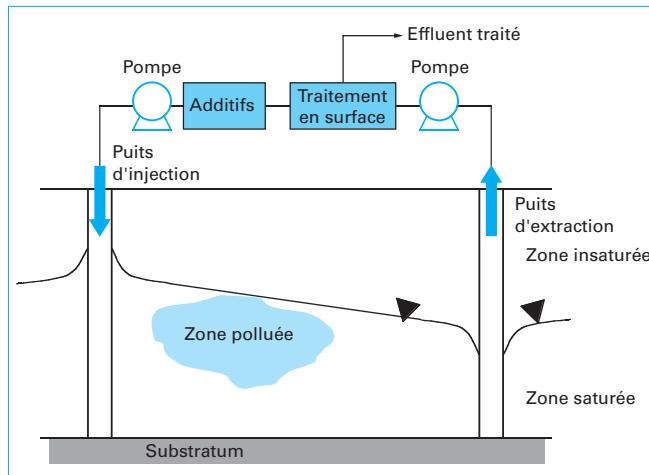


Figure 17 – Principe du lavage *in situ*

rogénérités verticales et horizontales de la perméabilité trop importantes peuvent entraîner des passages préférentiels significatifs et l'irrigation d'autres zones que la zone cible. A ce titre, les zones fortement fracturées ou comportant de fortes teneurs en débris ou racines, seront peu favorables au lavage *in situ* ;

— un système assurant que la totalité de la solution injectée est récupérée (facultatif si la situation géologique est favorable). La récupération de la solution de lavage est plus aisée lorsque la zone à traiter est bordée de zones à faible perméabilité (emploi de barrières passives possibles). A l'inverse, la présence de zones exutoires (sources, ruisseaux, lacs...) à proximité de la zone à traiter rendront difficile le confinement hydraulique ;

- un système de traitement de la solution extraite en surface ;
- un détournement des eaux de ruissellement et contrôle de la température (éviter le gel) ;
- un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement ;
- un suivi de la qualité du traitement.

■ Performances

● Avantages :

- réduction du temps de traitement par rapport au *pump and treat* (§22),
- traitement des zones saturées et insaturées,
- traitement d'un large spectre de contaminants,
- potentiel d'utilisation en combinaison avec d'autres procédés.

● Inconvénients :

- temps de traitement élevé par rapport à des procédés plus agressifs,
- estimation difficile du temps de traitement,
- risque de ne pas récupérer la totalité de la solution injectée entraînant alors l'étalement de la contamination,
- problèmes d'acceptation de la part des officiels dus à l'injection d'additifs dans le sol et au risque d'élargissement de la pollution,
- application limitée dans le cas de sols à faible perméabilité ou présentant de fortes hétérogénéités (blocs, remblais, canalisations...),
- une fois la solution de lavage extraite, la séparation contaminants/additifs/eau peut poser problème et ainsi empêcher la recirculation de la solution amendée. La consommation en additifs est alors élevée et rend le procédé peu compétitif.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement commercialisé.

Le lavage *in situ* à l'eau est fréquemment utilisé pour améliorer le rendement d'extraction d'un traitement par *pump and treat*.

■ Exemples industriels

Sur un site allemand pollué par du trichloroéthylène (TCE), un aquifère de perméabilité élevée ($5,1 \times 10^{-2}$ cm/s) fut traité par lavage *in situ* (infiltration de solution par tranchées). Sur une durée de 18 mois, 17 tonnes de TCE furent récupérées grâce à 8 puits d'extraction.

Sur un site contaminé par crésote, un système de lavage *in situ* par infiltration d'eau a permis de réduire la concentration en composés organiques extractibles totaux de 93 000 mg/kg à 24 500 mg/kg. Un lavage complémentaire avec additifs a réduit cette concentration à 4 000 mg/kg.

Sur un site pollué par cadmium en Hollande, une extraction à l'acide menée sur 30 000 m³, à 5 mètres de profondeur, a permis d'atteindre un rendement de 95 % (de 20 mg/kg à 1 mg/kg).

Sur un site minier au Danemark, un lavage à la soude a permis de décontaminer les terrils contenant des cyanures et des sulfates.

■ Références bibliographiques

BILLARD (H.). — *Centres de stockage des déchets*, G2100 (4-2001).

18. Micro-ondes

Les micro-ondes chauffent l'eau du sol. Ce chauffage peut améliorer la désorption et la volatilisation des polluants en les rendant plus accessibles aux divers traitements (*venting...*) (figure 18). Cette technique en est encore au stade pilote même si certaines sociétés la commercialisent déjà. Son application risque de trouver des applications sur les sites nécessitant un traitement rapide *in situ*.

■ Principe

Les micro-ondes ont des fréquences comprises entre 1 et 100 GHz, c'est-à-dire des longueurs d'onde comprises entre 3 mm et 30 cm. Ces gammes d'énergie correspondent à une excitation rotationnelle des molécules polaires, directement liée à leur moment d'inertie.

L'absorption des micro-ondes par les liquides se présente sous forme de bandes très larges et correspond à des oscillations globales des dipôles qui tendent à s'orienter dans le sens du champ électromagnétique avec pour conséquence un échauffement du liquide, d'autant plus intense que les molécules sont plus polaires.

L'application des micro-ondes sur un matériau solide ou liquide présente plusieurs avantages. L'énergie est apportée uniformément sur tout le volume du matériau si celui-ci est homogène. De plus, cet apport est rapide puisqu'il ne dépend pas d'un transfert d'énergie ni d'une inertie du matériau. Enfin, l'énergie fournie est facilement contrôlable dans le temps.

C'est pour l'ensemble de leurs effets sur les sols et les eaux que des recherches sont en cours afin d'étudier l'effet des micro-ondes sur la dégradation et l'accessibilité des contaminants dans le sol. Une désorption/volatilisation des contaminants due à l'effet de température est probable. Une dégradation sous l'effet des vibrations moléculaires des contaminants est également possible.

■ Type de pollution traitée

Le procédé par micro-ondes est testé sur les contaminants dont la sorption sur les matériaux du sol est forte, typiquement les HAP.

■ Moyens techniques

L'utilisation des micro-ondes nécessite un générateur micro-ondes et un applicateur. Le générateur est un magnétron engendrant un flux d'électrons devant des cavités type RLC. L'applicateur est une cavité couplée par guides à fentes ou à antennes. La puissance pouvant être transférée au milieu par micro-ondes est de l'ordre de 100 MW/m³.

Quelques limitations existent néanmoins. Un risque existe dû à la tension de claquage de l'air (30 kV/cm). De plus, les micro-ondes ne

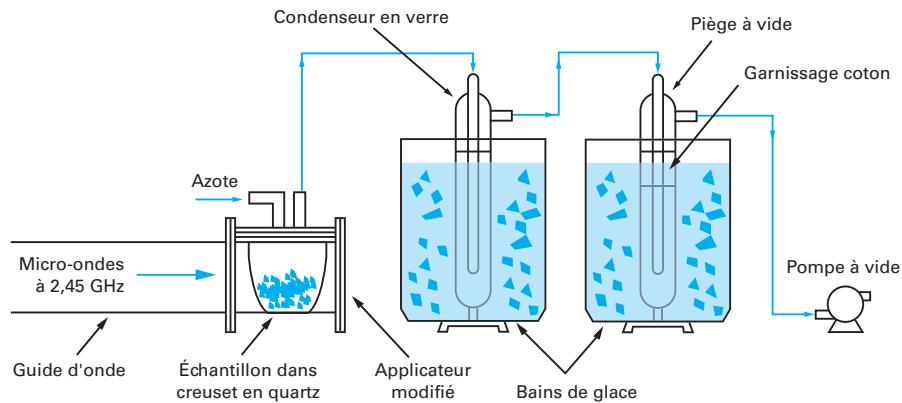


Figure 18 – Principe des micro-ondes

sont pas utilisables avec la présence de métaux ou gaz. Ainsi, l'application des micro-ondes à des sols excavés devrait nécessiter la séparation préalable de tous les débris métalliques qui pourraient s'y trouver.

■ Maturité du procédé

Le procédé en est au stade de la recherche et développement.

■ Références bibliographiques

MOLLARD (C.). — *Mise en solution assistée par micro-ondes*, P223 (12-2002).

ANIZON (J.-Y.) et coll. — *Extraction assistée par micro-ondes*, F3060 (3-2003).

PANIER (G.). — *Éléments de thermique des fours*, BE9510 (7-1997).

L'oxydation *in situ* présente le gros avantage d'être efficace sur un large spectre de polluants organiques. De plus, c'est un procédé destructif. Toutefois, les oxydants utilisés sont parfois peu sélectifs et réagissent sur toutes les espèces oxydables qu'ils rencontrent (matière organique du sol, composés inorganiques oxydables...), ce qui impose l'utilisation d'une plus grande quantité d'oxydant. Le risque de remobilisation de certaines espèces présentes dans le sol sous formes réduites et précipitées doit également être pris en compte lors d'un apport en oxydant.

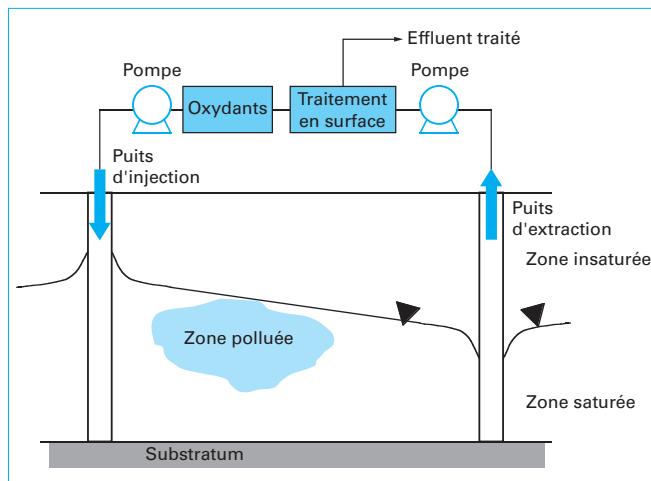
Différents oxydants sont utilisés en oxydation *in situ*. Les principaux sont : le permanganate (MnO_4^-), le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), le réactif de Fenton (H_2O_2 / Fe^{2+}) et l'ozone (O_3). Chacun de ces oxydants est caractérisé par un potentiel d'oxydation (cf. encadré 1). Plus le potentiel d'oxydation d'un composé est élevé, plus il s'agit d'un oxydant puissant, capable d'agir sur un grand nombre de composés oxydables.

Le permanganate (MnO_4^-) est un oxydant qui réagit par oxydation directe sur les polluants. On le trouve sous forme de sels ou en solution. C'est un oxydant « doux » et donc très stable dans le sous-sol : lors de son injection, il est efficace sur un rayon plus important que les oxydants plus puissants. Toutefois, en raison de son faible potentiel oxydant, il permet le traitement d'un spectre de polluant moins large.

Le peroxyde d'hydrogène utilisé seul agit, tout comme le permanganate, par oxydation directe sur les polluants. On le trouve sous forme de liquide, à différentes concentrations dans l'eau. C'est un oxydant légèrement plus puissant que le permanganate. Il est le plus fréquemment utilisé avec l'ion ferreux (réactif de Fenton). A forte concentration, c'est un produit très corrosif et sa manipulation est très délicate.

Encadré 1 – Potentiels d'oxydation des principaux oxydants utilisés en oxydation *in situ*

Oxydant	Potentiel d'oxydation (V)
Réactif de Fenton (OH°)	2,80
Ozone (O_3)	2,07
Peroxyde d'hydrogène (H_2O_2)	1,78
Permanganate (MnO_4^-)	1,68

Figure 19 – Principe d'oxydation *in situ*

Le réactif de Fenton est composé de peroxyde d'hydrogène H_2O_2 et d'ions ferreux Fe^{2+} . La mise en contact de ces deux espèces entraîne la formation du radical hydroxyle OH^\bullet :



Le radical hydroxyle est une espèce très oxydante, capable de réagir avec un très grand nombre de composés organiques. Cependant, sa durée de vie est très courte, et donc le rayon d'influence du réactif de Fenton très faible. Il est donc nécessaire de dimensionner le système d'injection pour que la mise en contact du réactif et des polluants soit très rapide.

L'ozone est le seul oxydant disponible sous forme de gaz. Il peut agir à la fois comme oxydant direct (comme le permanganate ou le peroxyde d'hydrogène) ou par un mécanisme d'oxydation radiculaire (comme le réactif de Fenton). De par son potentiel d'oxydation élevé, il permet de traiter une large gamme de polluants organiques. Il est plus facile à appliquer dans la vadose que les oxydants liquides. Cependant, il est très instable et se décompose rapidement en oxygène.

Le choix de l'oxydant sera dicté par le type de polluant à traiter, le type de pollution (zone source ou panache de pollution), la géologie, l'hydrogéologie et la géochimie du site.

■ Type de pollution traitée

Les procédés d'oxydation *in situ* permettent le traitement d'un large spectre de polluants organiques : hydrocarbures, solvants chlorés, pesticides... Toutefois, lors du traitement de molécules organiques complexes, il faut s'assurer que l'oxydation ne conduit pas à la formation de sous-produits plus toxiques que le produit de départ. Les deux grands types de pollution traités sont les zones sources et les panaches de pollution.

■ Moyens techniques

La mise en œuvre d'un traitement par oxydation *in situ* implique l'utilisation des éléments suivants (figure 19) :

- une cuve de stockage des oxydants, de mélange avec l'eau, et un réseau de distribution. En général, les oxydants sont stockés sous forme concentrée et dilués avec de l'eau du site avant injection, en fonction des teneurs appropriées au traitement ;

- un matériel d'injection et d'extraction. De nombreux designs existent concernant les points d'injection et d'extraction, dépendant principalement des données du site. On trouve des puits verticaux, horizontaux, des tranchées, des galeries d'infiltration, etc. Le sys-

tème d'extraction permet le pompage de l'eau traitée par oxydation ;

- un système de traitement de la solution extraite en surface. L'eau traitée par oxydation est pompée dans les puits d'extraction. Elle est alors traitée en surface, puis réutilisée dans le process d'oxydation *in situ* ou rejetée ;

- un suivi de la qualité du traitement.

Remarque : cette configuration est celle utilisée avec un oxydant liquide. Lors d'un traitement par un oxydant gazeux, la configuration utilisée se rapproche de celle d'un traitement par *air sparging* (§ 1).

■ Performances

Les performances de ces traitements dépendent fortement de la nature des polluants, des autres espèces oxydables présentes et du type de sol. De nombreuses réactions parasites diminuent le rendement de cette technique. Néanmoins, on peut obtenir des rendements compris entre 50 et 85 %.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement commercialisé.

■ Exemple industriel

Pays : France

Type de site : sol limoneux

Contaminant : trichloréthylène

Technique : Fenton sur zone source

Moyens techniques : container d'injection chimique

Contraintes : zones riches en matières organiques.

■ Références bibliographiques

SCHIRMANN (J.-P.). — *Oxydations ménagées*, J5530 (9-1987).

20. Photo-oxydation sous ultraviolets

La photo-oxydation sous ultraviolets est basée sur l'utilisation d'un rayonnement ultraviolet associé à un oxydant ou un photocatalyseur pour détruire les polluants par oxydation (figure 20). Elle permet de traiter les polluants organiques dissous dans les eaux de nappe et peut conduire à leur minéralisation (transformation en eau, gaz carbonique et sels). La photo-oxydation sous ultraviolets est utilisée pour le traitement d'eaux de nappe contaminées par des polluants organiques dissous.

■ Principe

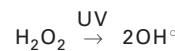
La photo-oxydation sous ultraviolets consiste à oxyder les polluants organiques dissous dans l'eau à traiter par formation d'une espèce à très fort pouvoir oxydant, le radical hydroxyle OH^\bullet .

Ce radical est capable d'oxyder la plupart des espèces organiques, pouvant aboutir à leur minéralisation (destruction en eau H_2O , gaz carbonique CO_2 et sels). Le mécanisme d'oxydation des composés organiques par le radical hydroxyle est complexe et dépend du composé organique oxydé.

En pratique, le radical hydroxyle peut être formé par association d'une espèce oxydante et d'un rayonnement UV ou par association d'un photocatalyseur et d'un rayonnement UV. Trois grands procédés de photo-oxydation sont utilisés en traitement d'eau de nappe : le procédé H_2O_2/UV , le procédé O_3/UV et le procédé TiO_2/UV . Dans ces trois procédés, le mécanisme de formation du radical hydroxyle est différent.

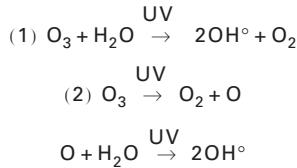
Procédé H_2O_2/UV

Le radical hydroxyle est formé par photolyse du peroxyde d'hydrogène sous effet d'un rayonnement ultraviolet de longueur d'onde inférieure à 260 nm :



Procédé O₃/UV

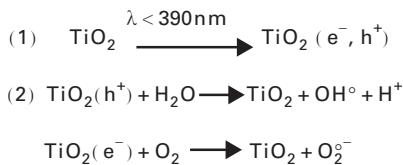
Plusieurs mécanismes de formation du radical hydroxyle par le procédé O₃/UV sont possibles. Le radical hydroxyle peut être formé par réaction entre l'eau et l'ozone sous UV (1) ou par photolyse de l'ozone O₃ (2). Il semble que la voie majoritaire de formation du radical hydroxyle soit la réaction entre l'eau et l'ozone sous UV.



Procédé TiO₂/UV

Le procédé TiO₂/UV est basé sur l'utilisation d'un photocatalyseur, le dioxyde de titane TiO₂.

Le dioxyde de titane est un semi-conducteur. Il présente donc la caractéristique de se retrouver, sous l'effet d'un rayonnement de longueur d'onde appropriée (inférieure à 390 nm), dans un état excité relativement stable, caractérisé par la présence d'un électron e⁻ dans la bande de conduction et d'une lacune électronique h⁺ dans la bande de valence (1). La paire électron/lacune du dioxyde de titane excité sous UV va réagir avec des espèces acceptrices et donneuses d'électron pour que le dioxyde de titane retrouve sa forme stable. Pour la formation du radical hydroxyle, l'espèce acceptrice d'électron est un oxydant (en général, l'oxygène dissous) et l'espèce donneuse d'électrons est l'eau (2).



Ces différents procédés peuvent être couplés pour optimiser les performances du traitement.

Remarque : le réactif de Fenton (H₂O₂/Fe²⁺) est également basé sur la formation du radical hydroxyle OH[°], mais sans utilisation d'un rayonnement UV. Ce réactif est principalement utilisé en oxydation *in situ* (§19).

Type de pollution traitée

La photo-oxydation permet de traiter les polluants organiques dissous dans de l'eau de nappe.

Un très large spectre de polluants organiques est traité par photo-oxydation sous ultraviolets : hydrocarbures, solvants chlorés, pesticides... Toutefois, dans le cas de molécules organiques complexes, il faut s'assurer que l'oxydation ne conduit pas à la formation de sous-produits plus toxiques que le produit de départ.

Moyens techniques

Les installations de photo-oxydation se présentent en général sous forme de photoréacteur dans lequel transite l'eau à traiter.

Un photoréacteur est un réacteur muni d'une ou plusieurs lampes UV. De nombreuses configurations de photoréacteurs existent. La configuration du photoréacteur doit permettre une irradiation optimale de l'eau à traiter et un contact entre l'oxydant et/ou le photocatalyseur et les polluants dissous.

Les lampes UV utilisées sont généralement des lampes de longueur d'onde 254 nm. En effet, cette longueur d'onde convient aux différents procédés de photo-oxydation.

Des installations spécifiques à chaque procédé sont réalisées.

Pour le procédé H₂O₂/UV, le peroxyde d'hydrogène est stocké dans une cuve et injecté en entrée de photoréacteur.

Pour le procédé O₃/UV, un générateur d'ozone est utilisé et permet de saturer l'eau à traiter en ozone avant le passage dans le photoréacteur.

Pour le procédé TiO₂/UV, le dioxyde de titane est fixé sur un support approprié à l'intérieur du photoréacteur.

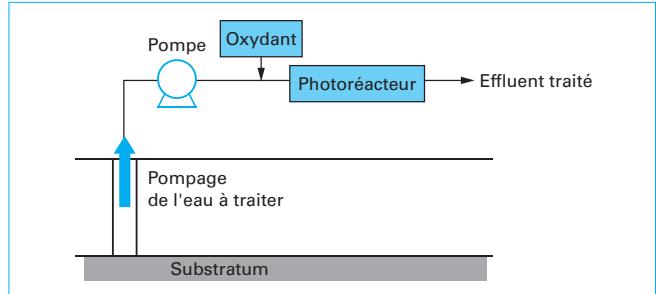


Figure 20 – Principe de photo-oxydation sous ultraviolets

La photo-oxydation sous UV est généralement utilisée en traitement en surface après un pompage de l'eau à traiter. L'eau traitée est rejetée ou subit un post-traitement si nécessaire.

Un traitement par photo-oxydation sous UV *in situ* dans des installations de type barrière réactive système porte (cf. § 3) est également envisageable, en particulier pour le procédé TiO₂/UV qui ne nécessite pas l'injection d'un oxydant en ligne.

Performances

Les performances des traitements par photo-oxydation sous UV dépendent fortement de la nature des polluants traités. Un rendement supérieur à 99 % peut dans certains cas être atteint en photo-oxydation sous UV.

Maturité du procédé

Ce procédé est actuellement commercialisé.

Exemple industriel

Pays : France

Type de site : sol limoneux

Contaminant : trichloréthylène dissous (300 mg/L)

Technique : procédé TiO₂/UV

Moyens techniques : pompage de l'eau puis traitement dans deux photoréacteurs munis de lampes UV 254 nm et TiO₂ fixé.

Références bibliographiques

VERDU (J.). — *Different types de vieillissement chimique des plastiques*, AM3152 (1-2002).

21. Phytoremédiation

La phytoremédiation est l'emploi de végétaux pour traiter le sol contaminé en surface par des molécules organiques ou des métaux (figure 21). Cette technique est parmi les moins coûteuses et les plus longues (jusqu'à trois ans). La phytoremédiation est au stade de l'industrialisation (plusieurs pilotes ont déjà été réalisés). Elle devrait se développer de manière importante dans les années à venir.

Principe

La phytoremédiation regroupe toutes les technologies utilisant les plantes pour transformer, dégrader, concentrer, stabiliser ou volatiliser des polluants. Il s'agit d'une technologie scientifiquement complexe ne se réduisant pas à l'ensemencement de graines.

Les technologies existantes ou en cours de commercialisation sont les suivantes.

Phytoremédiation : utilisation de plantes accumulatrices pour extraire, transporter, concentrer les polluants du sol dans les parties récoltables de la plante. Pour que cette technique soit efficace, il faut que le polluant soit disponible pour les racines et que celles-ci puissent les tolérer et les absorber.

Phytostabilisation : utilisation des plantes pour réduire la biodisponibilité, la mobilisation ou le lessivage des polluants et par consé-

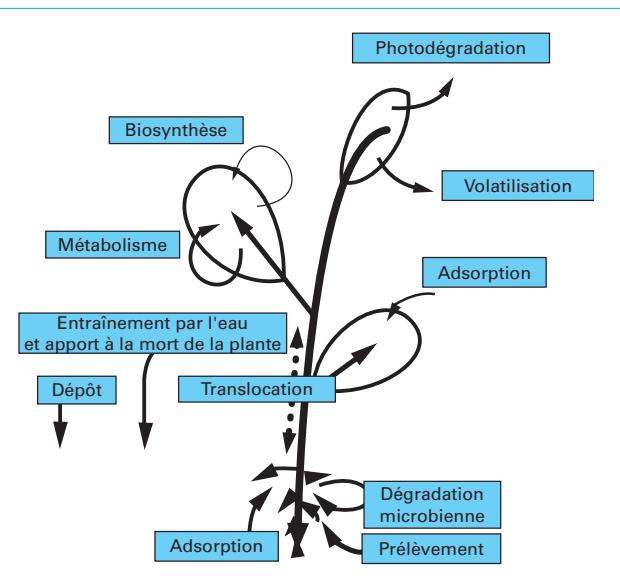


Figure 21 – Principe de la phytoremédiation

quent, leur entrée dans la chaîne alimentaire ou les nappes phréatiques.

Rhizofiltration : utilisation des racines pour absorber, concentrer ou précipiter les polluants d'un effluent liquide.

D'autres procédés sont en cours de développement.

Activité dégradatrice de la rhizosphère : utilisation de plantes pour stimuler les micro-organismes de la rhizosphère. La rhizosphère est caractérisée par une population microbienne plus nombreuse, plus diversifiée et par conséquent une activité biodégradatrice plus élevée. Les interactions entre plantes et micro-organismes sont nombreuses et complexes. Certaines peuvent créer des synergies facilitant la transformation des composés organiques.

Phytovolatilisation : stimulation de la volatilisation par l'intermédiaire de la plante qui va absorber puis éliminer par transpiration les polluants.

Phytodégradation : métabolisme du polluant dans la plante au niveau des racines ou des parties aériennes. Les plantes contiennent de nombreuses enzymes responsables de réactions biochimiques variables capables de transformer les composés organiques.

■ Type de pollution traitée

La phytoremédiation peut s'appliquer tout aussi bien à l'air, aux sols, aux composts, aux effluents liquides et aux eaux de drainage. Ce procédé présente un avantage certain lors de contaminations peu profondes (de 50 cm à 3 m de profondeur) et de grandes superficies.

Néanmoins, compte tenu de temps de traitement élevés, la phytoremédiation est généralement utilisée dans le cas de contaminations présentant peu de risque à court terme pour la santé humaine et l'environnement.

Phytoextraction : métaux et radioéléments

Rhizofiltration : métaux, radioéléments et trinitrotoluène (TNT)

Activité dégradatrice de la rhizosphère : TCE, atrazine, pyrène

Phytovolatilisation : sélénium

La phytoremédiation est un procédé envisageable sur l'ensemble des contaminations par métaux lourds, substances inorganiques (CO_2 , SO_4^{2-} , NO_3^- , ozone, fertilisants) et organiques (TNT, RDX, pesticides, hydrocarbures, phénols, solvants chlorés...).

■ Moyens techniques

Plusieurs designs permettent de mettre en œuvre la phytoremédiation : la culture en champs, les lits de gravier (seules les racines sont immergées) ou les lagunes (une partie ou la totalité de la plante est immergée).

La sélection de l'espèce - ou des espèces - végétale présente sur le site doit s'effectuer en tenant compte de :

- la profondeur des racines,
- la capacité à synthétiser des enzymes dégradant le contaminant,
- le rythme de croissance (biomasse, densité racinaire, surface de feuillage...),
- la tolérance de l'espèce au contaminant,
- la capacité d'accumulation, etc.

Les peupliers ont montré leur efficacité pour réhabiliter des sites contaminés par des nitrates, des pesticides (atrazine) ou du nickel. Certaines algues et roseaux sont à l'étude en vue du traitement d'effluents.

■ Performances

● Avantages :

- coûts de traitement modérés par rapport aux autres technologies de traitement,
- traitement de contamination de grande superficie,
- technologie visuellement attractive,
- faible perturbation du milieu contaminé,
- bonne image auprès du public.

● Inconvénients :

- procédé limité aux horizons de surface colonisés par les racines,
- temps de traitement généralement longs,
- procédé dépendant de la météorologie, des attaques des insectes, des micro-organismes et substances phytopathogènes,
- superficie des sites suffisamment importante pour l'utilisation des techniques agricoles,
- dans le cas de la phytoextraction, il faut disposer, le cas échéant, de filière d'élimination des biomasses contenant le polluant ou ses métabolites, par exemple incinération, *leaching*, déshydratation.

■ Maturité du procédé

Le procédé en est actuellement au stade de développement avancé. Ainsi de nombreux sites pilotes ont été réalisés de par le monde avec des résultats concluants.

■ Exemple industriel

Pays : Etats-Unis

Végétaux utilisés : peupliers

Contaminant : composés organiques volatils (panache de pollution)

Mécanisme : phytovolatilisation

Résultats : confinement du panache de pollution

■ Références bibliographiques

BALLERINI (D.). — *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

VOGEL (T.M.). — *Bioremédiation des sols*, J3982 (6-2001).

22. Pump and Treat

Autre mot-clé : pompage et traitement

La traduction littérale du *pump and treat* est le pompage de l'eau souterraine (la nappe phréatique) et le traitement en surface du sol. En réalité, il s'agit simplement d'un moyen de pompage qui permet d'extraire l'eau polluée. Le traitement n'est pas spécifié et peut varier du simple rejet dans les égouts jusqu'à l'incinération. Le *pump and treat* a été beaucoup utilisé avant que les techniques *in situ* ne soient devenues plus performantes. Cette technique est souvent longue (parfois plusieurs années) du fait des interactions entre le polluant et l'aquifère. Elle reste fréquemment utilisée.

■ Principe

Le *pump and treat* est un procédé *in situ* (pour la partie pompage) et *ex-situ* (pour la partie traitement) (figure 22). Cette technique permet d'extraire, en solution dans l'eau, des substances polluantes (organiques ou minérales) se trouvant dans la zone saturée sous forme dissoute, pure, adsorbée ou gazeuse. Cette technique

consiste à induire des circulations d'eau radiales centrées sur et en direction de chaque point d'extraction.

Le renouvellement de l'eau dans les pores de la zone saturée a pour conséquence de modifier l'équilibre chimique entre les différentes phases présentes. Ainsi, au cours de son passage à travers la zone contaminée, l'eau se « charge » en contaminants. Les eaux contaminées sont récupérées dans les points d'extraction et traitées en surface.

■ Type de pollution traitée

Ce procédé s'utilise en cas de pollution organique ou minérale, libre ou dissoute qui altère la qualité physico-chimique d'une nappe. La phase « libre », non miscible à l'eau n'est généralement pas traitée par ce type de procédé (§24 Rabattement-écrémage).

Lorsque le contaminant considéré est suffisamment soluble dans l'eau et pas trop sorbé, le *pump and treat* permet d'extraire, en des temps raisonnables, la contamination résiduelle en milieu saturé ou dans la zone de battement de la nappe.

Lorsque le contaminant n'est pas assez soluble dans l'eau pour être extrait en des temps raisonnables, la même technique de *pump and treat* peut alors être considérée comme solution temporaire de confinement afin d'éviter que la zone source résiduelle ne donne lieu à une lentille de pollution dissoute ou afin de stopper l'extension de cette lentille si elle existe déjà.

■ Moyens techniques

La zone saturée est traitée à partir des points d'extraction. Le nombre, l'espacement et la profondeur des points sont dictés par la définition géométrique du système (extension et type de contamination, profondeur et variations du niveau statique, profondeur du substratum de la nappe...), les caractéristiques hydrodynamiques de la zone saturée (perméabilité, coefficient d'emmagasinement...) et les conditions aux limites appliquées sur le système (limites à charge constante, variable...).

Généralement, la nappe est contrôlée à partir d'un ou de plusieurs puits de diamètre compris entre 300 mm et 750 mm, selon les paramètres du sol. Ces mêmes paramètres fixeront la puissance des pompes (immergées, surfaces...) utilisées. Le dimensionnement du système est spécifique à chaque site et est effectué à partir d'essais de pompage préliminaires sur site.

Les points d'extraction peuvent être des puits verticaux ou des drains horizontaux.

Les traitements des eaux en surface sont spécifiques de la nature des polluants et de la physico-chimie des eaux. Les traitements concernant les polluants métalliques sont variés (réduction, flottation, flocculation, membranes, résines...), pour les polluants organiques il peut s'agir de décantation, oxydation catalytique, charbon actif... et pour les composés inorganiques on peut utiliser la précipitation, évaporation...

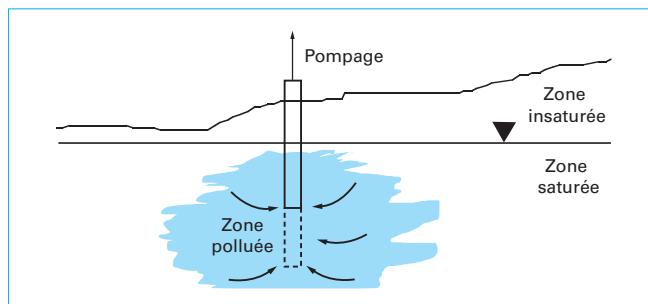


Figure 22 – Principe du *pump and treat*

Des mesures de concentration dans l'eau extraite du sol permettent de suivre l'évolution de l'efficacité du procédé et la masse totale de contaminant extraite. Dans la plupart des cas, les eaux traitées sont rejetées soit dans le réseau d'assainissement, soit dans le milieu naturel (rivière, cours d'eau...).

■ Performances

Les performances du *pump and treat* sont d'autant meilleures que la répartition du flux d'eau sur la zone contaminée est homogène autour du point d'extraction. Ceci est directement lié à l'homogénéité plus ou moins grande du sol à traiter. La présence d'hétérogénéités entraîne des passages préférentiels à travers les zones les plus perméables à l'eau.

Le temps de traitement dépend à la fois des caractéristiques physico-chimiques du polluant (principalement sa solubilité) ainsi que des flux pouvant être générés à travers la zone saturée.

- **Avantages :**

- un des procédés de traitement de nappe les plus utilisés. La modélisation et le dimensionnement des systèmes sont bien maîtrisés. Ce procédé présente donc une certaine garantie de résultat,

- un des rares procédés à pouvoir traiter des pollutions denses (DNAPL, Dense Non Aqueous Phase Liquid),

- contrairement à d'autres procédés présentant des risques d'agrandissement de la zone polluée, un procédé « sûr » dans le sens où il fournit un point de fixation de la contamination dissoute.

- **Inconvénients :**

- peut engendrer des temps de traitement élevés,
- pour des débits de pompage élevés, l'unité de traitement devient la partie principale du coût du système,
- rendements généralement de l'ordre de 50 %.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement très largement utilisé.

■ Exemple industriel

Type de site : dépôt pétrolier en activité

Technique : confinement hydraulique et récupération des flottants suite à une fuite accidentelle de 300 m³

Contaminant : gasoil

Objectif de traitement : absence de flottant, confinement hydraulique

Type de roche/géologie : remblais et terrains sédimentaires hétérogènes (gravier avec intercalaires silts et argiles)

Durée : 12 mois

Moyens techniques : 4 puits de diamètre 1000 équipés en diamètre 800. Système d'écrémage automatique avec sondes de détection hydrocarbures.

23. Pyrolyse

La pyrolyse est l'application de chaleur en l'absence d'oxygène pour extraire du sol par volatilisation les polluants volatils et semi-volatils (figure 23). La technique est de plus en plus concurrentielle face à l'incinération.

■ Principes

La pyrolyse consiste, une fois les terres contaminées excavées, à les introduire dans une unité de pyrolyse où elles seront chauffées en l'absence d'oxygène jusqu'à des températures comprises généralement entre 150 et 540 °C. Cette augmentation de température a deux buts :

- favoriser la désorption des contaminants fortement adsorbés sur les particules du sol,

— augmenter la tension de vapeur des composés peu volatils afin de pouvoir les volatiliser et les extraire en phase gazeuse.

L'absence d'oxygène lors de l'élévation de température permet d'éviter la formation de sous-produits toxiques (par exemple, les dioxines).

La pyrolyse est toujours accompagnée d'une récupération des vapeurs émises durant le procédé. Ces vapeurs subissent une série de traitements après extraction : récupération des particules puis élimination des composés organiques et du monoxyde de carbone. Ces composés peuvent être détruits (brûleur, oxydation catalytique) ou transférés sur un autre milieu (condenseur ou charbon actif).

Bien que la pyrolyse ne soit pas conçue à l'origine comme procédé de destruction, il arrive que certains composés soient altérés dans le réacteur, partiellement ou complètement, sous l'effet de la température.

Il est à noter que l'application de la pyrolyse s'effectue à des températures moyennes contrairement à l'incinération. Ainsi, une fois traité, le rendu n'est pas une cendre mais un sol qui peut être laissé en place ou intégré à divers matériaux : ciments, matériaux servant à recouvrir les décharges, asphalte.

■ Type de pollution traitée

La pyrolyse est envisagée pour le traitement des composés semi-volatils ou peu volatils : fractions lourdes d'hydrocarbures, huiles, PCB (PolyChloroBiphényles), HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques). Certains métaux lourds (mercure) peuvent également être traités par pyrolyse. En effet, ces composés ne peuvent être extraits du sol en phase gazeuse que si leur tension de vapeur est augmentée de manière significative.

Le procédé de pyrolyse est également employé lorsque les contaminants ont une tension de vapeur adaptée à leur extraction en phase gazeuse mais sont trop fortement ad/absorbés dans les agrégats d'un sol (forte teneur du sol en matière organique par exemple). Dans ce cas, la pyrolyse est efficace pour traiter les essences, gasoils, kérósènes, solvants chlorés...

En règle générale et pour un sol donné, moins le composé est volatil et plus la température requise est élevée.

■ Moyens techniques

Afin d'obtenir les concentrations finales désirées, les points suivant devront être pris en compte :

- concentrations initiales en polluant dans le sol,
- temps de séjour dans l'unité de pyrolyse,
- température maximale pouvant être atteinte par l'unité de pyrolyse,
- caractéristiques physico-chimiques du contaminant,
- éventuel brassage mécanique à l'intérieur de l'unité de pyrolyse,
- éventuel pré-traitement des sols avant le passage dans l'unité :

- broyage ou ségrégation des fractions supérieures à 5 cm,
- séchage pour des taux d'humidité supérieurs à 20 %,
- pour les sols excessivement compacts (argile par exemple) : émotage, mélange avec de la chaux, du gypse ou des sols plus friables.

La température atteinte dans le four dépend fortement du taux d'humidité initial du sol, du type de sol (capacité thermique) et de l'efficacité du transfert thermique du réacteur.

Les sols à forte teneur en argile seront plus difficiles à chauffer. Par ailleurs, ils relargueront un nombre plus important de particules dans la phase gaz à traiter. Une unité de filtration des particules devra donc être montée en amont du traitement des gaz. Les particules sont ensuite regroupées avec le sol traité.

Les unités de pyrolyse sont en général des unités rotatives (*rotary kiln*) : ce type d'unité est constitué d'un réacteur cylindrique en métal légèrement incliné par rapport à l'horizontale dans lequel les terres contaminées sont chargées. Le cylindre est en mouvement rotatif autour de son axe faisant ainsi avancer le sol peu à peu d'une extrémité à une autre du réacteur. Un brûleur situé à l'entrée du cylindre fournit la chaleur à l'intérieur du réacteur. Le mouvement du cylindre accélère le transfert thermique par brassage. Ces systèmes peuvent atteindre des capacités de traitement de 25 tonnes de sol par heure.

■ Performances

Le rendement de traitement d'une unité de pyrolyse est inversement proportionnel au taux d'humidité des sols qui y sont introduits. Les concentrations en hydrocarbures totaux et en BTEx peuvent être réduites, respectivement, en dessous de 10 ppm et 100 ppb.

● Avantages :

- coût nettement inférieur à l'incinération,
- traitement rapide des terres,
- rendements permettant d'atteindre des concentrations résiduelles très basses, compatibles avec une banalisation ou une mise en décharge de classe 3.

● Inconvénients :

- nécessité d'excaver les terres contaminées,
- l'application hors site nécessite un transport coûteux et visible,
- nécessite un traitement des fumées performant et onéreux.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement commercialisé.

■ Exemple industriel

Pays : Allemagne

Technique : unité fixe de pyrolyse

Contaminants traités : hydrocarbures, HAP, PCB, cyanures, mercure

Volume traité : 48 000 tonnes/an

■ Références bibliographiques

BERNHEIM (Y.). — *Inventaire des techniques de réhabilitation des sites pollués*, J3980 (12-2001).

24. Rabattement - écrémage

Autres mot-clés : écrémage, extraction double phase

Lors de pompage de l'eau souterraine, il se produit dans la plupart des cas une dépression de la nappe appelée *rabettement*. Lorsque les produits en phase pure flottent sur l'eau, ils viennent gravitairement s'accumuler au centre du pompage (par exemple, hydrocarbures). Les produits sont eux-mêmes pompés séparément. L'eau de la nappe (souvent polluée) et « les flottants » peuvent ainsi être récupérés en surface (figure 24). Cette technique est presque tou-

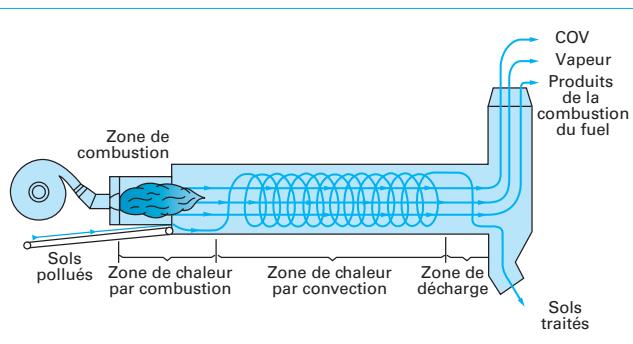


Figure 23 – Principe d'une unité primaire de pyrolyse

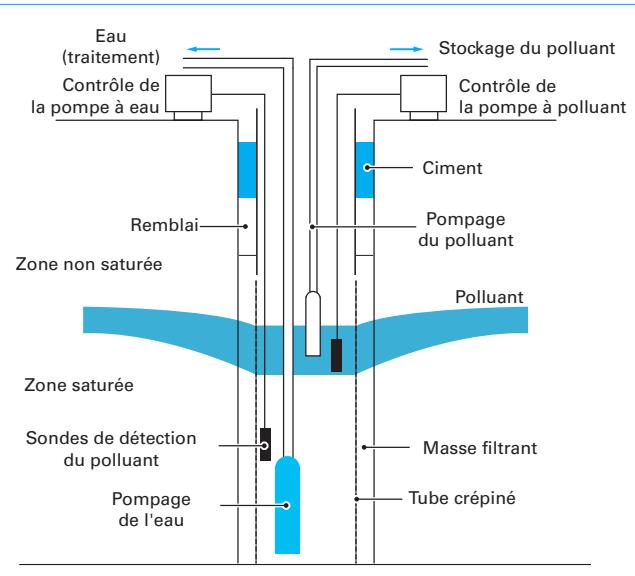


Figure 24 – Principe du rabattement-écrémage

jours utilisée dans le cas de composés organiques purs flottant sur la nappe phréatique.

■ Principe

Le rabattement-écrémage est un procédé *in situ* permettant de récupérer les composés organiques, de densité inférieure à 1, présents sous forme pure au dessus de la frange capillaire. Le principe de base de ce procédé consiste à créer une dépression localement à la surface de la nappe (opération de rabattement) pour que les substances pures s'écoulent, par gravité, le long du cône de dépression, vers le puits de rabattement (le cône de dépression étant défini par le rayon d'action du rabattement). Une fois dans le puits, le polluant est extrait par des moyens mécaniques (écrémage) vers des unités de stockage en surface.

Bien que cette technique concerne des molécules dites insolubles, la dissolution en phase aqueuse n'est cependant pas nulle. Il se crée alors un équilibre entre la phase pure et la phase aqueuse engendrant un horizon de pollution dissoute. Cette pollution dissoute peut être extraite par la pompe de rabattement et traitée si la concentration l'exige.

Dans cette configuration spéciale, le rabattement-écrémage permet donc l'extraction de deux phases : la phase pure flottante et la contamination dissoute associée. Ce procédé est connu sous le nom d'extraction double phase.

■ Type de pollution traitée

Ce procédé s'applique de façon optimale sur des phases libres en surface de la nappe, contenant peu de composés solubles et volatils (gasoil, fuels...). Une application peut être envisagée sur des hydrocarbures légers (essence, supercarburant...).

■ Moyens techniques

Le choix des moyens mis en œuvre est dicté par :

- la définition géométrique du système : extension et type de contamination, profondeur et variations du niveau statique, profondeur du substratum de la nappe...),
- les caractéristiques hydrodynamiques de la zone saturée : perméabilité, coefficient d'emmagasinement,
- les conditions aux limites appliquées sur le système : limites à charge constante, variable.

Généralement, la nappe est rabattue à partir d'un ou de plusieurs puits de diamètre compris entre 100 mm et 750 mm, selon les paramètres du sol. Ces mêmes paramètres fixeront la puissance des pompes utilisées. Les variantes les plus fréquemment utilisées pour l'extraction spécifique de la phase flottante sont les *skimmers* (ou crêpines flottantes) et les hydroéjecteurs pneumatiques, les bandes oléophiles...

Les points d'extraction sont de manière générale des puits verticaux, appelés *puits de rabattement*. Dans le cas de profils géologiques stratifiés ou très peu perméables, des drains horizontaux sont privilégiés.

Bien que généralement nécessaire lors des contaminations en hydrocarbures légers, le traitement des eaux d'exhaure n'est pas systématique.

Les traitements des eaux en surface sont généralement identiques à ceux décrits au paragraphe 34 *Venting* (une étape de décantation puis si nécessaire une étape de stripping et une fixation des vapeurs générées sur charbon actif ou une oxydation catalytique). Le suivi de la masse totale de produit pur récupéré est effectué par simple relevé volumétrique sur les unités de stockage.

La contamination résiduelle laissée dans le sol peut donner lieu à un traitement ultérieur si les risques de remobilisation et l'emploi futur du terrain le justifient.

■ Performances

Le rendement du rabattement-écrémage est étroitement lié à la capacité de rétention des sols. Par expérience, les rendements maximum de ce procédé ne dépassent pas 60 %.

■ Maturité du procédé

Il s'agit du procédé le plus fréquemment employé dans le cas de lentilles d'hydrocarbures sur nappes peu profondes.

■ Exemple industriel

Type de site : site pétrolier, pollution chronique par hydrocarbures gazeux, nappes polluées par des hydrocarbures dissous

Technique : extraction double phase (vapeur et phase dissoute)

Contaminant : supercarburant

Objectif de traitement : 1 mg/l eau, absence de vapeurs

Volume traité : 4000 m³ sol

Type de roche/géologie : remblais, slits, marnes

Durée : 4 mois

Moyens techniques : 5 piézomètres d'extraction, 1 unité d'extraction double phase, 500 m³/h air, 5 m³/h eau, filtration des gaz et eau sur charbon actif.

■ Références bibliographiques

RAT (M.). — *Drainage rabattement*, C256 (9-1975).

BERNHEIM (Y.). — *Inventaire des techniques de réhabilitation des sites pollués*, J3980 (12-2001).

25. Réduction

Les techniques de réduction sont des procédés chimiques permettant la destruction de certains polluants dissous dans les eaux de nappe. Ces techniques sont appliquées aux solvants chlorés et basées sur l'utilisation de fer, seul ou en présence de catalyseurs. Elles sont actuellement commercialisées et utilisées dans les barrières réactives.

■ Principe

Une réaction d'oxydo-réduction correspond à un transfert d'électrons d'un composé chimique A vers un composé chimique B. On dit

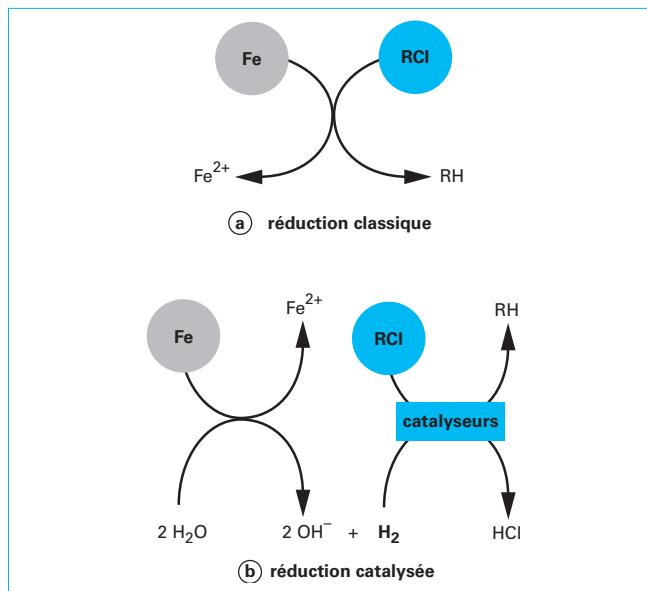


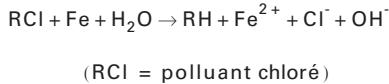
Figure 25 – Principe de la réduction

alors que A a été oxydé et B réduit. Dans cette réaction, A est le réducteur (puisque B a été réduit sous son effet) et B est l'oxydant (puisque A a été oxydé sous son effet).

On distingue deux types de réactions de réduction : la réduction classique et la réduction catalysée (figure 25).

Réduction classique :

Ce procédé utilise le fer zéro valent comme réducteur du polluant chloré à traiter. La réaction d'oxydoréduction suivante se produit :



La réaction d'oxydoréduction aboutit à la déchloration du polluant chloré.

Le gros avantage de ce procédé est l'utilisation d'un réactif peu coûteux, la grenaille de fer. Toutefois, la réaction d'oxydoréduction entre le fer et le polluant chloré est très lente, et ce procédé trouve une application soit pour le traitement d'un débit d'eau très faible, soit avec des volumes de fer très importants (plusieurs dizaines à plusieurs centaines de m³).

Réduction catalysée :

La réduction catalysée consiste à utiliser le fer zéro valent pour sa propriété à produire de l'hydrogène au contact de l'eau (1) et à hydrogénérer les solvants chlorés grâce à des catalyseurs d'hydrogénéation (métaux de transition) (2) :



La réduction catalysée présente le gros avantage d'être beaucoup plus rapide que la réduction classique. Toutefois, le coût en réactif de traitement est nettement plus élevé du fait de l'utilisation de catalyseurs.

Type de pollution traitée

Les réactifs de réduction présentés ici permettent le traitement des panaches de pollution par des mélanges de solvants chlorés : éthylène chloré, éthanes chlorés, méthanes chlorés tels que le TCE (trichloréthylène), le PCE (perchloréthylène), le chloroforme, le tétrachlorure de carbone...

Moyens techniques

Les procédés de réduction, classique et catalysée, sont utilisés comme système de traitement dans les barrières réactives (§3).

Le procédé de réduction classique est particulièrement adapté aux barrières perméables classiques (volume de réactif mis en jeu plus important et débit d'eau plus faible) tandis que le procédé de réduction catalysée est utilisé avec les barrières « système porte » (volume de réactif réduit et débit d'eau plus élevé).

En pratique, le problème majeur rencontré avec les réactifs de réduction à base de fer est le colmatage dû aux changements de pH et de potentiel redox induits par les réactions se produisant. Des problèmes de colmatage sont observés, particulièrement avec les réactifs de réduction classique, où la granulométrie est de granulométrie plus faible qu'en réduction catalysée.

Performances

Le réactif de réduction catalysée permet d'obtenir des réactions plus rapides que le réactif de réduction classique.

La réactivité des réactifs de réduction est fortement variable d'un polluant à l'autre.

Pour un système de traitement correctement dimensionné, on peut obtenir un rendement supérieur à 99,9 %.

Maturité du procédé

Le système est actuellement commercialisé.

Exemple industriel

Pays : Belgique

Type de site : site industriel en activité

Contaminant : trichloréthylène (zones sources et panache de pollution)

Technique : pompage des zones sources et barrière réactive « système porte » avec réactif de réduction catalytique pour le panache de pollution

Design : parois étanches de 4500 m², 3 portes comportant chacune 3 cartouches de traitement en série

Durée prévisionnelle du traitement : 30 ans.

Références bibliographiques

BALLERINI (D.). — *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

26. Slurping

Autre mot-clé : extraction triple phase®

L'extraction triple phase (ETP)® ou *slurping* consiste à traiter simultanément les gaz du sol, le polluant en phase libre dans la frange capillaire et l'eau de la nappe. Cette technique est aujourd'hui couramment utilisée.

Principe

L'ETP® est un procédé *in situ* de traitement simultané des gaz du sol, du polluant en phase libre dans la frange capillaire et de l'eau de la nappe. Le système de traitement est composé d'un puits de rabattement ou aiguille d'extraction et d'un tube rigide ou « canne » placé à l'intérieur de l'aiguille. Deux types sont à distinguer : l'ETP® en réseau unitaire et l'ETP® en réseaux séparés (figure 26) :

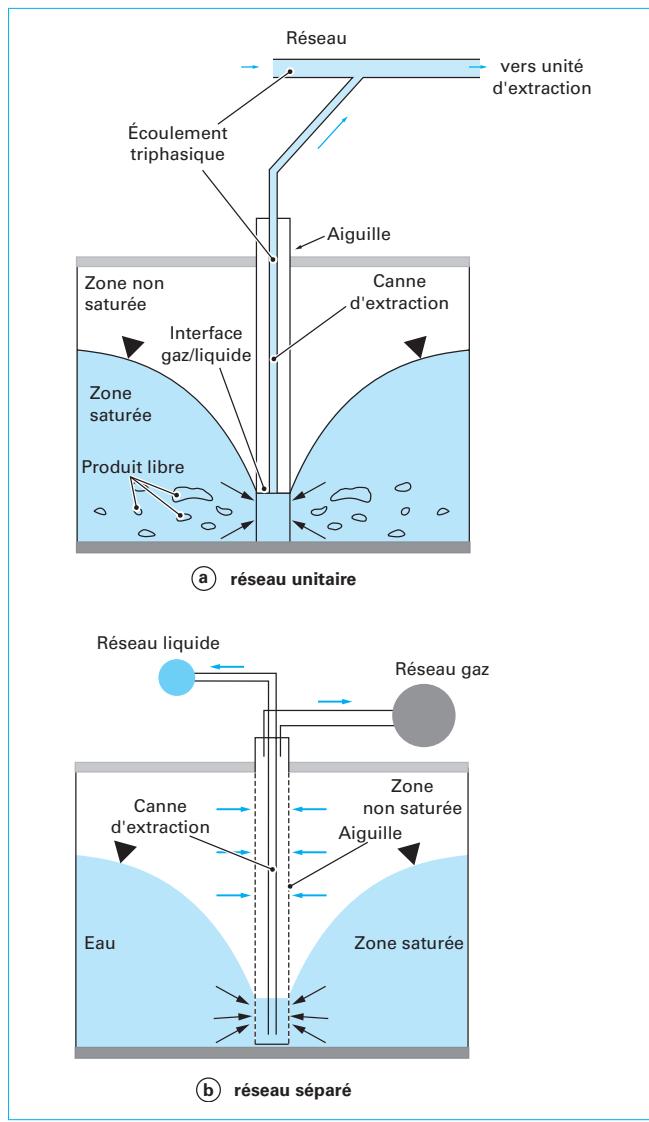


Figure 26 – Principe de l'extraction triple phase®

ETP® en réseau unitaire : elle consiste en la récupération des différentes phases (gaz/liquide) dans un seul réseau, l'extrémité de la canne d'aspiration étant à l'interface gaz liquide. Ce procédé associe plusieurs techniques: pompage/écrémage, extraction sous vide et *bioventing*. L'équipement des puits permet d'extraire simultanément trois phases : eau, produit flottant et gaz. Cette technique s'applique pour des terrains peu perméables.

ETP® en réseaux séparés : elle consiste à extraire séparément dans la même aiguille la phase liquide et la phase gazeuse.

L'extraction liquide est assurée par une canne d'extraction dont l'extrémité est placée sous le niveau dynamique. Le cône de rabattement induit par ce pompage doit être stable dans le temps et assurer la venue laminaire de la phase libre.

L'extraction des gaz est assurée par une simple mise en dépression du puits. La dépression est ajustée en fonction de la perméabilité observée et du débit souhaité.

L'ensemble des débits liquides et gazeux est régulé et contrôlé à volonté.

Les phases liquides (eau/produits) et gazeuses sont canalisées séparément vers les unités de traitement via deux réseaux distincts.

■ Type de pollution traitée

Ce procédé s'applique de façon optimale sur des composés organiques volatils en imprégnation dans le sol et/ou en phase libre à la surface de la nappe. Il est particulièrement indiqué pour la mise en place de barrières hydrauliques en milieu perméable ou soumis à des conditions hydrodynamiques fluctuantes.

■ Moyens techniques

Le volume contaminé est traité à partir de multiples points d'extraction. Le nombre, l'espacement et la profondeur des points sont dictés par :

- la définition géométrique du système : extension et type de contamination, profondeur et variations du niveau statique, profondeur du substratum de la nappe ;
- les caractéristiques hydrodynamiques de la zone insaturée : perméabilité à l'air... ;
- les caractéristiques hydrodynamiques de la zone saturée : perméabilité à l'eau, coefficient d'emmagasinement... ;
- la tension de vapeur du polluant.

Les réseaux d'extraction sont réalisés en PE (polyéthylène) ou PP (polypropylène) afin d'être capables de résister aux produits chimiques (polluants organiques) à long terme.

L'extraction des différentes phases est réalisée par la mise en dépression d'une cuve à vide au moyen d'une pompe à palettes.

La phase liquide remplit progressivement la cuve à vide et est relevée via une pompe de surface jusqu'à la filière de traitement.

La phase gazeuse passe directement dans la pompe à palette et est canalisée vers un filtre de traitements.

Le traitement des effluents liquides consiste en général à une séparation liquide/liquide de l'eau et du produit pur, puis à un traitement de l'eau par stripping.

Les eaux ainsi traitées sont alors rejetées à l'égout.

Le traitement de la phase gazeuse consiste en une filtration sur charbon actif.

■ Performances

L'ETP® en réseau unitaire permet d'atteindre des rendements de l'ordre de 95 %, tandis que l'ETP® en réseaux séparés permet d'obtenir des rendements de l'ordre de 99 %.

■ Maturité du procédé

Ce procédé de traitement est aujourd'hui commercialisé et remplace avantageusement le couplage de techniques classiques de *pump and treat*, écrémage et *venting* dans les milieux peu perméables.

■ Exemple industriel

Type de site : raffinerie en activité

Technique : ETP® (produit libre, phase gazeuse et eau), confinement hydraulique en milieu de faible perméabilité

Contaminant : hydrocarbures divers (gasoil et super)

Objectif de traitement : confinement hydraulique, récupération de liquide de la phase libre, traitement des vapeurs

Moyens mis en œuvre : 50 aiguilles disposées en barrière hydraulique en bordure de raffinerie

Type de roche / géologie : milieu fin, argileux de faible perméabilité. Zone soumise à un marnage

Durée : 2 ans

Moyens techniques : 50 aiguilles d'extraction reliées à deux unités d'extraction double phase réseau enterré. Traitement des eaux sur séparateur, traitement des gaz sur charbon actif.

■ Références bibliographiques

LEYBROS (J.) et FREMEAUX (P.). — Extraction solide-liquide, J2780 et suivants (9-1990).

27. Solidification/stabilisation

Autre mot-clé : inertage

La solidification consiste à mélanger un liant et de l'eau au sol pollué afin d'obtenir un matériau dur, très peu perméable et stable dans le temps, au sein duquel le polluant sera piégé.

La stabilisation consiste à réduire la mobilité d'un polluant dans le sol (figure 27). Avec ces deux techniques, les polluants ne sont pas détruits mais les risques pour l'environnement sont réduits. Ces techniques sont souvent utilisées sur les polluants non biodégradables (certains polluants organiques ou métaux lourds).

La solidification et la stabilisation nécessitent souvent un confinement après traitement mais elles restent néanmoins très utilisées, notamment pour les métaux.

■ Principe

Les méthodes de **solidification** sont des techniques d'inertage : la solidification consiste à agir sur la matrice contaminée dans son ensemble. Les caractéristiques physiques de la zone polluée sont ainsi modifiées afin de réduire l'accès physique des fluides du sol au contaminant. Il s'agit principalement d'une réduction de la perméabilité.

Un premier mode de **stabilisation** consiste à réduire la mobilité d'un contaminant en lui faisant subir une réaction chimique. Le produit de cette réaction est moins soluble que son parent et/ou détient des propriétés de sorption accrues le rendant donc moins mobilisable. Un deuxième principe de la stabilisation consiste à mélanger le sol pollué à différents adjuvants pour augmenter les capacités de sorption du contaminant sur ces matériaux afin qu'il ne soit plus mobilisable par lixiviation.

Quelle que soit la méthode, les contaminants ne sont pas détruits, mais leur impact potentiel sur l'environnement est fortement diminué puisqu'ils sont immobilisés et physiquement (ou chimiquement) liés à la matrice immobilisatrice.

■ Type de pollution traitée

La solidification et la stabilisation conviennent aux terres souillées par des métaux lourds, particulièrement par le chrome, l'arsenic et le plomb. Viennent ensuite le cadmium, le cuivre, le zinc et le mercure. Le chrome (VI) fait souvent l'objet d'un traitement en deux phases : réduction en chrome (III) puis solidification. Il est possible d'ajouter des agents réducteurs dans le liant pour effectuer le traitement du chrome (VI) en une seule étape.

La solidification et la stabilisation peuvent également être appliquées aux PCB (polychlorobiphényles), aux créosotes ou aux pesticides. Dans le cas des solvants et des hydrocarbures, une partie du polluant risque d'être volatilisée lors de l'opération.

■ Moyens techniques

● Solidification

Le ciment de type Portland (silicates de calcium, aluminates, alumino-ferrites et sulfates) est particulièrement bien adapté pour ce procédé. Les matériaux pouzzolaniques exhibent des propriétés similaires à celles des ciments de Portland, particulièrement lorsque leur teneur en silice est élevée. Ces matériaux sont issus de la combustion du charbon dans les fours à chaux et à ciment. Ils se présentent sous forme de particules sphériques.

Certains additifs peuvent être ajoutés au ciment ou aux matériaux pouzzolaniques afin d'améliorer les propriétés du mélange final :

- **bentonite** : facilite le pompage du mélange et décroît encore la perméabilité de la matrice une fois solidifiée.
- **silicates** : forment avec les métaux des complexes chimiques ayant une solubilité inférieure aux hydroxydes, carbonates ou sulfates généralement recherchés.
- **charbon actif, argiles hydrophobes, zéolites, gypse** : ad/absorbent les composés semi-volatils. Par exemple, les feuillets d'argile,

dopés en ions ammonium afin d'augmenter la distance entre les feuillets, sont efficaces pour retenir les composés organiques piégés au niveau des charges électriques négatives qui tapissent leur surface.

Lors de l'application *in situ* de ce procédé, la difficulté consiste à réaliser un mélange homogène et complet du produit stabilisant injecté avec le sol contaminé. Un procédé, aujourd'hui opérationnel à l'échelle d'un site, a pour principe d'injecter un mélange à base de ciment dans la zone contaminée, par une série de forages à la tarière. Le mélange stabilisant est introduit par le tube de forage au fur et à mesure de la pénétration de la tarière et ainsi mélangé au sol. Une fois l'outil retiré, on obtient une colonne cimentée. Les forages sont joints et couvrent toute la zone à traiter. Ce procédé est utilisé aussi pour réaliser des parois de confinement autour d'une pollution. Il permet de traiter des sols jusqu'à une profondeur d'environ 30 mètres, avec un rendement de l'ordre de 75 m³ par jour.

● Stabilisation

De nombreux adjuvants peuvent être utilisés lors d'une stabilisation. Ces adjuvants sont mis au point au cas par cas en fonction des polluants à inacter. Les exemples suivants montrent la diversité des adjuvants utilisés.

— Les sols contaminés par plomb peuvent être stabilisés par addition de trisodium phosphate ; le précipité de phosphate de plomb formé est insoluble dans l'eau. Néanmoins, ce précipité est毒ique par inhalation. Il est donc courant de faire subir au sol stabilisé une solidification permettant de réduire le taux d'émission de poussières et de protéger le précipité d'éventuels acides ou bases pouvant le redissoudre. A l'inverse, il arrive d'ajouter un acide ou une base dans un sol afin d'ajuster le pH du sol et favoriser la formation de précipités. Ce procédé, ex situ ou in situ, est quelquefois appelé à tort « neutralisation ».

— La stabilisation de l'arsenic peut être obtenue en formant un précipité ou co-précipité grâce aux ions Fe(III).

— L'utilisation de l'asphalte représente une autre option de stabilisation ; le matériau finement divisé est séché puis mélangé à chaud à de l'asphalte. Le tout est considéré inerté une fois le mélange refroidi. Les éventuels composés volatils extraits sont récupérés et traités séparément. En guise de résine thermoplastique, l'asphalte peut être remplacé par du polyéthylène, des paraffines, des cires ou d'autres polyoléfines. Néanmoins, l'asphalte demeure la résine la plus utilisée.

Le procédé décrit ci-dessus de solidification sur site (forages joints) peut également être utilisé en stabilisation.

Un second procédé consiste à inacter le matériau pollué en le mélangeant à de la chaux ou à de la cendre ; la stabilisation est produite par la liaison de la phase à inacter avec le calcium de la chaux ou la partie non silicatée de la cendre.

Pour la solidification comme pour la stabilisation, la nature et les dosages des additifs sont souvent mis au point site par site grâce à des tests préalables en laboratoire. Une fois la formulation optimum trouvée en laboratoire, le test à grande échelle consiste à un suivi de la qualité du mélange introduit dans le sol et des propriétés effectivement atteintes.

■ Performances

La solidification et la stabilisation sont parmi les techniques les plus utilisées pour les sols pollués par les métaux. Elles permettent d'atteindre des concentrations dans les lixiviat satisfaisant les critères légaux imposés.

● Solidification

De nombreux tests montrent que les quantités de métaux mesurées dans les lixiviat d'échantillons solidifiés par cimentation sont infimes par rapport aux teneurs obtenues dans les lixiviat sur sols non traités. Pour des éléments comme le zinc, l'arsenic, le plomb, le cadmium ou le cuivre, on passe de plusieurs dizaines ou centaines de mg/L dans un lixiviat de sol non traité, à moins de

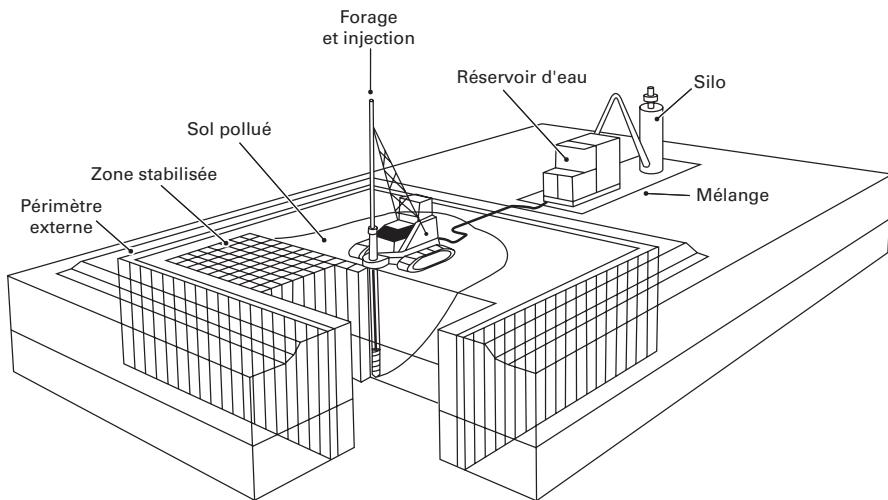


Figure 27 – Principe de solidification/stabilisation

0,1 mg/L dans le lixiviat du produit solidifié, avec des pourcentages de réduction de plus de 95 %.

En présence de blocs ou d'argiles, la solidification *in situ* n'est pas applicable.

● Stabilisation

La stabilisation *in situ* consomme moins d'énergie que les techniques *ex situ*. De plus, aucun transport ni mise en décharge des matériaux traités n'est nécessaire. La stabilisation *in situ* est également préférée quand des contaminants volatils ou semi-volatils sont présents dans les sols puisque l'excavation exposerait ces composés à l'air. Pour des profondeurs de plus de 3,5 mètres, les procédés *in situ* deviennent plus rentables que les procédés *ex situ*.

Pour la solidification comme pour la stabilisation, les procédés *ex situ* permettent, après criblage préalable des sols excavés, un meilleur mélange. Il existe des unités de traitement fixes ou mobiles. Les plus grandes d'entre elles peuvent traiter jusqu'à 1 000 tonnes de sol par jour. Pour des profondeurs de contamination de moins de 3,5 mètres, les procédés *ex situ* sont plus rentables que les procédés *in situ*.

Les paramètres à prendre en compte pour la solidification et la stabilisation sont les suivants :

- l'ajout des produits inertants provoque une augmentation du volume du matériau, parfois dans des proportions importantes. Ceci peut être particulièrement pénalisant dans les applications *in situ* ;
- lorsque les procédés de solidification ou stabilisation sont utilisés pour des produits organiques, le risque de volatilisation d'une partie de la contamination est présent ainsi que celui d'étendre la pollution en dehors de la zone au moment de l'injection ;
- l'efficacité de la solidification ou stabilisation dépend des caractéristiques physico-chimiques de la zone contaminée. Le taux d'humidité joue notamment un rôle important.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement commercialisé.

■ Exemple industriel

Type de site : ancienne usine à gaz

Site en activité : non (friche)

Contaminant : HAP (Hydrocarbures aromatiques polycycliques)

Concentration initiale : 2 000-5 000 mg/kg avec des pointes à 30 000 mg/kg

Potentiel polluant cible : 0,2 mg/kg

Volume de terre traité : 400 m³

Temps de traitement : 2 mois.

■ Références bibliographiques

BOUCHELAGHEM (A.) et MAGNIE (M.-C.). — *Inertage et mise en forme des déchets industriels*, J3968 (12-2001).

BERNHHEIM (Y.). — *Inventaire des techniques de réhabilitation des sites pollués*, J3980 (12-2001).

28. Tensioactifs/co-tensioactifs, solvants/co-solvants

Les agents mobilisateurs comme les tensioactifs et les solvants sont utilisés pour améliorer le rendement de lavage de sols à l'eau. Ils peuvent être utilisés *in situ* (injection de la solution de lavage dans le sol à traiter en place) ou *ex situ* (lavage du sol excavé dans une unité appropriée).

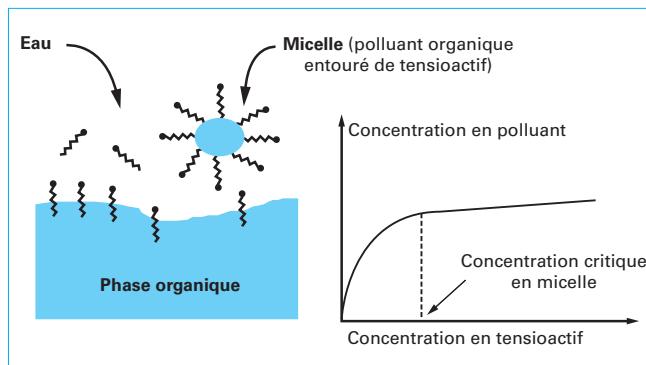
■ Principe

Les agents mobilisateurs sont des substances chimiques ajoutées aux solutions de lavage de sol pour augmenter leur rendement d'extraction (figure 28). L'utilisation de ces additifs n'est nécessaire que lorsque des phases liquides non-aqueuses (NAPL) sont présentes.

Les agents mobilisateurs testés jusqu'alors sont les tensioactifs et les solvants organiques. On parle de « co-tensioactif » ou « co-solvant » lorsque plusieurs tensioactifs ou plusieurs solvants sont utilisés dans la même solution de lavage. Ces mélanges ont lieu lorsque des NAPL de propriétés chimiques différentes doivent être extraits.

● **Tensioactifs** : ce sont des molécules composées de deux parties distinctes : une hydrophobe et une hydrophile. Grâce à cette ambivalence, les molécules tensioactives se positionnent aisément à l'interface eau/NAPL, la partie hydrophobe placée dans la phase organique et la partie hydrophile placée dans la phase aqueuse. Ceci a pour conséquence de :

- baisser la tension superficielle à l'interface eau/NAPL et ainsi réduire les interactions capillaires entre le NAPL et les matériaux du

**Figure 28 – Principe de l'action des agents mobilisateurs**

sol. Ceci réduit les teneurs interstitielles en NAPL dans les zones saturées et insaturées ;

- créer différents types de micro-émulsions entre eau et NAPL. Ces micro-émulsions résultent de la stabilisation thermodynamique de micelles ou globules au sein de la phase aqueuse.

Il existe différentes catégories de tensioactifs : anioniques, cationiques, non-ioniques et amphotères (i.e. anionique, cationique ou non-ionique suivant le pH). Néanmoins, les tensioactifs cationiques et amphotères ont une forte capacité de sorption sur les matériaux du sol et ne sont donc généralement pas utilisés dans les techniques de dépollution.

Dans chaque catégorie, diverses propriétés chimiques peuvent être rencontrées : émulsifiant, agent mouillant, détergent, agent solubilisant. Leur solubilité dans l'eau, leur biodégradabilité, leur toxicité et leur stabilité chimique sont variables. Les molécules ou mélanges de molécules utilisés lors des différentes études sur site sont gardées secrètes par les concepteurs.

- **Solvants** : la micro-émulsion de solvants, en faible proportion, dans la phase aqueuse augmente le pouvoir solubilisant de cette dernière. Il est alors possible de mobiliser plus de contaminant par solubilisation - et non plus, comme avec les tensioactifs, par formation d'émulsion.

Les tensioactifs et les solvants utilisés dans ces procédés sont choisis selon leurs propriétés chimiques respectives et les performances de mobilisation qui en découlent. Par exemple, une fois ajoutés à l'eau, les alcools à courte chaîne (méthanol, éthanol) permettent d'obtenir une bonne solubilisation des hydrocarbures chlorés de faible taille. Les solvants de taille moléculaire plus élevée sont plus efficaces pour les hydrocarbures très hydrophobes.

■ Type de pollution traitée

Les pollutions traitées jusqu'à maintenant par agents mobilisateurs concernent les LNAPL (plus légers que l'eau) et les DNAPL (plus denses que l'eau). Il s'agit donc souvent de zones sources contenant encore une pollution résiduelle importante.

Un très grand nombre de polluants organiques peut être traité par agents mobilisateurs : hydrocarbures aliphatiques et aromatiques, kérósène, huile, solvants chlorés (TCE (trichloréthylène), PCE (perchloréthylène), PCB (PolyChloroBiphényles)).

■ Moyens techniques

Utilisation *in situ* :

La solution de lavage contenant les agents mobilisateurs est injectée dans l'aquifère et récupérée par un ou plusieurs points de pompage. Une fois le lavage achevé, de l'eau est injectée en volume suffisant pour éliminer la solution de lavage restée dans la zone traitée. Plusieurs techniques d'injection et récupération existent : tranchées et bassins d'infiltration, spray, puits verticaux et horizontaux (§17 Lavage *in situ*).

Afin d'assurer le confinement et la récupération maximale de la solution de lavage, la zone traitée est souvent isolée de l'écoulement souterrain par des barrières de type palplanches ou béton coulé. Le cloisonnement vertical étant assuré par le substratum.

Pour des utilisations *in situ*, il est nécessaire d'utiliser des agents mobilisateurs biodégradables et non toxiques.

Utilisation *ex situ* :

En raison des risques liés à l'injection d'agents mobilisateurs dans le milieu naturel, une utilisation *ex situ* est fréquemment préférée. Des unités mobiles ou fixes de traitement sont alors utilisées (§16 Lavage *ex situ*).

Une fois la solution de lavage récupérée, il est nécessaire de séparer les contaminants, les agents mobilisateurs et la phase aqueuse afin de réutiliser les agents mobilisateurs dans de nouveaux cycles. Diverses techniques ont été testées à cet effet. L'ultrafiltration est envisagée afin de séparer la phase aqueuse du mélange contaminants / agents mobilisateurs. L'extraction par solvant, la flottation, l'air stripping, le fractionnement à la mousse et le traitement photochimique ont été également testés pour séparer les contaminants des agents mobilisateurs.

■ Performances

Les performances obtenues sont très variables en fonction des agents mobilisateurs utilisés, de la nature des polluants à extraire et du sol lavé.

■ Maturité du procédé

Ce procédé est aujourd'hui commercialisé, principalement en lavage *ex situ*.

La nature des agents mobilisateurs est en évolution permanente au gré des progrès en formulation chimique.

■ Références bibliographiques

LARPENT (C.). — *Tensioactifs*, K342 (4-1995).

BROCHETTE (P.). — *Emulsification, élaboration et étude des émulsions*, J2150 (12-1999).

HERRENSCHMIDT (Y.) et GUETTE (J.-P.). — *Solvants organiques*, K310 (6-1988).

29. Traitement biologique aérobie

Le traitement biologique aérobie consiste en l'aération des parties polluées (souvent pauvres en oxygène) afin de favoriser la dégradation aérobie des polluants par les micro-organismes (figure 29). Cette technique est actuellement utilisée sur un grand nombre de sites contaminés par des hydrocarbures.

■ Principes

Le traitement biologique, qu'il concerne des terres excavées ou des sols encore en place, consiste à utiliser des micro-organismes pour transformer des substances chimiques toxiques en substances moins toxiques. Les micro-organismes sollicités sont souvent des bactéries bien que les champignons jouent un rôle prédominant dans certains traitements *ex situ*. Pour toute information d'ordre général sur le mécanisme de dégradation des micro-organismes, se reporter à §6 Biostimulation.

Lors de la biodégradation aérobie, l'oxygène est utilisé comme accepteur terminal d'électron. Le contaminant est donc le donneur d'électrons. Il peut être métabolisé ou cométabolisé.

L'utilisation par les micro-organismes de l'oxygène est toujours préférée lorsque ce dernier est disponible. En effet, les vitesses de dégradation engendrées sont généralement bien supérieures aux procédés anaérobies. De plus, en règle générale, les procédés

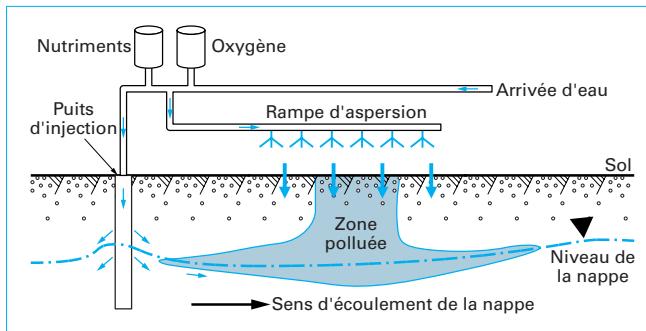


Figure 29 – Principe de la biodégradation aérobie

aérobies aboutissent plus souvent à la dégradation totale du polluant que les procédés anaérobies.

Afin de dégrader par voie aérobie les molécules de contaminants, les micro-organismes nécessitent la présence des éléments suivant :

- oxygène,
- contaminants accessibles,
- nutriments,
- un induiteur cométabolique s'il s'agit d'un cométabolisme.

■ Type de pollution traitée

Quasiment tous les hydrocarbures sont biodégradables par voie aérobie. Les composés les plus facilement biodégradables sont les alcanes C₁₀ à C₂₄ et les composés aromatiques à un seul cycle (notamment les BTEX). En règle générale, plus la masse moléculaire des hydrocarbures augmente et plus les vitesses de dégradation aérobie diminuent. Une exception est à noter pour certains hydrocarbures très légers qui peuvent être toxiques par effet « solvant ».

Il est à noter que les pollutions par hydrocarbures sont dans la majorité des cas des pollutions mixtes contenant une vaste gamme de substances chimiques. Ceci explique pourquoi une population microbienne très diversifiée se développe généralement sur de tels sites, chaque souche étant spécialisée dans la dégradation d'un type de composés.

Certains solvants chlorés peuvent être dégradés par métabolisme ou cométabolisme aérobie.

- Les composés pouvant être utilisés en tant que donneurs d'électrons sont, entre autres, le chlorure de vinyle, le 1,2-dichloroéthane et le chloroéthane. L'oxygène sert alors d'accepteur d'électron final. La dégradation procède alors par une réaction de substitution d'un atome de chlore par un groupement hydroxyle.

- Les composés pouvant être cométabolisés sont les dichlorométhane, chloroéthane, chlorure de vinyle, dichloroéthène (DCE), trichloroéthène (TCE). Les enzymes responsables de ce cométabolisme sont des mono-oxygénases et des dioxygénases. Les induceurs cométaboliques suivant peuvent être utilisés : méthane (stimulation des micro-organismes méthanotrophes), propane, phénol, toluène et ammoniaque.

Il a été montré que d'autres composés peuvent être dégradés par voie métabolique/cométabolique aérobie : PCB faiblement chlorés, HAP, phénols, crésol, certains pesticides et herbicides (Dichlorprop, Silvex).

■ Moyens techniques

Les besoins des micro-organismes en oxygène peuvent être approximés d'après la stoechiométrie générale de la minéralisation des hydrocarbures, variable avec chaque molécule.

La limitation majeure du traitement biologique aérobie réside dans la faible solubilité de l'oxygène dans l'eau. Différentes techniques sont utilisées pour assurer le transfert d'oxygène dans l'eau :

- passage, avant injection, dans une unité d'aération où l'on fait « bulle » de l'air, de l'oxygène pur ou de l'ozone (O₃) ;

- injection de peroxyde d'hydrogène qui, au contact de l'eau, se désmute en oxygène et eau ;

- utilisation d'oxyde de manganèse (ORC™, Oxygen Release Compounds) qui, au contact de l'eau, se dissout en libérant de l'oxygène.

Une eau saturée en oxygène contient, sous conditions atmosphériques standard, 6 à 12 mg-[oxygène dissous]/L. Lors de l'utilisation d'agents oxygénants (exemple : peroxyde d'hydrogène), l'eau devient super-saturée en oxygène et la concentration peut s'élever jusqu'à 20 mg-[oxygène dissous]/L.

Les nutriments sont indispensables à l'activité des micro-organismes. Ils doivent donc leur être fournis pour permettre une biodégradation optimale. Les deux constituants principaux des nutriments sont l'azote et le phosphore. Ils sont généralement ajoutés dans des proportions C:N:P égales à 100:10:1. Les autres sels minéraux tels le fer, le magnésium et les sulfates ne sont alors nécessaires que sous forme de traces.

Lors des traitements *in situ*, des solutions contenant oxygène, sels minéraux et carbone sont injectées au cœur du panache de pollution. Des puits d'injection sont répartis de manière homogène sur la zone polluée et quelques puits d'extraction sont chargés de récupérer l'eau de nappe en aval. Cette eau est traitée en surface s'il en est besoin, amendée et réinjectée dans l'aquifère. Un problème souvent rencontré lors de tels ajouts est la croissance microbienne aux environs immédiats du puits d'injection. Ceci a pour effet de colmater les espaces interstitiels, empêchant ainsi la solution de s'écouler dans l'aquifère. Aux États-Unis, diverses solutions sont apportées au problème : nettoyage mécanique (brosses), injection brutale d'air (air lift), injection de bactéricides (acide, chlore), utilisation d'injections alternées carbone/nutriments.

■ Performances

● Avantages :

- les traitements biologiques sont des procédés destructifs. Ils évitent donc les transferts de pollution,
- les procédés biologiques sont parmi les plus rentables,
- les procédés biologiques ont un impact médiatique positif au niveau de l'opinion publique.

● Inconvénients :

- la technique ne vaut que pour les composés biodégradables, non inhibiteurs et non toxiques. Certains métabolites sont plus toxiques (pour les micro-organismes et pour l'homme) et parfois plus stables que le contaminant de départ,
- lorsqu'elle est appliquée *in situ*, il faut que la perméabilité du sous-sol soit supérieure à 10⁻⁶ m/s.
- la durée de traitement est généralement de plusieurs mois voire, dans certains cas, de plusieurs années.

Les performances des traitements biologiques *in situ* dépendent fortement des conditions rencontrées sur site et des contaminants présents.

■ Maturité du procédé

Le procédé de traitement biologique aérobie est commercialisé. En France, le traitement *ex situ* est beaucoup plus répandu que le traitement *in situ*.

■ Exemple industriel

Type de site : dépôt pétrolier en activité sur aéroport

Technique : *bioventing*

Contaminant : kérósène

Objectif de traitement : 1 000 mg/kg

Volume traité : 8 500 m³

Type de roche/géologie : limons et argiles de décalcification

Durée : 18 mois

Moyens techniques : 17 piézomètres d'extraction couplés à une unité d'aération et réseau d'injection de nutriments en tranchées.

30. Traitement biologique anaérobiose

Le traitement biologique anaérobiose consiste à favoriser les micro-organismes anaérobies capables de dégrader les polluants en éliminant l'oxygène du milieu (figure 30). Cette technique est employée à l'échelle industrielle même si son utilisation reste peu fréquente. Elle est très intéressante dans le cas de composés de type PCB, solvants chlorés (ex : tétrachloroéthylène...) et dans la zone saturée en eau.

■ Principe

Le traitement biologique, qu'il concerne des terres excavées ou des sols en place, consiste à utiliser des micro-organismes pour transformer des substances chimiques toxiques en substances moins toxiques. Les micro-organismes sollicités lors des traitements anaérobioses sont en grande majorité des bactéries. Pour toute information d'ordre général sur le mécanisme de dégradation des micro-organismes, on se reportera au paragraphe 6 sur la biostimulation.

Les mécanismes de dégradation par voie anaérobiose représentent une alternative attrayante aux voies aérobies utilisées classiquement. En effet, pour certains contaminants, la dégradation aérobiose n'a jamais été mise en évidence ou se produit à des vitesses très faibles, incompatibles avec un traitement. Par ailleurs, sur certains sites, les micro-organismes indigènes n'ont pas le patrimoine génétique nécessaire pour dégrader le contaminant par voie aérobiose. Enfin, il est souvent plus aisément et moins coûteux d'utiliser un procédé anaérobiose puisque l'on évite la phase critique du transfert d'oxygène.

Trois grandes classes de réactions anaérobioses sont utilisées :

- les dégradations utilisant le contaminant comme donneur d'électrons (ou substrat). Les accepteurs d'électrons autres que l'oxygène pouvant être utilisés sont : nitrate (NO_3^-), manganèse (Mn(IV)), fer ferrique (Fe(III)), sulfate (SO_4^{2-}), dioxyde de carbone (CO_2) ;

- les dégradations utilisant le contaminant comme accepteur terminal d'électrons. Le donneur d'électrons final est alors l'hydrogène (H_2 dissous) ou de petites molécules organiques : lactate, acétate, glucose... La réaction la plus utilisée dans cette catégorie est la "déchloration réductive" utilisée dans le traitement biologique des composés aliphatiques halogénés. D'autres réactions biologiques ont été observées comme l'élimination entre deux halogènes en α . Néanmoins, leur utilisation sur le terrain reste anecdotique ;

- le cométabolisme anaérobiose.

● Apport d'un accepteur terminal d'électron

Contrairement à l'oxygène, la solubilité dans l'eau de certains accepteurs est élevée. Par exemple, les sels de nitrate peuvent être dissous jusqu'à une concentration de 92 g/l alors que l'eau saturée en oxygène a une concentration moyenne limitée à 10 mg/l. Cela permet donc d'apporter une masse élevée d'accepteurs d'électrons en injectant de faibles volumes d'eau.

Les métabolismes microbiens anaérobioses sont généralement plus lents que les métabolismes aérobioses. Néanmoins, la capacité d'apport d'accepteurs d'électrons (solubilité) ainsi que la stoechiométrie des réactions de dégradation sont en faveur de l'anaérobiose ce qui compense souvent les faibles vitesses de biodégradation.

● Déchloration réductive

Lors de la déchloration réductive, le composé perd, un à un, ses atomes de chlore qui sont remplacés par des atomes d'hydrogène. Cette réaction est possible du fait que les grosses molécules de solvants chlorés ont un état d'oxydation élevé rendant leur réduction beaucoup plus aisée que leur oxydation. Pour que la déchloration réductive ait lieu, le milieu doit donc être réduit ($Eh \approx -0,2$ mV). C'est pourquoi la déchloration réductive est généralement observée parallèlement à la réduction des sulfates ou à la méthanolénèse. Afin de savoir si les conditions du milieu sont favorables à la

déchloration réductive, on utilise donc les paramètres environnementaux caractéristiques de la réduction des sulfates (décroissance de $[\text{SO}_4^{2-}]$ avec le temps) et de la méthanolénèse (augmentation de $[\text{CH}_4]$ dissous et apparition de certains acides aromatiques).

Lors d'une pollution de nappe par perchloroéthylène (PCE) par exemple, la déchloration réductive complète se traduira par les transformations successives :



Les deux dernières réactions sont lentes et n'ont parfois pas lieu en milieu naturel. Lorsque la dernière réaction n'a pas lieu, la déchloration réductive du PCE aboutit à l'accumulation de chlorure de vinyle, composé plus toxique que le contaminant d'origine. Une solution en aval de la zone de déchloration doit donc être mise en place : *pump and treat*, passage en conditions aérobies pour stimuler la biodégradation du chlorure de vinyle.

Le problème est similaire lors de la déchloration réductive des polychlorobiphényles (PCB) fortement chlorés. Les produits formés sont des PCB légers, n'ayant plus les propriétés de bioaccumulation des contaminants d'origine. Néanmoins, ils sont plus mobiles dans l'environnement. Il est alors possible de passer en conditions aérobies sous lesquelles les PCB légers peuvent être dégradés.

Plus le contaminant est une molécule oxydée, plus il aura tendance à être utilisé par les micro-organismes comme accepteur d'électron et plus les conditions doivent être réductrices pour que sa dégradation ait lieu (réduction des sulfates et méthanolénèse).

■ Type de pollution traitée

● Hydrocarbures et BTEX (toluène, éthylène, benzène, xylène)

Les hydrocarbures sont généralement utilisés comme donneurs d'électrons (ou substrat). Quelques exemples de réactions stoechiométriques, sans croissance cellulaire, sont fournies ci-après pour le toluène :

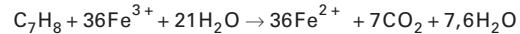
Réduction des nitrates :



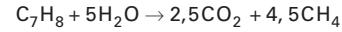
Réduction des sulfates :



Réduction du Fe(III) :



Méthanogenèse :



● Composés chlorés aliphatiques

Les composés suivants sont dégradés par déchloration réductive : tétrachloroéthène (PCE), trichloroéthène (TCE), dichloroéthène (DCE), 1,1,1-trichloroéthane (TCA).

● Explosifs

La réduction biologique des groupes nitrosés en groupes amines a été mise en évidence pour le trinitrotoluène (TNT), le RDX et le HMX.

● Polychlorobiphényles (PCB)

Les atomes de chlore situés en position 3,4,5,3',4',5' peuvent être remplacés par des atomes d'hydrogène par déchloration réductive.

■ Moyens techniques

Lors d'un traitement anaérobiose, des solutions contenant sels minéraux et carbone sont injectées au cœur du panache de pollution. Des puits d'injection sont répartis de manière homogène sur la zone polluée et quelques puits d'extraction sont chargés de récupé-

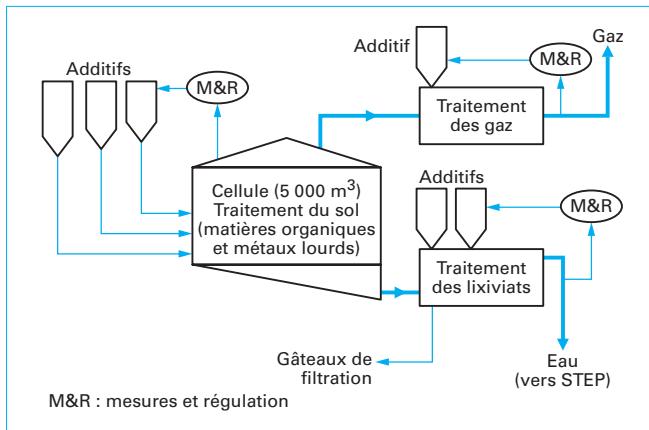


Figure 30 – Principe de biodégradation anaérobie

rer l'eau de nappe en aval. Cette eau est traitée en surface s'il en est besoin, amendée et réinjectée dans l'aquifère.

Certains nutriments sont indispensables à l'activité des micro-organismes. Ils doivent donc leur être fournis en quantité et proportions convenables pour assurer que le processus de biodégradation ne sera pas limité.

Les procédés anaérobies réduisent fortement les risques de colmatage autour des points d'injection en comparaison avec les traitements aérobies. Ceci est dû à une moindre croissance bactérienne et à une moindre précipitation du fer.

■ Performances

● Avantages :

- Les traitements biologiques sont des procédés destructifs. Ils évitent donc les transferts de pollution.
- Les procédés biologiques sont parmi les plus rentables. Les procédés anaérobies sont moins coûteux que les procédés aérobies car ils évitent la phase de transfert d'oxygène dans l'eau.
- Les procédés biologiques ont un impact médiatique positif au niveau de l'opinion publique.

● Inconvénients :

- La technique ne vaut que pour les composés biodégradables, non inhibiteurs et non toxiques. Certains métabolites sont plus toxiques (pour les micro-organismes et pour l'homme) et parfois plus stables que le contaminant de départ.
- La durée de traitement est généralement de plusieurs mois voire de plusieurs années.

Les performances des traitements biologiques *in situ* dépendent fortement des conditions rencontrées sur site et des contaminants présents. Le rendement obtenu lors d'un traitement de biodégradation anaérobique peut atteindre 99 %.

■ Maturité du procédé

Le procédé de traitement biologique anaérobie est commercialisé. En France, le traitement *ex situ* est beaucoup plus appliqué que le traitement *in situ*.

31. Traitement par champignons

Le traitement par champignons consiste à ajouter des champignons spécifiques sélectionnés pour leur aptitude à dégrader les

polluants souvent qualifiés de difficiles (figure 31), principalement *Trametes versicolor* ou *Phanerochaete chrysosporium*. Les champignons nécessitent des techniques de mise en œuvre délicates. Cette technique est une biotechnique utilisée quand les techniques classiques de biodégradation atteignent leurs limites.

■ Principe

Ce procédé est appliqué *ex situ*. Il se base sur le fait que de nombreux contaminants récalcitrants aux bactéries peuvent être dégradés par les champignons, micro-organismes connus pour leur pool enzymatique très diversifié.

Contrairement aux bactéries, les champignons sont des micro-organismes eucaryotes (présence d'un noyau cellulaire). Ils possèdent une paroi rigide et atteignent des dimensions très supérieures à celles des bactéries. L'élément de base d'un champignon est le filament mycélien, ou hyphé, toujours pluricellulaire. Ce filament peut émettre des spores qui sont capables de reproduire un mycélium lorsque les conditions sont favorables. Les hyphes sont des formes végétatives ; ce sont elles qui participent dans le sol au métabolisme des divers substrats qu'il recèle. Les autres formes n'ont pas d'activité immédiate appréciable.

Le système enzymatique des champignons est principalement exocellulaire contrairement au système bactérien qui agit surtout en interne ou au niveau de la paroi cellulaire. Compte tenu du fait que les molécules à haut poids moléculaire, fortement hydrophobes, franchissent difficilement les parois cellulaires, la capacité d'exprimer leurs enzymes donne aux champignons un avantage sur les bactéries dans la dégradation de ces molécules.

Certaines études ont montré qu'en soumettant les champignons à un substrat limitant, on active un système enzymatique aboutissant à la formation de radicaux libres hydroxyles. Ces radicaux sont de puissants oxydants. Une fois exprimés, ils ont la capacité d'attaquer les molécules de contaminants. Cette attaque est non-spécifique ce qui explique la large gamme de contaminants pouvant être dégradés par les champignons.

■ Type de pollution traitée

Les systèmes enzymatiques de certaines espèces de champignons permettent de dégrader les contaminants suivant :

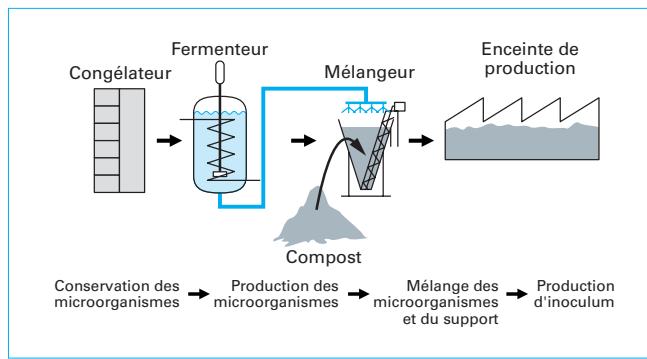
- produits de traitement de bois (PCP, Crésotes),
- solvants chlorés (PCE, TCE),
- hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP),
- pesticides (lindane, toxaphène, DDT, terbufos),
- herbicides (2,4,D ; 2,4-T),
- explosifs (TNT, HMX, RDX),
- polychlorobiphényles (PCB),
- cyanures,
- dioxines.

■ Moyens techniques

Les enzymes synthétisés par les champignons lorsque le substrat est limitant sont originellement destinés à la dégradation de la lignine. La lignine est un polymère complexe entrant dans la composition du bois. Les champignons ne tirent quasiment aucune énergie de la dégradation de la lignine. Néanmoins, cette dégradation leur permet d'accéder à la cellulose, source de carbone facilement assimilable pour de nombreuses espèces. Les enzymes produits sont, entre autres, des peroxydases, laccases, cellulases ou génératrices de peroxyde d'hydrogène. Ce système enzymatique, appliqué à la lignine, permet en fin de cycle de produire les radicaux libres hydroxyles qui sont responsables de l'oxydation des contaminants.

Le procédé comporte généralement plusieurs étapes :

- sélection et culture d'une souche compétente en milieu généralement liquide : obtention de l'inoculum primaire ;
- inoculation et croissance d'une masse importante d'inoculum secondaire sur un substrat facilement dégradable (exemple : céréales) ;
- inoculation de l'inoculum secondaire sur un substrat limitant et croissance d'une masse importante d'inoculum tertiaire (exemple : mélange de l'inoculum secondaire avec de la sciure de



bois). Cette étape a pour but de d'activer le système enzymatique associé à la lignine ;
— inoculation de l'inoculum tertiaire sur les sols excavés.

Les terres inoculées sont disposées en alvéoles instrumentées de façon à permettre l'injection d'air, de nutriments et d'eau. Ces injections sont calées sur l'évolution biochimique du terte. Les alvéoles sont recouvertes d'un film imperméables pour les protéger des précipitations.

■ Performances

● Avantages :

- traitement possible tout au long de l'année,
- procédé destructif,
- possibilité de dégrader des mélanges complexes de substances (pas de limite sur la taille des molécules),
- colonisation "active" du sol : les hyphes pénètrent physiquement les agrégats du sol,
- procédé bien accepté auprès du public,
- coûts modestes.

● Inconvénients :

- méthodes de production et d'inoculation encore mal maîtrisées à grande échelle,
- dégradation non-spécifique des molécules,
- production de toxines parfois nocives pour l'homme chez certaines espèces de champignons,
- sensibilité aux brassages mécaniques.

■ Maturité du procédé

Quelques sites isolés ont déjà permis l'application du traitement par champignons. Le procédé est donc au stade du traitement à l'échelle industrielle.

■ Exemple industriel

Type de site : ancienne cokerie en France

Contaminant : hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Temps de traitement : 4 mois (essai pilote)

Concentrations initiales dans le sol : 820 mg/kg

Concentrations finales : 390 mg/kg

■ Références bibliographiques

BALLERINI (D.). – *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

32. Tri granulométrique

Autres mots-clés : Séparation, souvent confondu avec le lavage à l'eau, washing

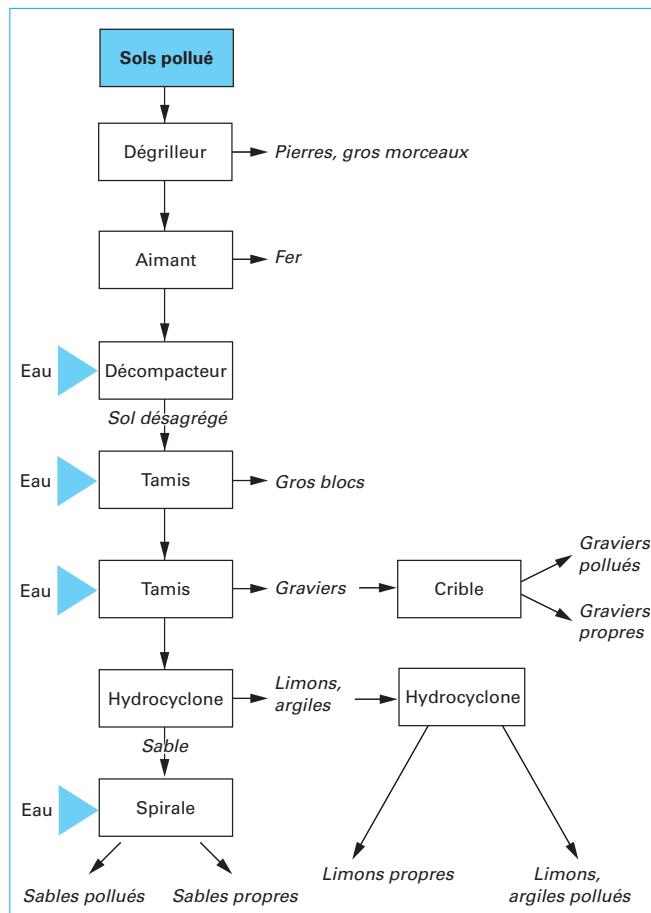


Figure 32 – Principe du tri granulométrique et lavage

Le tri granulométrique est une technique de lavage à l'eau et séparation de différentes fractions de sols. Ce procédé permet de récupérer le polluant en volume réduit. En effet, la quasi totalité de la pollution est généralement contenue dans les fractions fines du sol.

Le tri granulométrique est fréquemment utilisé, dans des unités fixes ou mobiles. Il est suivi d'un traitement approprié du sol résiduel pollué.

■ Principe

Le tri granulométrique est une technique basée sur la séparation de différentes fractions du sol en fonction de leur taille, leur densité et leurs propriétés de surface (figure 32). Des étapes successives de séparation appliquées au sol additionné d'eau permettent de récupérer les fractions du sol non polluées, les fractions du sol polluées et l'eau de lavage chargée en polluant.

■ Type de pollution traitée

Le tri granulométrique peut être utilisé sur un large spectre de polluants organiques. Toutefois, il est particulièrement intéressant pour les polluants organiques récalcitrants : HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), PCB (PolyChloroBiphényles)... et également utilisé sur les métaux lourds. Les mélanges de polluants variés (polluants organiques, métaux lourds) peuvent également être traités par tri granulométrique.

Le tri granulométrique est particulièrement intéressant dans le cas de sols contenant des fractions grossières, des graviers et/ou des sables. En revanche, son emploi devient peu rentable pour les

sols ayant une proportion importante de fractions fines (la réduction de volume entraînée par le tri granulométrique est alors trop faible). On considère qu'un sol ayant une proportion de fractions fines supérieure à 20-25 % ne se traite pas par tri granulométrique.

■ Moyens techniques

Le tri granulométrique est généralement constitué des étapes suivantes :

- un dégrilleur qui permet d'éliminer les pierres et morceaux grossiers ;
- un aimant qui permet d'éliminer le fer du sol ;
- un décompacteur : le sol additionné d'eau est désagrégé par passage dans un décompacteur ;
- un tamisage, séparation des fractions du sol en fonction de leur taille. Le sol additionné d'eau subit plusieurs étapes de tamisage successives, afin d'éliminer les grosses fractions résiduelles et les graviers ;
- un criblage, séparation des fractions du sol en fonction de leur densité. La fraction « gravier » est séparée en fraction « graviers pollués » et « graviers propres » ;
- un hydrocyclone : le passage à l'hydrocyclone permet la séparation des fractions du sol en fonction de leur densité. Les hydrocyclones permettent de séparer les fractions sableuses des fractions fines puis les fractions fines polluées des fractions fines propres ;
- des spirales qui permettent la séparation des fractions du sol en fonction de leur densité. Les spirales sont utilisées sur le sol additionné d'eau pour trier la fraction sableuse en sable pollué et sable propre ;
- des unités de flottation qui permettent la séparation des fractions du sol en fonction de leur densité. Elles sont utilisées sur la fraction sableuse ;
- des filtres : différents systèmes de filtration sont utilisés pour séparer l'eau des différentes fractions. Les filtres sont utilisés sur les fractions fines.

En fonction de la nature du sol et des polluants, certaines étapes peuvent être supprimées ou modifiées.

L'eau utilisée lors des différentes étapes (décompactage, tamisage, criblage, spirales) est récupérée, traitée pour éliminer le polluant présent puis réutilisée dans le process.

Les fractions de sol propre récupérées sont réutilisées.

Les fractions polluées sont traitées par des procédés appropriés aux polluants présents (stabilisation dans le cas de présence de métaux, traitements thermiques ou biologiques dans le cas de polluants organiques). La diminution du volume de sol à traiter permet une diminution des coûts.

En pratique, on trouve des installations fixes ou mobiles de tri granulométrique fonctionnant suivant le même principe.

■ Performances

Des rendements de l'ordre de 95-98 % peuvent être obtenus par tri granulométrique.

■ Maturité du procédé

Le procédé est actuellement commercialisé.

■ Exemple industriel

Exemple 1 :

Pays : Belgique

Type d'installation : unité de tri granulométrique fixe

Contaminants : mélanges de polluants (PCB, HAP, métaux lourds...)

Capacité de traitement : 40 t/h.

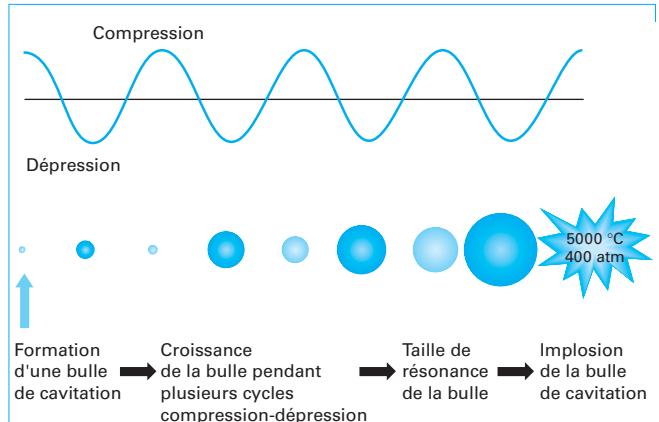
Exemple 2 :

Pays : Belgique

Type d'installation : unité de tri granulométrique mobile modulable

Contaminants : mélanges de polluants (PCB, HAP, métaux lourds...)

Capacité de traitement : 10-15 t/h.



33. Ultrasons

L'utilisation des ultrasons pour la réhabilitation des sites et sols pollués est étudiée au stade recherche et développement depuis une dizaine d'années.

Deux applications principales des ultrasons ont aujourd'hui été identifiées : l'utilisation sur des sols pour améliorer l'accèsibilité des polluants et l'utilisation sur des eaux pour détruire les polluants organiques présents en phase dissoute.

■ Principe

Les ultrasons sont des ondes de pression dont la fréquence est comprise entre 20 kHz et 2 MHz (pour les applications décrites ci-après). Ces ondes entraînent dans le milieu où elles se propagent des cycles de compression – dépression.

Sous l'effet d'une onde ultrasonore, une bulle de cavitation est formée et voit sa taille augmenter au cours des cycles de compression – dépression. Lorsqu'elle a atteint sa taille de résonance, la bulle de cavitation implose (figure 33).

L'implosion de la bulle de cavitation entraîne la libération d'une grande quantité d'énergie thermique (localement, la température peut atteindre 5 000 °C et la pression plusieurs centaines d'atmosphères) et d'énergie mécanique (émission de jets de liquides se déplaçant à la vitesse d'une centaine de mètres par seconde).

Différentes applications des ultrasons à la réhabilitation des sites et sols pollués ont été envisagées.

● Amélioration de l'accèsibilité des polluants dans les sols

Les ondes ultrasonores peuvent être utilisées pour améliorer l'accèsibilité des polluants dans les sols grâce à leur effet mécanique : l'agitation induite par les ultrasons permet l'extraction des polluants du sol. Cette technique peut être utilisée pour des polluants particulièrement récalcitrants et peu accessibles (HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) ou PCB (Polychlorobiphényles) par exemple) et permet de rendre les polluants accessibles aux traitements de réhabilitation.

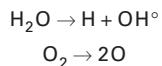
● Destruction des polluants organiques dissous

Lors du phénomène de cavitation, la bulle de cavitation est remplie d'eau et de molécules organiques volatiles et hydrophobes, à l'état gazeux.

Il résulte de la libération d'énergie thermique lors de l'implosion de la bulle deux phénomènes :

- les molécules volatiles et hydrophobes présentes dans la bulle de cavitation sont pyrolysiées,

— des radicaux oxygénés sont formés par scission homolytique de l'eau et de l'oxygène:



Le radical hydroxyle OH° ainsi formé est un oxydant très puissant capable de détruire un grand nombre de polluants organiques par oxydation (§ 20 *Photo-oxydation sous UV*).

L'utilisation d'ondes ultrasonores sur une eau polluée par des polluants organiques permet donc à la fois la destruction des polluants organiques volatils et hydrophobes présents dans la bulle de cavitation par pyrolyse et la destruction de nombreux polluants organiques par oxydation.

■ Type de pollution traitée

Les ultrasons s'appliquent aux polluants organiques.

Dans les sols, les polluants organiques récalcitrants sont particulièrement concernés (HAP, PCB).

Dans les eaux, les polluants organiques hydrophobes et volatils (par exemple : solvants chlorés : TCE (trichloroéthylène), PCE (perchloroéthylène)) sont particulièrement bien traités par pyrolyse. Toutefois, les polluants organiques hydrophiles peuvent également être traités par oxydation.

■ Moyens techniques

Les ondes ultrasonores peuvent être générées par deux types d'appareils : les bacs à ultrasons, cuves remplies d'eau ou les sondes à ultrasons. Ces deux types d'appareils sont déclinés en différentes géométries, puissances et fréquences ultrasonores en fonction des applications.

Pour le traitement de sols, l'application des ultrasons peut avoir lieu directement en implantant la sonde dans le sol ou indirectement en appliquant les ultrasons sur les lixivias issus de sols contaminés. Des systèmes en circuit fermé/réacteur ont ainsi été réalisés. Les sols sont mis en boues très fluides (10 % de sol en poids). Les boues sont pompées par le bas du réacteur, injectées dans une chambre à ultrasons puis réinjectées par le haut du réacteur. Lorsque les ultrasons sont appliqués directement sur les échantillons de sols, le taux d'humidité doit être maximal pour assurer un transfert d'énergie satisfaisant à travers le milieu.

Pour le traitement *in situ* d'eau par ultrasons, des réacteurs ultrasonores adaptés peuvent être conçus. Toutefois, les essais sont encore au stade de la recherche et développement à l'échelle du laboratoire et aucun exemple industriel de traitement d'eau par ultrasons n'est connu.

■ Maturité du procédé

Le procédé en est au stade de la recherche et développement, ce qui explique qu'aucun exemple industriel ne soit disponible.

34. Venting

Autres mots-clés : SVE (Soil Vapor Extraction), extraction sous vide

L'extraction d'air de la zone vadose par mise sous vide ou dépression (le *venting*) est utilisée comme procédé de dépollution pour les composés volatils. Cette technique permet d'extraire les gaz du sol contaminé. Les vapeurs sont traitées en surface par incinération ou charbon actif (figure 34). Le *venting* est la technique la plus utilisée et s'applique le plus souvent pour la réhabilitation de sites pétroliers ou pétrochimiques (stations essence, dépôts, stokages...).

■ Principe

Le *venting* est un procédé *in situ* permettant d'extraire les **composés organiques volatils de la zone insaturée** (phase pure, adsorbée, gazeuse et dissoute dans l'eau interstitielle). Cette technique consiste

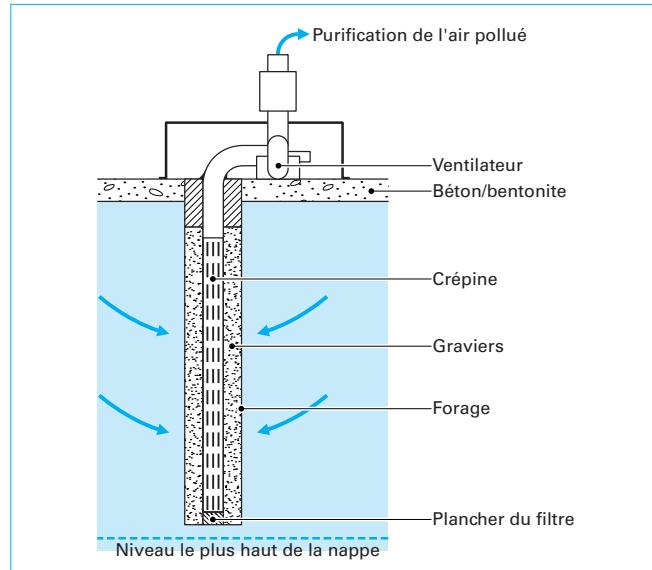


Figure 34 – Principe du venting

à mettre en dépression la zone insaturée et à induire des circulations d'air centrées sur et en direction de chaque point d'extraction.

Le renouvellement de l'air dans les pores du sol a pour conséquence de modifier des équilibres chimiques entre les différentes phases présentes. Ainsi, au cours de son passage à travers la zone contaminée, l'air se "charge" en contaminants. Ces vapeurs sont récupérées dans les points d'extraction sous vide et éventuellement traitées en surface.

■ Type de pollution traitée

Le *venting* s'applique d'une façon générale sur des composés organiques volatils en imprégnation dans la zone insaturée (essences, supercarburants, hydrocarbures chlorés...). Le facteur limitant le plus contraignant pour l'utilisation de ce procédé est la tension de vapeur. Un composé ayant une tension de vapeur inférieure à 0,5 mm Hg (67 Pa) à 20 °C ne sera pas remobilisable dans les conditions normales d'utilisation du *venting*. De plus, la valeur limite de la constante de Henry pour une volatilisation significative est de 0,01 (à 20 °C).

■ Moyens techniques

La zone insaturée est traitée à partir d'un ou de multiples points d'extraction. Le nombre, l'espacement et la profondeur des points sont dictés par la définition géométrique du système (extension et type de contamination, profondeur et variations du niveau statique...) et les caractéristiques hydrodynamiques de la zone insaturée (perméabilité à l'air...). Ces mêmes paramètres vont influencer le choix du type et de la puissance de l'extracteur (volumétrique, intermédiaire, centrifuge...). La connexion de ce point d'extraction nécessite la mise en place d'un réseau le plus souvent enterré (site en activité...).

Les points d'extraction peuvent être des puits verticaux – appelés aiguilles d'extraction sous vide – ou des puits horizontaux – appelés drains d'extraction sous vide. L'équipement de ces aiguilles est calculé au cas par cas. Des modèles mathématiques sont disponibles pour aider au dimensionnement.

Un des paramètres important est la détermination du rayon d'influence qui conditionne tout le dessin du système d'extraction et de traitement. Des essais de pompage permettent de calculer ce rayon d'influence.

Les moyens techniques se composent d'un séparateur de condensats ou dévésiculeur, suivi d'une pompe à vide (pression variant de 0 à 300 mbar), un module de traitement des vapeurs qui dépend de la concentration en gaz (torchère, système d'oxydation catalytique ou plus généralement charbon actif).

■ Performances

Le rendement de ce procédé peut dépasser 90 %.

La présence d'hétérogénéités entraîne des passages préférentiels à travers les zones les plus perméables à l'air. Ces zones sont alors traitées en premier lieu. Les zones environnantes sont décontaminées à la fois par volatilisation directe – flux d'air les traversant – et diffusion des contaminants jusqu'aux passages préférentiels déjà décontaminés. Le temps de traitement dépend fortement du flux d'air pouvant être imposé à travers le type de sol considéré.

■ Maturité du procédé

Le produit est disponible depuis plus de dix ans. De nombreuses sociétés sont spécialisées dans ce type de traitement.

■ Exemple industriel

Exemple 1

Type de site : zone de stockage de carburants

Site en activité : oui

Contaminant : hydrocarbures type supercarburant

Problématique : gaz

Superficie traitée : 300 m²

Type de roche : sables fins

Design : 4 aiguilles (prof. 7 m)

Masse de produit extraite : 450 kg

Temps de traitement : 3 mois

Concentrations en vapeur :

Gaz	
initiale	1 500 ppmV
finale	< 10 ppmV

Concentration résiduelle dans les sols : 200 mg/kg

Exemple 2 :

Contaminant : PCE, TCE

Problématique : gaz

Superficie traitée : 500 m²

Type de roche : marnes + sables

Design : 9 aiguilles à 6,50 m de prof. et 4 aiguilles à 4 m de prof.

Masse de produit extraite : 600 kg

Temps de traitement : 12 mois

Concentrations en vapeur :

Gaz	
initiale	1 000 ppmV
finale	< 100 ppmV

■ Références bibliographiques

BALLERINI (D.). – *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

VOGEL (T.M.). – *Bioremédiation des sols*, J3982 (6-2001).

BERAUD (J.F.) et GATELLIER (C.). – *Ouvrages enterrés et pollution du sous-sol*, C5580 (2-1994).

35. Vitrification

La vitrification est la transformation du sol (partie non saturée en eau) par la chaleur en un matériel fondu qui après refroidissement devient un verre encapsulant les polluants (figure 35). La technique est fonctionnelle mais peu utilisée car elle engendre des coûts importants du fait de la consommation énergétique du procédé. La vitrification a des applications intéressantes dans le cas de sols contaminés par des métaux ou certains radio-nucléides. Cependant, au final, les métaux restent dans le sol mais sont immobilisés.

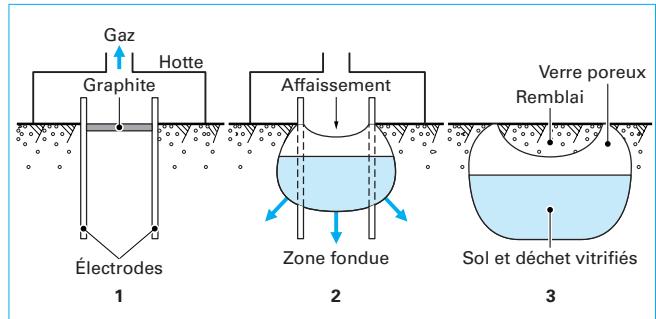


Figure 35 – Principe de la vitrification

■ Principe

La vitrification est un procédé thermique *in situ* de solidification/stabilisation. Par élévation de la température, le sol contaminé est transformé en un matériau fondu qui, une fois refroidi, forme un verre. Cette matrice incorpore les contaminants ainsi que diverses inclusions cristallines. Elle est stable, chimiquement inerte et présente un potentiel de lixiviation très faible.

Les contaminants organiques se trouvent volatilisés ou pyrolyses durant la première phase de chauffage. Ils migrent alors sous forme gazeuse jusqu'à la surface où ils sont récupérés et traités.

■ Type de pollution traitée

Comme toutes les techniques de solidification/stabilisation, la vitrification peut s'appliquer à un large spectre de contaminations organiques et inorganiques.

■ Moyens techniques

Lors de la vitrification *in situ*, des électrodes sont enfoncées verticalement autour/dans la zone contaminée et un courant électrique est imposé entre ces électrodes. Lors du passage de ce courant dans le sol, l'effet Joule entraîne une intense augmentation de température, de l'ordre de 2 000°C. Une fois la fusion d'une couche de sol achevée, les électrodes sont enfoncées un peu plus profondément pour entamer la fusion de la couche située en dessous. Ce cycle est répété jusqu'à ce que la limite inférieure de la pollution ait été atteinte.

Lorsque le taux d'humidité du sol est trop faible, la conductivité électrique du sol n'est pas suffisante pour permettre une élévation de température dans des temps et à des coûts acceptables. Une technique employée consiste alors à creuser une tranchée de grande taille reliant les électrodes et dans laquelle est versé un mélange de copeaux de graphites et de verre. La conductivité électrique du mélange est bien plus élevée que le sol environnant et permet ainsi d'initier le courant électrique. Le sol au contact de la tranchée fond et devient alors lui-même conducteur, agrandissant ainsi la zone d'influence du système.

Préalablement à l'application de la vitrification, il est nécessaire d'étudier les conductivités thermique et électrique du sol fondu trouvé sur le site envisagé ainsi que la capacité/vitesse de solidification du mélange en fusion. Ces caractéristiques peuvent en effet varier sensiblement d'un sol à un autre. Par exemple, si la teneur du sol en alcalins (Na_2O et K_2O) est trop élevée (>1,4 % massique), la conductivité électrique du sol sera insuffisante (Buel and Thompson, 1992).

Pour permettre de collecter les gaz s'échappant lors de la réaction, un couvercle hermétique et une aspiration d'air sont placés au-dessus de la zone à vitrifier. Dans un sol contaminé, les composés organiques seront donc volatilisés tandis que les métaux lourds se retrouveront incorporés au verre.

Le procédé de vitrification peut également être appliqué *ex situ*. Néanmoins, les besoins en énergie et les coûts en général sont plus élevés que lors des applications *in situ*.

■ Performances

La vitrification n'a encore fait l'objet que d'essais en laboratoire ou d'études pilotes sur de petites zones (jusqu'à quelques centaines de tonnes), sans application à l'échelle d'une pollution entière sur site.

■ Maturité du procédé

Le procédé en est au stade de développement avancé. Néanmoins, il semble que les coûts qu'il engendre limite son utilisation future. L'amiante pourrait être traité par la vitrification.

■ Exemple industriel

Un des systèmes testés aux Etats-Unis (Geosafe ISV process) permet de traiter, avec un jeu d'électrodes, 3 à 4 tonnes de sol par heure. Il peut accéder à des profondeurs de 6,50 m. Ce procédé fit l'objet d'un site pilote mis en œuvre sur le site Superfund dans la ville de Grand Ledge, au Michigan.

■ Références bibliographiques

BALLERINI (D.). – *Traitements biologiques des sols*, G2620 (4-1999).

MOSZKOWICZ (R.). – *Stabilisation-solidification des déchets*, G2080 (4-2001).

Références bibliographiques

- [1] *Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, 20-23 mai 2002 à Monterey (Californie).
- [2] *Consoil 2003 – Eighth International Conference on Contaminated Soil*, 12-16 mai 2003 à Gent (Belgique). <http://www.consoil.de/>