

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

DEPARTEMENT : GENIE CHIMIQUE

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique

Projet de Fin d'Etudes
pour l'obtention du diplôme
d'Ingénieur d'Etat en Génie Chimique

Thème

ETUDE DES TECHNIQUES DE DEPOLLUTION DES SOLS CONTAMINES

Proposé et dirigé par :

Mme F. MOHELLEBI
Mme F. SOUABI

Etudié par :

Mr. Laribi Mourad
Mr. Zellagui Abdelouahab

Soutenu le 30 juin 2010 devant le jury composé de:

Mme F. MEZIANI, Maître assistante (ENP)

Présidente

Melle S. BOUTRIA, Maître assistante (ENP)

Examinatrice

Mme S. HADDOUM, Maître assistante (ENP)

Examinatrice

Mme F. MOHELLEBI, Maître de Conférences (ENP)

Directrice du Mémoire

Mme F. SOUABI, Professeur (ENP)

Directrice du Mémoire

Promotion : juin 2010

ملخص

إن التطور الهائل الذي شهدته النشاطات الصناعية والتجارية أدى إلى تلوث الأتربة , الأمر الذي يهدد الصحة العمومية والنظام البيئي على حد سواء فبات لزاما حمايتها وإعادة تهيئتها للحفاظ عليها و ضمان سلامة المياه الجوفية. في هذا الإطار قمنا بإجراء هذا البحث و المتمثل في دراسة مقارنة لمختلف التقنيات الأكثر استعمالا في مجال تطهير الأتربة الملوثة. الدراسة مكنتنا من تحديد استراتيجيات التدخل, تقدير و إدارة المخاطر. ويمكن تمييز عدة تقنيات حسب نوعية العمليات المستعملة, فمنها الفيزيائية و الكيميائية, و منها البيولوجية أو الحرارية, التي غالبا ما تستعمل مركبة فيما بينها لضمان الفعالية القصوى لعملية التطهير وهذا بعد الأخذ بعين الاعتبار العوامل المتعلقة بالترربة(نوعية, تركيبة وخصائص), بالملوثات(منبع, طبيعة,...), بالإضافة إلى العوامل الاقتصادية و البيئية.

الكلمات المفتاحية : أتربة ملوثة, المعادن الثقيلة, الأكسدة الكيميائية, احتواء التلوث, التطهير البيولوجي.

Résumé

Le développement croissant des activités industrielles et commerciales a entraîné la contamination des sols qui constitue un risque significatif à la santé et l'écosystème. Leur protection et réhabilitation sont des mécanismes pour les préserver et assurer la qualité des eaux souterraines. C'est dans ce contexte que s'inscrit notre travail qui consiste à réaliser un bilan des différentes techniques les plus utilisées pour dépolluer les sols. Une étude comparative a permis de définir les stratégies d'intervention, d'évaluation et de gestion des risques. Qu'elles soient physiques, chimiques, biologiques ou thermiques, ces techniques sont le plus souvent combinées entre elles afin d'optimiser la décontamination des sols, et ceci en tenant compte des critères liés au sol (nature, composition, propriétés), aux polluants (origine, nature...) ainsi qu'aux paramètres économiques lors de la mise en œuvre de la procédure de dépollution.

Mots clés : sols contaminés, métaux lourds, oxydation chimique, confinement, bioremédiation.

Abstract

The increasing development of industrial and commercial activities has strongly contributed in soils contamination which represents a significant risk to health and ecosystems. Thus, their protection and restoration are mechanisms to preserve them and ensure the quality of groundwater. In this context, our work consists of a study of the most often used techniques in soils decontamination. Furthermore, this comparative study has identified the intervention strategies, evaluation and risk management. Whether physical, chemical, biological or thermal, these techniques are often combined in order to optimize the decontamination, taking into account the criteria of the ground (nature, composition and properties), pollutants (origin, nature ...) as well as economic parameters in the implementation of the remediation process.

Key words: contaminated soils, heavy metals, chemical oxidation *in situ*, confinement, bioremediation.

Remerciements

Ce travail entrant dans le cadre des activités de recherche du Laboratoire Valorisation des Energies Fossiles du Département de Génie Chimique a été réalisé sous la direction de Mesdames F. MOHELLEBI, Maître de Conférences à l'ENP et F. SOUAHI, Professeur à l'ENP.

Avant toute chose, nous remercions Allah Tout Puissant de nous avoir donné le courage et la patience pour accomplir ce modeste travail.

Nous tenons à exprimer notre profonde reconnaissance à Mesdames F. MOHELLEBI et F.SOUAHI pour nous avoir confié ce sujet, ainsi que pour leurs encouragements, conseils précieux, motivation et suivi régulier sans lesquels ce travail n'aurait pas pu aboutir.

Nous tenons à remercier Madame F.MEZIANI, Maître Assistante Titulaire à l'ENP, d'avoir accepté de présider le jury de ce Projet de Fin d'Etudes. Nous remercions aussi les membres du jury pour l'honneur qu'ils nous font d'examiner ce modeste travail. Il s'agit notamment de Madame S.HADDOUM et de Mademoiselle S.BOUTRIA Maîtres Assistantes Titulaires à l'Ecole Nationale Polytechnique.

Nos remerciements s'adressent aussi à tous nos enseignants du département de Génie Chimique. Qu'ils trouvent ici l'expression de notre profonde gratitude pour la formation qu'ils nous ont donnée.

Nous ne manquerons pas de remercier tous les étudiants (3^{ème} 4^{ème} et 5^{ème} Année) et tout le personnel du Département de Génie Chimique.

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail :

A mes chers parents qui n'ont lésiné sur aucun effort pour me soutenir tout au long de mes études.

A mes chers frères et à ma sœur.

A mes oncles, et plus particulièrement, Khier, et Youcef pour son aide précieuse tout au long de mon parcours.

A mes cousins et cousines.

A mes amis Youcef, Tarek, Mehdi, Sami, Zine et Khalil.

A mon binôme M. Laribi (EL-Arbi) et à tous mes collègues de l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, et de l'Université de Sétif.

Zellagui Abdelouahab

Dédicaces

Je dédie ce travail à mes très chers parents pour leurs sacrifices et à qui je ne serai jamais assez reconnaissant. Que Dieu leur Procure santé et bonheur.

A vous freros, Walid et Housseem, je vous souhaite la plus grande réussite dans votre vie.

A vous nanna H'mama et sidi Ahmed, que Dieu vous Garde pour votre famille.

A tous mes cousins et cousines, à toute la famille LARIBI et à la famille BENDEHBIA.

A vous Omar pour tous vos précieux conseils et orientations.

A tous mes amis, Abdelouahab "El arbi", Mahdi, Hassan, Amine, Zine, Moore et Mohamed et tous les camarades de polytechnique.

Mourad LARIBI

Sommaire

Liste des figures et des Tableaux

Liste d'abréviations

Introduction générale.....	1
I. Environnement et pollution	4
Introduction	5
I.1. La pollution	5
I.2. L'homme et les écosystèmes.....	6
I.3. Impact des activités humaines sur l'environnement	6
I.4. Lutte contre la pollution.....	7
Conclusion.....	7
II. La pollution des sols.....	8
Introduction	9
II .1. Le sol	9
II.1.1. Constitution du sol.....	10
II.1.2. Propriétés du sol.....	10
II. 2. Qu'est-ce qu'un site contaminé ?.....	12
II .3. Principales familles de contaminants dans les sols.....	12
II.3.1. Les métaux lourds.....	12
II.3.2. Hydrocarbures ou huiles minérales	14
II.3.3. Les hydrocarbures aromatiques volatils et les hydrocarbures halogénés volatils.....	15
II.3.4. Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP).....	15
II.3.5. Les polychlorobiphényles (PCB) et les polychloroterphényles(PCT).....	16
II.3.6. Les pesticides	16
II.3.7. Autres polluants	16
II.4. Transfert des polluants	17
II.4.1. Processus influençant l'évolution de la pollution	18
Conclusion.....	22
III. Les techniques de dépollution des sols.....	23
Introduction	24
III.1. Définition et classification	24
III.2. Technologies de traitement physiques / chimiques	25
III.2.1. Extraction de vapeur de sol (Soil Vapor Extraction).....	25
III.2.1.1. Air sparging (stripping in situ)	32
III.2.1.2. Venting (ventilation de la zone non saturée)	34
III.2.1.3. Extraction double phase (MPE).....	36
III.2.2. Oxydation chimique in situ.....	43

III.2.3. Méthodes physiques par piégeage de la pollution	53
III.2.4. Technique électrocinétique	62
III.3. Méthodes biologiques	65
III.3.1. Les techniques de bioremédiation.....	65
III.3.1.1. Biodégradation dynamisée des composés organiques.....	68
III.3.1.2. Bioterre (biopile)	74
III.3.1.3. Bioimmobilisation des métaux lourds	76
III.3.2. Phytoremédiation	77
III.4. Méthodes Thermiques (La désorption thermique)	83
Conclusion.....	87
IV. Sélection des techniques de dépollution.....	88
Introduction	89
IV. 1. Présélection des techniques	89
IV. 2. Choix de la technique appropriée	90
IV.2.1. Les critères techniques et organisationnels.....	90
IV.2.2. Les critères économiques	91
IV.2.3. Les critères environnementaux.....	91
IV.2.4. Les critères sociopolitiques.....	92
Conclusion.....	92
Conclusion générale	93

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

Figure II.1 : Schéma conceptuel des transferts hydrogéologiques dans l'environnement résultant de la contamination d'un sol

Figure II.2 : Relations entre sol, sous-sol, zone non saturée et zone saturée

Figure II.3 : Exemple de l'évolution d'un panache de pollution à l'aval d'une décharge

Figure II.4 : Les gaz du sol à l'échelle du pore

Figure III.1: Schéma de principe général du traitement de sols pollués par extraction sous pression réduite

Figure III.2 : Un schéma classique de la technique de SVE

Figure III.3 : Répartition entre phases des COV dans un sol pollué

Figure III.4 : Allure de l'évolution de la concentration en polluant du gaz extrait en fonction du temps

Figure III.5 : Schéma d'un puits d'extraction

Figure III.6 : Vue latérale d'une tranchée et d'un puits horizontal

Figure III.7: Les différentes étapes par lesquelles passent les gaz après extraction

Figure III.8: Schéma d'un système d'air sparging

Figure III.9 : Schéma de principe du venting

Figure III.10 : Schéma de principe de l'extraction double phase (réseau unitaire)

Figure III.11 : Schéma de principe des réseaux unitaire

Figure III.12 : Schéma de principe de réseau séparé de l'extraction double phase

Figure III.13 : Principe de la méthode proposée (cas de trois parties)

Figure III.14 : Principe de la méthode proposée avec utilisation de couvertures de surface

Figure III.15 : Principe de l'oxydation chimique

Figure III.16 : Opération d'injection/pompage sur un sol pollué par des DNAPL

Figure III.17 : Principe du malaxage en profondeur

Figure III.18 : L'effet piston

Figure III.19 : Schéma de l'encapsulation on site

Figure III.20 : Vue en coupe d'une cellule de confinement

Figure III.21 : Principe de solidification/stabilisation

Figure III.22 : Schéma conceptuel d'un traitement par méthode électrocinétique

Figure III.23 : Procédé électrocinétique

- Figure III.24 :** Schéma de principe du traitement par bioventing de sols pollués par des hydrocarbures
- Figure III.25:** Schéma de principe du traitement par biosparging de sols pollués par des hydrocarbures.
- Figure III.26 :** Le schéma de procédé de biotertre (modifié)
- Figure III.27 :** Mécanismes des interactions micro-organisme-métal pouvant être utilisés dans les applications de bioremédiation
- Figure III.28 :** Principe de la Phytoremédiation
- Figure III.29 :** Principe de la phytoextraction (exemple du plomb)
- Figure III.30 :** Phytoextraction : proposition d'itinéraire technique simplifié pour la culture de plantes hyperaccumulatrices de métaux
- Figure III.31 :** Mécanisme de la rhizodégradation
- Figure III.32:** Phénomènes de transfert lors du processus de désorption
- Figure III.33:** LTTD (Low Temperature Thermal Desorption)
- Figure III.34:** HTTD (High Temperature Thermal Desorption)
- Figure III.35 :** Types de désorbeurs par mode de chauffage
- Figure III.36 :** Schéma de principe de la désorption thermique
- Figure IV.1 :** Présélection sur la base de la nature de la pollution

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau II.1:** Classification granulométrique des constituants d'un sol
- Tableau II.2 :** Les seuils de toxicité pour certains minéraux rencontrés sur les sites pollués
- Tableau II.3 :** Les métaux lourds toxiques
- Tableau II.4 :** Les principales sources anthropiques de pollution des sols par les métaux lourds
- Tableau II.5 :** Comparatif des compositions de l'air atmosphérique et de l'air du sol
- Tableau III.1:** Les paramètres influençant l'efficacité de l'extraction sous pression réduite
- Tableau III.2:** Principaux polluants pouvant être traités par oxydation
- Tableau III.3:** Réactivité des oxydants avec les polluants les plus courants
- Tableau III.4:** Potentiel d'oxydoréduction de quelques couples des oxydants les plus courants
- Tableau III.5:** Conditions environnementales affectant la biodégradation
- Tableau III.6:** Principaux contaminants cibles de la Phytoremédiation et avancement des technologies
-

LISTE DES ABREVIATIONS

BTEX : Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes
CAV : Composés aromatiques volatils
CFC : Chloro Fluoro Carbone
COHV : Composé Organo Halogéné Volatil
SVOC: Semi Volatil Organic Compounds: Composé organique semi volatil
COV : Composé organique volatil
DNAPL : Dense Non Aquous Liquid Phase
DNT : Dinitrotoluène
EPA : Environmental Protection Agency (USA)
H : Constante de Henry
HAP: Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HC: Hydrocarbures
ISO: International Organization for Standardization
Kd : Coefficient de partage solide/liquide
Koc : Coefficient de partage particule organique/eau
Kow : Coefficient de partage Octanol/eau
LNAPL : Light Non Aquous Liquid Phase
NAPL : Non Aquous Liquid Phase
PCE : Tétrachloroéthylène
PCB : Polychlorobiphényles
PCT: Polychloroterphényles
PCP: Pentachlorophénol
SO₄ : Sulfate
TCE : Trichloroéthylène
TCM : Trichlorométhane (chloroforme)
TNT : Trinitrotoluène
ZNS Zone Non Saturée
ZS Zone Saturée
MTBE: Methyl tert-butyl ether
CB Chlorobenzènes

INTRODUCTION

La qualité de la vie sur terre est intimement liée à la qualité globale de l'environnement. Dans le passé, nous avons cru que nous avions une abondance illimitée des terres et des ressources; aujourd'hui, cependant, les ressources dans le monde montrent, à un degré plus ou moins important, notre insouciance et notre négligence à l'égard de leur utilisation.

Les multiples activités humaines (industrielles, minières, agricoles, militaires, urbaines, de transport, etc.) sont à l'origine de la pollution des sites, des sols et des eaux souterraines. À l'heure actuelle, la prise de conscience de cette pollution, l'évolution des pratiques industrielles et la disparition de certaines activités ont mis un frein à la dissémination de polluants dans les sols et la plupart des cas traités sont des héritages du passé. De nombreux sites sont affectés par des pollutions multiples, de natures variées (organiques et/ou minérales), superposées ou séparées géographiquement. Ces sites pollués peuvent alors présenter des risques de transfert de polluants vers des cibles sensibles, comme la ressource en eau, les écosystèmes et donc la santé humaine. Ils peuvent également avec le temps se disperser dans l'environnement, augmentant ainsi la taille des surfaces polluées.... La décision de dépolluer ou non repose sur différents critères, incluant le risque sanitaire, la localisation du site, l'usage ultérieur envisagé ainsi que le coût et les délais. Ces mêmes critères orientent le choix des techniques à mettre en œuvre.

Parmi ces techniques, certaines visent à immobiliser la pollution, d'autres à l'extraire ou à la détruire. On les classe généralement en trois familles : les traitements physiques et/ou chimiques, biologiques et thermiques.

- Les traitements physiques consistent soit à immobiliser les polluants, soit à apporter de l'énergie par voie mécanique ou électrique pour les dégrader ou les extraire et éventuellement prévoir un traitement en surface. Ils comprennent notamment le confinement, la stabilisation, l'incinération, la désorption thermique, le pompage, la volatilisation (ou venting)...
- Les traitements chimiques mettent en jeu un réactif pour dégrader ou extraire la pollution. Il s'agit par exemple d'oxydation, de réduction, de lavage par solvants ou tensioactifs...
- Les traitements biologiques, quant à eux, sont basés sur l'action d'organismes vivants (micro-organismes, plantes...) qui visent soit à dégrader les polluants ou les immobiliser, selon des conditions optimales.

- Les traitements thermiques utilisent le chauffage pour volatiliser puis extraire les composés semi-volatils et/ou fortement adsorbés. Comme exemple de ces méthodes, on peut citer la désorption thermique.

Selon les cas, les traitements sont effectués sur site ou hors site. Sur site, le sol peut être traité « in situ » sans excavation ou « ex situ » après excavation.

Hors site, il est transporté vers un centre de traitement fixe. Le traitement « in situ » est séduisant dans le principe, mais parfois difficile à mettre en œuvre et contrôler. Le traitement sur site est efficace, dans la mesure où il homogénéise les concentrations mais il est consommateur de temps et d'espace. Hors site, le traitement en centre spécialisé est très efficace en terme de durée et très économique pour les petits volumes.

Pour chaque cas spécifique de contamination de sol, il est essentiel de choisir la technique de remédiation la plus appropriée aussi bien que prévoir sa durée, son coût et son efficacité.

L'objectif principal de notre travail consiste en une étude comparative des techniques les plus courantes pour dépolluer les sols contaminés. Il sera donc question d'établir les critères régissant le choix de la technique la plus appropriée pour le traitement d'une pollution donnée.

Le présent document est organisé comme suit :

- **Le chapitre I :** Où sera évoquée la question de la pollution environnementale et l'impact de l'homme sur son environnement. Le terme pollution sera défini, ainsi que seront données ses formes et ses principales sources. L'accent sera mis, sur l'influence de l'homme sur l'équilibre écologique et ses répercussions néfastes sur la qualité de l'eau et de l'air d'abord, sur l'équilibre des écosystèmes ensuite, et sur la santé de l'homme enfin. Des éclaircissements sur les pratiques des nations industrialisées pour lutter contre la pollution environnementale seront apportés à la fin de ce chapitre.
- **Le chapitre II :** Ce chapitre concerne l'étude du sol comme une ressource indispensable à la vie tout en étant exposé aux menaces des différents types de pollutions. Les principales propriétés physiques et physico-chimiques du sol seront définies. S'agissant des produits polluants, une attention toute particulière sera portée sur les différentes familles de contaminants telles les métaux lourds, les hydrocarbures et huiles minérales, les nitrates, les dioxines, les cyanures et les furannes, pour ne citer que ceux là. En fin du chapitre, les processus de transfert de la pollution et les diverses caractéristiques (propriétés du sol et du sous-sol, zone saturée, zone non saturée, caractéristiques hydrauliques du milieu ...) les régissant, seront aussi abordés.

- **Le chapitre III :** Ce chapitre est dédié aux techniques de traitement des sols contaminés. Qu'elle soit physique/chimique (SVE, air sparging, venting, oxydation chimique in situ, technique électrocinétique, confinement ...), biologique (bio-immobilisation, biosparging, biotertre, phytoremédiation...) ou thermique (désorption, incinération...), chaque technique fera l'objet d'une étude détaillée comprenant son principe, sa mise au point, ses performances (coûts et délais) ainsi que ses avantages et inconvénients
- **Le chapitre IV :** Le dernier chapitre de ce mémoire est consacré aux critères impliqués lors du choix de la technique la plus appropriée pour le traitement d'un site donné. Ces critères concernent principalement les polluants eux-mêmes (nature, concentration, physico-chimie...), le site pollué et son environnement (accessibilité, surface, bio-physico-chimie, populations, écosystèmes...) ainsi le contexte économique et réglementaire dans lesquels est situé l'opération de dépollution. Plusieurs paramètres tels l'objectif du traitement, l'adaptabilité du procédé, la contrainte technico-économique et l'éventuelle production de déchets secondaires détermineront notre choix.

Chapitre I :

Environnement et pollution

Introduction

Pour comprendre de manière plus juste le problème de la pollution et de l'influence de l'homme sur son milieu vital, il est nécessaire d'examiner tout d'abord les caractéristiques qui définissent l'environnement. L'environnement est l'ensemble des facteurs physiques, chimiques et biologiques dont dépendent la vie et la postérité d'une population végétale, animale ou humaine. Du point de vue écologique, la terre est considérée comme un système clos, en ce qui concerne les échanges de matière, appelé écosphère.

Un écosystème est constitué par l'association de deux composantes en constante interaction l'une avec l'autre : un environnement physico-chimique, abiotique, spécifique dénommé biotope (forêts, lacs, prairies, etc.) habité par des populations caractéristiques de ce dernier, la biocénose. La terre, l'air, l'eau s'y trouvent reliés et harmonisés entre eux, à travers d'innombrables processus biologiques et physico-chimiques en rapport avec les événements météorologiques.

Les éléments et les composés chimiques sont susceptibles de circuler à travers les différents compartiments. La dégradation de l'environnement est, en fait, générale et concerne tous les milieux (air, eau et sol). L'humanité ne peut continuer à se développer qu'à condition que les écosystèmes, constituant la biosphère, ne soient pas trop perturbés [1].

I.1. La pollution

Sous le terme général pollution, sont regroupés, à l'heure actuelle, les effets nocifs qui résultent de l'action de facteurs « altéragènes » qu'on qualifie de polluants, quelle que soit la nature de ceux-ci. Ces polluants sont tous des sous-produits organiques et inorganiques des activités humaines.

Ainsi, le terme pollution désigne l'ensemble des rejets de composés toxiques que l'homme libère dans l'écosphère, mais aussi les substances qui, sans être vraiment dangereuses pour les organismes vivants, exercent une influence perturbatrice sur l'environnement ; elle ne doit pas être confondue avec les dangers du risque (incendies, explosions, etc.) qui peuvent également provoquer des effets polluants. La définition des pollutions est donc très large et elle permet de comprendre aussi bien des polluants d'origine naturelle que des polluants liés à l'activité humaine (anthropiques).

Les pollutions de l'environnement peuvent être subdivisées en :

- Pollutions dues à la réduction de l'espace vital (construction de bâtiments, usines, routes, espaces de loisirs, etc.)
- Pollutions d'origine physique (thermique, sonore, rayonnement) ;
- Pollutions provoquées par les substances (air, eau et sol).
- Pollutions dues à la production, qu'il s'agisse des rejets accompagnant tout processus industriel ou de la destination des produits après consommation.

Issue directement de l'accroissement de la population mondiale et, plus encore, du rôle de plus en plus grand des techniques dans la civilisation contemporaine, la pollution ne peut plus être résorbée par les processus naturels d'autoépuration, elle perturbe les cycles biochimiques et géochimiques de la planète.

Les plus importantes sources de pollution sont les combustibles fossiles (charbon, pétrole, gaz) utilisés pour la production d'énergie, les rejets des industries chimiques et agroalimentaires, et l'usage intensif d'engrais chimiques et d'insecticides en agriculture. S'y ajoute la dispersion d'énormes quantités de produits indestructibles, tels que les plastiques, et de substances nouvelles, parfois très toxiques et aux propriétés souvent mal connues. Si la pollution d'origine bio-organique touche surtout l'eau, les rejets de l'industrie chimique se répandent à la fois dans les eaux et l'atmosphère. Quant aux déchets de l'industrie nucléaire, ils peuvent provoquer une contamination radioactive. Il serait difficile de dresser une liste exhaustive de toutes les substances qui se dispersent dans l'atmosphère, dans les eaux douces, dans les mers et dans les sols [1].

I.2. L'homme et l'écosystème

Pour que ce système se perpétue, il faut une source d'énergie, le soleil, un fluide circulant, l'eau, et la présence en tous lieux de tous les éléments qui participent aux synthèses. L'un de ceux-ci vient-il à manquer en un endroit donné pour que la vie s'y arrête ou s'y modifie et la circulation interrompue fait que le soleil brille inutilement, que l'eau passe sans résultats. La continuité est à ce prix. Durant plusieurs milliers d'années, s'efforçant de dominer la nature qui l'entourait, l'homme n'a exercé qu'une influence réduite sur l'environnement, à l'instar des animaux dont il était en outre le rival. Dernièrement, du fait de son activité et afin de satisfaire les besoins croissants de la société industrielle, l'homme détourne à son profit les cycles biologiques et fait ainsi apparaître d'autres cycles.

Toute substance rejetée dans l'environnement, qu'elle soit d'origine naturelle ou anthropique, se répartit entre les différents réservoirs : sol, air, eau.

C'est à partir de la surface des sols que sont émis les polluants et par elle qu'ils transitent souvent avant de passer dans l'hydrosphère. Elle occupe ainsi une position clef dans les échanges et donc dans les pollutions avec les autres milieux. Étant donné que le sol constitue le support indispensable aux animaux et végétaux terrestres et à l'homme, toute pollution du sol retentira sur la flore, la faune et sur l'homme lui-même [1].

I.3. Impact des activités humaines sur l'environnement

L'ensemble des facteurs qui perturbent l'environnement (avec des dommages envers la nature) définit la notion d'impact environnemental.

La fabrication, l'utilisation et l'élimination des substances et des produits impliquent toujours une forme de pollution de l'environnement. Afin que des substances puissent avoir un impact elles doivent se partager entre les différents milieux de l'environnement et ainsi atteindre les êtres vivants. Pour préserver son équilibre, la nature évacue les déchets selon un cycle bien défini mais, les régions très peuplées ou industrielles menacent cette harmonie.

Les conséquences écologiques peuvent résulter de l'impact direct des substances et des produits sur l'environnement mais peuvent aussi provenir indirectement de l'incinération ou de la mise en décharge des déchets.

Les conséquences de ces pollutions, sur la qualité de l'eau et de l'air d'abord, sur l'équilibre des écosystèmes ensuite, et sur la santé de l'homme enfin, ne sont plus à démontrer.

La notion d'impact sur l'environnement est significative si elle inclut un changement des paramètres environnementaux initiaux dus à l'activité industrielle.

Les paramètres qui réagissent sur la qualité de l'environnement peuvent impliquer plusieurs composants: composition chimique des eaux, des sols, diversité biologique,...

Pour pouvoir juger du degré d'impact, il est donc nécessaire :

- Que chaque composant soit exprimé en termes de paramètre quantifiable (pH, concentration d'un élément métallique, quantité de matières en suspension, mesure de diversité biologique, spéciation des espèces conditionnant leur mobilité) ;
- Que la valeur mesurée de chaque composant soit comparée à la gamme du fonds naturel de l'environnement voisin du site, c'est-à-dire correspondant aux valeurs existantes avant les travaux réalisés sur le site.

I.4. Lutte contre la pollution

La nécessité d'actions d'épuration et d'économie s'est cependant progressivement imposée et le triptyque : gestion rationnelle des matières premières, économie d'énergie, protection de l'environnement est devenu l'une des priorités des nations industrialisées et, en même temps, la règle de base de tout nouveau développement.

La lutte pour la sauvegarde de l'environnement implique des mesures à deux niveaux, juridique (prévention) et technique (assainissement), ainsi que la poursuite d'un programme international de recherches et de développement.

Après avoir diminué pendant plusieurs années, le niveau de pollution industrielle a tendance à se stabiliser. Pour progresser et réduire ce seuil, il faut agir sur la performance et la sécurité de fonctionnement des installations de dépollution, d'autant plus qu'on observe ces dernières années deux phénomènes aggravants : la concentration des unités industrielles d'une même société et le regroupement d'activités industrielles diverses au sein de zones industrielles en périphérie des villes.

Dans un contexte réglementaire évolutif, la prévention se traduit par des normes de rejets de polluants de plus en plus sévères.

Conclusion

Une pollution du sol implique souvent une contamination des eaux souterraines et des eaux de surface ainsi que parfois une pollution de l'air. Les polluants, qui sont des substances chimiques dangereuses ou des mélanges dangereux, atteignent directement ou via la chaîne alimentaire le corps humain et s'y accumulent plus ou moins rapidement avec des effets plus ou moins néfastes pouvant aller dans les cas extrêmes à des maladies mortelles.

Chapitre II :

La pollution des sols

Introduction

Dans le domaine de l'environnement, la tendance actuelle est enfin au " **durable** ". Cependant, si ce besoin de " durabilité " est ressenti depuis plusieurs années pour l'exploitation des ressources en eau et en énergie, il a mis plus de temps à être pris en compte par la société pour une ressource indispensable à la vie, base de la production alimentaire et support du développement humain et de la plupart des écosystèmes terrestres : le sol.

Le sol est en effet une ressource non renouvelable. Sa formation se fait sur des temps géologiques, donc très lentement, et il est soumis à des pressions de plus en plus fortes ; urbanisation croissante, surexploitation agricole et pollutions industrielles. Ses rôles de rétention des pollutions et d'épuration (sorte de filtre physicochimique et biologique naturel) ont pu faire croire qu'il n'était pas nécessaire de le protéger. De plus ce rôle d'épuration n'est évidemment pas absolu. Il peut céder une fraction de ses polluants aux plantes qu'il supporte et surtout à la ressource en eau puisqu'il constitue un lieu de passage quasi obligé. Il en résulte la nécessité de protéger le sol en tant que ressource non renouvelable, mais également pour garantir la qualité de la ressource en eau.

On peut distinguer 8 menaces de cette ressource jugées parmi les plus préoccupantes :

- L'érosion,
- Le tassement,
- L'imperméabilisation,
- Les inondations et les glissements de terrain,
- La salinisation,
- La diminution de matières organiques,
- La réduction de la biodiversité,
- **La contamination.**

II.1. Le sol

D'une manière très générale, on peut définir le sol comme la couche de quelques centimètres à plusieurs mètres de matière organique et inorganique, accumulée au-dessus de la roche et capable de porter une végétation. Le sol est normalement subdivisé en une couche supérieure (horizon A, aussi appelé *humus*) et une couche inférieure (horizon B) qui surmonte la roche mère (non altérée) (horizon C). Milieu très particulier, cette couche est déterminée par l'environnement et est en mutation permanente. Elle comporte de l'eau, de l'air, des organismes vivants, des matières organiques à divers stades de décomposition et d'élaboration et des éléments minéraux. Comme support de la biosphère, les sols jouent un rôle essentiel dans la circulation des composés vitaux (ou néfastes) et dans la biodisponibilité de ces composés pour les organismes vivants. Il assure ainsi le maintien de sa fertilité et, de ce fait, de nombreux *cycles* biogéochimiques s'y déroulent : cycle de l'eau, de l'azote, du soufre, du phosphore, du fer... [1].

II.1.1. Constitution du sol

À titre indicatif, un sol contient en moyenne **25 %** d'air, **25 %** d'eau, **45 %** de composés minéraux et **5 %** de composés organiques:

- **L'air** provient de l'atmosphère et augmente la capacité d'oxydation du sol ce qui favorise notamment l'insolubilisation des éléments traces et qui limite donc leur biodisponibilité.
- **L'eau** est le constituant majeur de la solution du sol, vecteur d'éléments dissous, de complexes, de particules et de colloïdes. L'eau alimente les plantes et les êtres vivants du sol. Les différents types de sols ont une teneur en eau variable qui influence tous les paramètres physico-chimiques et biologiques du sol.
- **Les composés minéraux** sont de nature très diverse. On peut les classer en fonction de leur granulométrie. Parmi eux, les argiles sont des aluminosilicates disposés en couches (phyllosilicates) qui jouent un rôle clef vis-à-vis des plantes de par leur capacité à stocker les éléments nutritifs entre leurs couches. Ces éléments sont principalement les cations Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ , et sont ainsi phytodisponibles.
- **Les composés organiques** sont les substances humiques provenant de la décomposition de débris animaux et végétaux. C'est la source d'azote naturelle la plus importante pour les plantes. Les composés organiques sont biodégradés ou minéralisés au fil du temps par les micro-organismes. Leur temps de résidence dans le sol est de l'ordre de 15 ans.

Enfin, le sol contient de très nombreux micro-organismes et animaux de toutes tailles qui interagissent fortement avec les autres constituants du sol : bactéries ($2 \cdot 10^{14}$ par m^3), champignons, unicellulaires, vers, algues, mites, araignées, escargots.... [2].

II.1.2. Propriétés du sol

a. Propriétés physiques

a. 1. Texture

La **texture d'un sol** correspond à la distribution de la taille des particules le constituant. Elle précise la proportion des divers éléments physiques du sol (Tableau II.1) [1,3].

Tableau II.1: Classification granulométrique des constituants d'un sol [3]

Classe	Dimension en μm
Argile	< 2
Limon	2 à 50
Sable	50 à 2000
Graviers	> 2000

a. 2. Structure

La structure du sol se réfère à la forme et à la taille des agrégats qui le constituent. Avec la texture du sol, la structure du sol est un paramètre très important puisqu'elle influe sur la porosité du sol. Les informations concernant la structure du sol peuvent être utilisées pour délimiter la forme et la distribution des contaminants dans le sol. La structure du sol peut aussi affecter le transport et la rétention des contaminants [3].

a. 3. Porosité

La porosité d'une couche de sol en place est la partie d'un volume apparent unitaire qui n'est pas occupée par la phase solide. La porosité est un indice du volume relatif aux pores du sol, sa valeur oscille entre 0,3 et 0,6 [1].

a. 4. Aération

La porosité inter agrégat d'un sol contient un certain volume de gaz assurant l'aération de la matrice solide. L'aération a d'importantes conséquences sur la plupart des phénomènes biologiques du sol, qu'il s'agisse de l'implantation et du fonctionnement du système racinaire ou de l'activité des micro-organismes [1].

a.5.Température du sol

La température influence la vitesse et l'intensité de nombreux processus biologiques et physiques : germination, croissance racinaire, activité de la microflore [1].

a.6 .Perméabilité

On appelle perméabilité, l'aptitude du sol à laisser passer l'eau vers les couches inférieures. Elle dépend de la texture et de la structure. Sa détermination est nécessaire au calcul des réseaux de drainage [1].

a.7.Circulation de l'eau

Lorsque le sol est saturé, l'eau qui percole à travers une tranche de sol le fait sous l'influence de la gravité. Le débit Q (m^3/s) est donné par la *loi de Darcy* :

$$Q = K (H.S/l)$$

Avec

H : la charge hydraulique (m) ; **S** : la section de terrain concernée (m^2) ; **l** : l'épaisseur de la tranche de sol (m) ; **K** : conductivité hydraulique (m/s) qui exprime la perméabilité du terrain.

b. Propriétés physico-chimiques

b.1. Pouvoir adsorbant

Le sol retient certains éléments **fertilisants**. Cette propriété de rétention constitue son pouvoir adsorbant. Ce sont les colloïdes du sol argile et de l'humus qui possèdent le pouvoir

adsorbant le plus élevé, d'où le nom de complexe adsorbant donné au complexe argilo-humique [1].

b.2. pH

Cet indice traduit le degré d'acidité ou de basicité du milieu. Dans un sol déterminé, le pH varie suivant les saisons. Il est minimal en été et maximal en hiver. Les sols cultivés ont tendance à s'acidifier par prélèvement du Ca^{2+} par les plantes [1].

b.3. Activité biologique du sol

La flore microbienne tellurique très variée dépend de la matière organique, de l'humus, de l'âge du sol et de son épaisseur. Elle comprend des bactéries, des champignons, des algues, des protozoaires et des virus. Les bactéries sont les représentants les plus importants de ce microcosme.

Des centaines d'espèces de champignons sont aussi présents dans le sol. Ils se développent en surface et s'insèrent dans les couches superficielles par leur prolongement mycélien. Ils contribuent à la décomposition de la cellulose, de la lignine et de toutes les molécules organiques.

Le contenu organique du sol a un rôle important pour l'équilibre biologique de ces derniers [4].

II.2. Qu'est-ce qu'un site contaminé ?

Un polluant peut être défini comme toute substance d'origine naturelle (éléments traces métalliques, pétrole brut, nitrate,...) ou anthropique (pesticides, solvants organochlorés, gasoil, PCB...) qui s'accumule dans le sol par suite de l'activité humaine et qui est susceptible de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité de l'environnement. On définira donc un site contaminé comme un site contenant des éléments polluants dont la teneur dépasse la valeur seuil admise et définie par les normes environnementales (ISO; AFNOR...) [5, 6].

Le tableau II.2 présente les valeurs indicatives des seuils de toxicité pour certains minéraux rencontrés sur les sites pollués.

Tableau II.2 : Seuils de toxicité de certains minéraux rencontrés sur les sites pollués [1].

Elément	Pb	Cu	Cd	Zn	Ni	Cr	Co	Hg	F
Valeur indicative (mg/kg de sol)	50	40	0,8	150	50	50	25	0,5	700

II .3. Principales familles de contaminants dans les sols

II.3.1. Les métaux lourds

a. Définition

Les métaux sont les éléments du tableau de classification périodique situés à gauche de la diagonale ; Parmi ces éléments, ceux que l'on désigne sous le terme de métaux lourds sont ceux dont la masse volumique est supérieure à $5 - 6 \text{ g/cm}^3$, c'est-à-dire à partir du vanadium.

La majorité des métaux lourds sont toxiques (Tableau II.3). C’est la raison pour laquelle des éléments tels que l’arsenic ou le sélénium, qui ne sont pas rigoureusement des métaux, sont tout de même inclus dans cette appellation [2, 7, 8].

Ces métaux forment des sulfures insolubles. Le cadmium, le manganèse, le cobalt, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel et le zinc sont les métaux lourds les plus souvent rencontrés dans les sols. Certains des éléments suivants (Cd, Hg, Ni, As, Co, Pb, Sb, Cr, Cu, Mn, V, Sn, Se, Te, Zn, Tl.) peuvent être présents sous différents états de valence, avec de fortes variations associées à leurs propriétés géochimiques, et donc à leur toxicité potentielle [7,8].

Tableau II.3 : Les métaux lourds toxiques [8].

Elément																			
H																	He		
Li	Be													B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg													Al	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr		
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe		
Cs	Ba	La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu			
			Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn		
Fr	Ra	Ac	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr			

Métaux lourds
 Non-métaux et métalloïdes associés

b. Origine

La teneur en métaux des sols peut être d’origine naturelle ou d’origine anthropique, c’est-à-dire issue des activités humaines :

➤ **Sources naturelles de contamination**

Les sols ont une concentration naturelle en métaux provenant de l’altération de la roche-mère. L’effritement de celle-ci et l’érosion conduisent à la formation des sols. Ces processus géochimiques associés à d’autres phénomènes, en particulier biologiques, sont désignés sous le terme de différenciation des sols. Elle est la source principale de contamination naturelle du sol en métaux lourds [2].

➤ **Sources anthropiques de contamination**

La pollution des sols due à l’activité humaine intervient sur une échelle de temps beaucoup plus courte, de l’ordre de la décennie, voire moins.

Les principales sources anthropiques de pollution des sols, par les métaux lourds les plus fréquents, sont résumées dans le Tableau II.4. Elles sont en premier lieu liées aux activités de transformation primaire des métaux (les mines, et aux industries métallurgiques). [2].

Tableau II.4 : Les principales sources anthropiques de pollution des sols par les métaux lourds [2]

Él.	Sidérurgie (fer/acier)	Métallurgie des non-ferreux	Combustion des carburants fossiles (charbon, fioul)	Incinération des ordures ménagères	Circulation automobile, transport	Industrie du verre	Industrie manufacturière	Boues de station d'épuration	Autres
As	X	X	X	X		X			Insecticides, herbicides
Cd	X	X	X	X	Usure des pneus	X		X	Piles, engrais phosphatés, pigments
Co	X							X	
Cr	X		X	X		X		X	Industrie du verre et du ciment
Cu		X	X		Transport ferroviaire (usure des caténares)		X	X	Bouillie bordelaise, compost
Fe	X (source principale)								
Hg		X	X	X				X	Chimie, production du chlore
Ni	X		X	X	X			X	
Pb	X		X	X	X		X	X	Munitions, chasse, insecticides
V		X	X	X					
Zn	X	X	X	X	Usure des pneus, revêtements des chaussées		X	X	Lisiers de porcs

II.3.2. Hydrocarbures ou huiles minérales

a. Définition

Les hydrocarbures ou huiles minérales regroupent différents produits pétroliers (pétrole brut, pétrole raffiné, kérosène, essences, fuel, lubrifiants, huiles à moteurs). Ces familles sont basées sur des coupes de raffinage du pétrole [2,8].

b. Origine

Leur présence dans un sol contaminé est liée aux industries de raffinage et de transformation, à leur transport, à leur stockage et à leur distribution. On note aussi des pollutions par les sous-produits rejetés (notamment les huiles moteurs et les huiles de coupe usagées, des résidus de dégraissage accompagnant les solvants). Certains hydrocarbures sont utilisés comme solvants industriels et/ou comme bases à des synthèses chimiques (cyclohexane, hexane, etc...) [2,8].

c. Principales propriétés physicochimiques

- **La solubilité :** La plupart des hydrocarbures sont peu miscibles avec l'eau. Ils tendent à former des couches distinctes lorsqu'ils atteignent les nappes phréatiques.
- **La densité :** La densité des hydrocarbures varie avec la longueur des chaînes carbonées. La plupart des hydrocarbures (C5 à C26) s'accumuleront sélectivement en surface de la nappe (densité inférieure à 1) et les hydrocarbures les plus lourds

(fuel lourd) peuvent migrer sous certaines conditions dans la zone non saturée (densité supérieure à 1).

Les hydrocarbures aliphatiques en $20 > C > 9$ sont facilement biodégradables (par les bactéries et champignons) en conditions aérobies. Les hydrocarbures en $C < 9$ ont une biodégradabilité fortement inhibée par leurs effets toxiques sur les microorganismes. Les hydrocarbures de haut poids moléculaire $C > 20$ sont difficilement biodégradables du fait des longues chaînes carbonées [7,8].

II.3.3. Les hydrocarbures aromatiques volatils et les hydrocarbures halogénés volatils

a. Définition

Les hydrocarbures halogénés volatils (COV), les chlorofluorocarbones (CFC) et les hydrocarbures aromatiques volatils (CAV ou BTEX) constituent une famille de composés dont les propriétés physico-chimiques sont très hétérogènes. Ils possèdent tous un point d'ébullition inférieur à 300 °C et une tension de vapeur supérieure à 0.2 kPa à 20 °C [2,7].

b. Origine

L'origine des hydrocarbures aromatiques volatils (COV) et des hydrocarbures halogénés volatils dans les sols peut être très variée. Nous pouvons citer par exemple le travail des métaux, l'industrie mécanique, le traitement de surfaces, l'industrie du cuir.... [7].

II.3.4. Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

a. Définition

Les HAP sont généralement définis comme un groupe de composés comportant au moins deux noyaux benzéniques fusionnés entre eux et renfermant seulement des atomes d'hydrogène et de carbone [3,7].

Seize formes de HAP ont été retenues comme polluants prioritaires par l'American Environmental Protection Agency (US EPA) du fait du risque qu'ils représentent pour l'environnement. De nombreuses études se concentrent sur ces 16 HAP, mais le nombre théorique de HAP susceptibles d'être rencontrés est supérieur à 1000 [3].

b. Origine

Les HAP sont formés principalement lors de la combustion incomplète de la matière organique, récente ou fossile. Les HAP résultants de combustion sont dits d'origine "pyrolytique". L'activité industrielle contribue largement à la production de ces composés, en particulier l'industrie du Charbon (cokeries, usines à gaz), ainsi que les émissions des véhicules et le chauffage résidentiel.

Les HAP peuvent avoir également une origine pétrolière. La formation du pétrole par catagenèse se produit à des températures relativement basses (50-150 °C). Ainsi, l'enfouissement dans les bassins sédimentaires de la matière organique et sa lente maturation conduisent à la formation de mélanges de HAP complexes où prédominent les dérivés alkylés [3,8].

c. Propriétés physico-chimiques

La position des cycles de façon linéaire (anthracène) ou angulaire (phénanthrène) influence la stabilité des molécules, les HAP angulaires étant les plus stables. De la même façon, la présence de cycles à 5 carbones parmi des cycles benzéniques augmenterait la stabilité des molécules vis à vis des attaques de microorganismes [7, 8].

L'hydrophobicité des HAP est caractérisée par une constante de partage octanol-eau (K_{ow}) élevé. Cette constante est sans dimension et varie entre environ 2000 pour le naphthalène et 10 000 fois plus pour l'indéno-pyrène. Ainsi la structure en cycles aromatiques des HAP influence directement leur devenir dans l'environnement puisqu'elle est responsable de leur faible solubilité et forte hydrophobicité et par conséquent de leur forte adsorption sur les phases solides du sol [7,8].

II.3.5. Les polychlorobiphényles (PCB) et les polychloroterphényles (PCT) [7,8]

a. Définition

Il existe 209 structures possibles de chlorobiphényles, appelés congénères, dans lesquelles de 1 à 10 atomes de chlore sont liés au groupement biphényle. Les plus toxiques sont ceux non substitués en position ortho. Ils sont qualifiés « planaires ». Leur teneur en chlore varie de 20 à 60 %.

b. Origine

Dans l'industrie, les PCB et les PCT sont utilisés comme diélectriques de transformateur et de condensateur, comme fluides caloriporateurs et hydrauliques, comme plastifiants, lubrifiants, dans les peintures, les vernis, les encres, les papiers autocopiants, les huiles de coupe, etc. Ils sont commercialisés sous différentes appellations (Pyralène, Aroclor, Clophen, Phénoclor, ...).

II.3.6. Les pesticides [7,8]

a. Définition

Les « pesticides » ou substances phytosanitaires ou agro pharmaceutiques constituent une famille très hétérogène de substances utilisées contre les parasites animaux ou végétaux des cultures. On distingue trois grandes classes de pesticides : les herbicides et deux groupes d'insecticides.

b. Origine

Les pesticides dans les sols sont amenés par les activités agricoles, mais aussi des activités non agricoles, comme le désherbage des réseaux routiers et ferrés, ou l'entretien des espaces verts et jardins. Les industries chimiques produisant ces composés et leurs stockages peuvent constituer des sources ponctuelles ou concentrées.

II.3.7. Autres polluants [7,8]

- Le cyanure (cokéfaction, usines à gaz, carbochimie ; eaux de lavages des hauts fourneaux, pétrochimie : plastiques, pesticides, teintures...).

- Les dioxines et furannes sont des composés secondaires générés par certains processus de combustion industriels tels que l'incinération des déchets, la production cimentière, l'industrie papetière... ces composés ont la propriété d'être stables à température élevée, d'être fortement lipophiles ce qui entraîne leur bioaccumulation dans la chaîne alimentaire. Dix-sept congénères sont reconnus comme des composés toxiques. Le plus toxique étant la 2, 3, 7, 8-TCDD identifié lors de l'accident chimique de Seveso (ville située au nord de l'Italie) le 10 juillet 1976.
- Les substances chimiques à usage militaire et les explosifs : Ces composés se trouvent dans les sols des anciens terrains militaires, des sites d'industries de l'armement, des poudres et des explosifs [7,8].

II.4. Transfert des polluants

Lorsque des contaminants se déposent sur un sol, ils se dissolvent partiellement et progressivement dans l'eau de pluie qui les transporte verticalement à travers le sol, puis le sous-sol, lors de son processus d'infiltration. Après avoir traversé la zone non saturée, ces éléments ou ces composés chimiques peuvent ainsi parvenir jusqu'à la nappe d'eau souterraine, à plusieurs mètres ou plusieurs dizaines de mètres sous la surface du sol. Là, ces différentes substances se trouvent une nouvelle fois diluées puis transportées subhorizontalement selon l'écoulement général des eaux souterraines dans la nappe. Celle-ci a pour exutoires naturels les rivières, quand elle n'est pas prélevée à l'aide de puits ou forages pour des usages d'alimentation en eau potable, domestique, agricole ou industrielle (figure II.1).

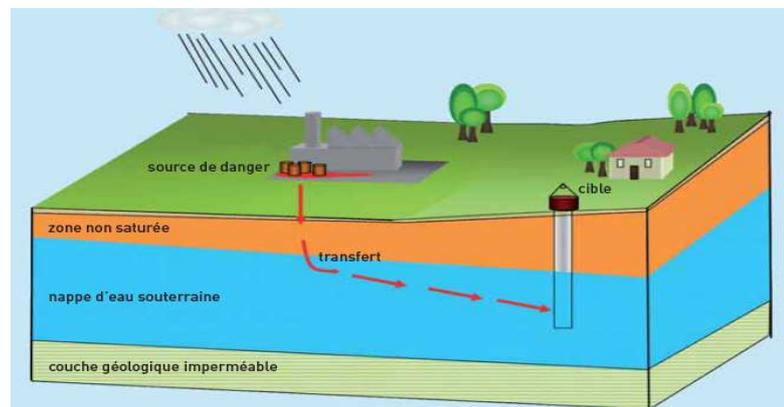


Figure II.1 : Schéma conceptuel des transferts hydrogéologiques dans l'environnement résultant de la contamination d'un sol [9]

La solubilité des contaminants déposés au sol permet de contrôler la quantité potentiellement disponible pour la migration en solution aqueuse. À cet équilibre thermodynamique viennent souvent s'ajouter des effets cinétiques. Selon l'affinité des contaminants avec la matrice minérale ou organique des sols et des roches traversées par l'eau, leur transport s'effectue plus ou moins rapidement par rapport à l'écoulement de l'eau. De nombreux éléments chimiques et composés naturels contribuent également à modifier la quantité d'espèces chimiques sous lesquelles un même contaminant existe en solution, et par là, ses propriétés d'interaction et de transport [9].

II .4. 1. Processus influençant l'évolution de la pollution

Les phénomènes de migration et de mobilité des contaminants dans les sols sont un domaine de recherche dont la complexité réside essentiellement dans la multiplicité des mécanismes physiques, chimiques et biologiques.

Les contaminants solubles sont transportés par l'eau. Il s'agit donc en premier lieu de comprendre le comportement de l'eau dans le sol. Par ailleurs, la plupart des contaminants inorganiques interagissent positivement (attractions) ou négativement (répulsions) avec la phase solide des sols. Ces interactions multiples dépendent de facteurs physiques (tels que la température) et chimiques (tels que la composition de la solution et la nature diverse des solides minéraux et organiques). Les interactions sol-contaminants sont gouvernées par tant de facteurs qu'une description exhaustive est impossible, remplacée inévitablement par une approche phénoménologique globale. De surcroît, le sol est un milieu vivant dans lequel les animaux et les végétaux apportent encore de la complexité, tant au niveau chimique que physique.

Enfin, tous ces facteurs contrôlant la migration des contaminants dans les sols sont liés entre eux et varient dans l'espace et au cours du temps [10].

Tout au long du trajet du polluant de la surface vers les nappes, des processus physiques et chimiques d'intensité variable, selon la nature des milieux traversés et les caractéristiques du polluant, contribueront à réduire les niveaux de concentration initiaux [7].

a. La nature du sol et du sous sol

En ce qui concerne la nature de sol et selon qu'on aborde la question du point de vue du géologue ou de l'hydrogéologue, on définira deux coupures distinctes :

- **Le sol et le sous-sol**, pour le premier, distingués par l'état physique des formations ;
- **La zone non saturée (ZNS) et la zone saturée (ZS)**, pour le second, par référence à la position du toit de la nappe la plus superficielle (Figure II.2) [7].

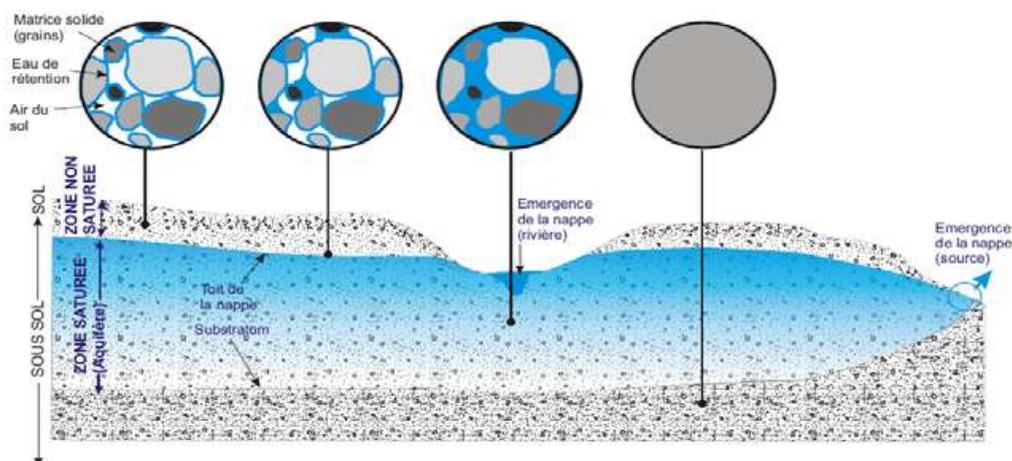


Figure II.2 : Relations entre sol, sous-sol, zone non saturée et zone saturée [7]

Les propriétés du sol influant sur le transfert des contaminants vers les nappes sont la porosité, la texture, la composition chimico-minéralogique, l'acidité, l'état redox et la teneur

en matière organique. Contrairement à celle d'un aquifère, la porosité du sol n'est pas saturée par l'eau, elle contient de l'air dont l'oxygène est utilisé par les racines et l'activité microbienne.

- **La texture du sol** peut être décrite qualitativement en fonction de son aspect (graveleux ou fin) ou quantitativement à partir des proportions de particules minérales plus ou moins grossières sans tenir compte de la matière organique présente.
- **La composition chimico-minéralogique**, et notamment la richesse relative en minéraux argileux, influe fortement sur l'aptitude du sol à retenir momentanément ou à fixer les polluants apportés par infiltration. Elle contribue aussi à déterminer son climat chimique et la disponibilité de colloïdes.
- **L'acidité du sol** et son état redox sont les deux paramètres physico-chimiques qui influent le plus sur la spéciation des polluants. Ils influent donc indirectement sur la mobilité de ceux-ci.
- **La teneur en matière organique** joue un rôle à la fois sur l'aptitude du sol à retenir momentanément ou à fixer les polluants, sur le climat chimique, sur la disponibilité de colloïdes et sur les réactions biochimiques amenant à leur dégradation.

Le comportement d'un sol face à une infiltration de polluants sera affecté par ces propriétés. Il sera donc nécessaire de caractériser le sol pour prévoir ou comprendre le comportement des polluants et les conséquences possibles de la pollution .

Les propriétés du **sous-sol** influant sur le transfert des contaminants vers les nappes sont la porosité, l'hétérogénéité, la fracturation et les discontinuités créant des voies de circulation préférentielle. Tous les types de roches ne sont pas susceptibles de recevoir des eaux souterraines et de constituer des aquifères où l'eau soit mobilisable. Cette propriété dépend de la porosité et de la perméabilité de la roche.

Les sables, les calcaires et les grès constituent la majorité des aquifères. Les roches peu poreuses ou perméables, telles que les argiles, les marnes et la plupart des roches cristallines, constituent rarement des aquifères. Lorsque la plupart des roches constituant le sous-sol sont peu poreuses ou perméables, les eaux souterraines ne constituent pas des nappes homogènes mais suivent le réseau de fracturation.

Qu'il s'agisse d'une pollution diffuse de type agricole (nitrates par exemple) ou d'une pollution accidentelle (déversement d'hydrocarbures...), le schéma général de contamination des eaux est le même : le point de départ est la surface du sol puis le transit vertical dans la zone non saturée (ZNS) surplombant la nappe, l'arrivée à la nappe puis le cheminement subhorizontal du polluant dans celle-ci avec étalement progressif du panache de pollution. Ce schéma très général de contamination des eaux est illustré par la figure ci-après (Figure II.3) [7].

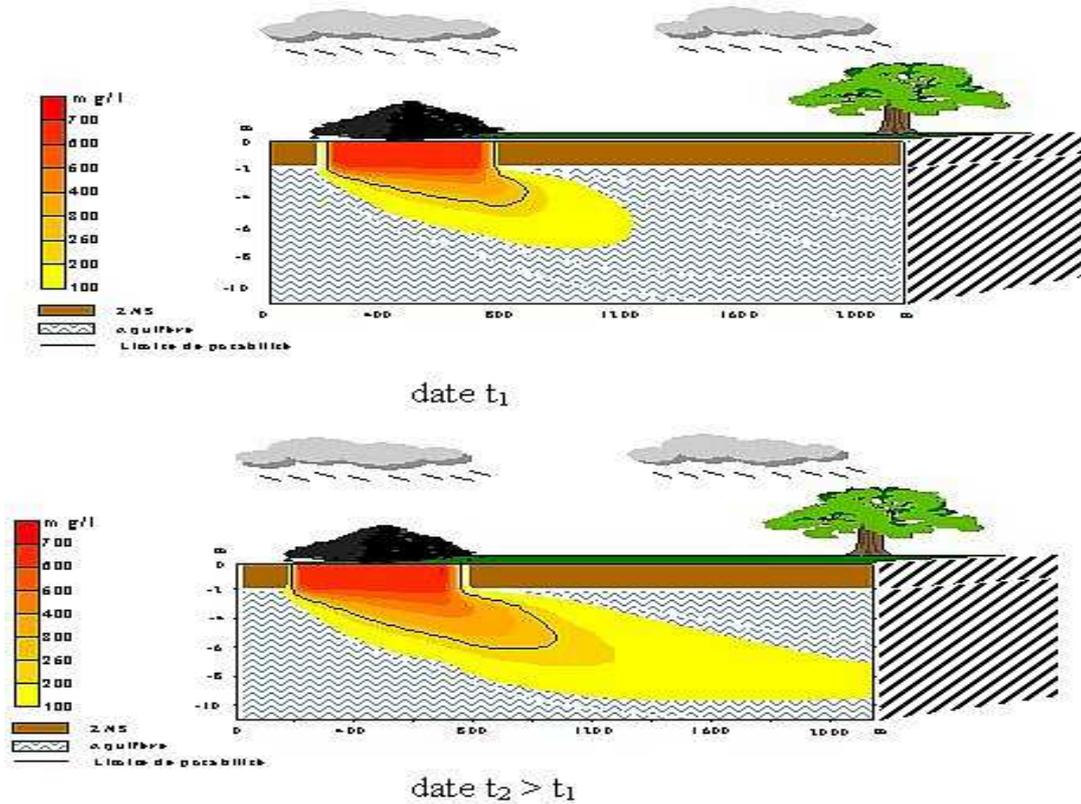


Figure II.3 : Exemple de l'évolution d'un panache de pollution à l'aval d'une décharge [7].

Les grands traits de ces différents milieux dicteront le comportement « en grand » des polluants. En sus, des paramètres physiques du sol et du sous-sol interviennent dans le processus de transport. Ainsi, selon qu'il s'agisse de la zone non saturée, d'un milieu poreux saturé en eau, d'un milieu fissuré de socle ou d'un milieu karstique, les caractéristiques de la migration et les méthodes mises en œuvre pour décrire et prévoir le devenir de la migration seront différentes.

La zone non saturée comprend l'ensemble des niveaux du sous-sol et du sol situés au dessus de la nappe. Ces niveaux sont dits « non saturés » car leur porosité ne contient pas seulement de l'eau, mais également des gaz du sol. Le parcours du polluant est caractérisé par la grande complexité des processus physico-chimiques agissant sur le polluant en particulier dans la zone racinaire (les 30 à 40 premiers centimètres du sol) où se déroule une part importante des processus chimiques et biochimiques. Dans cette zone, les mouvements de l'eau véhiculant le polluant (pour une pollution miscible) sont eux-mêmes complexes, dépendant de la teneur en eau. Celle-ci varie continuellement au cours du temps sous l'influence des cycles pluviométriques et d'infiltration. Ils sont aussi affectés par le degré d'hétérogénéité et le degré de fissuration de la ZNS, ce qui déterminera la plus ou moins grande rapidité de la propagation du polluant jusqu'à la nappe [7,8].

b. Dynamique des polluants en phase vapeur dans le gaz du sol

On désigne par gaz du sol, le mélange gazeux présent dans la zone non saturée, comprise entre 1 m sous la surface du sol et 1 m au dessus de la zone vadose (ZNS). La Figure II.4 précise la position des gaz du sol dans le milieu poreux dans un système triphasique eau interstitielle/huile/gaz du sol.

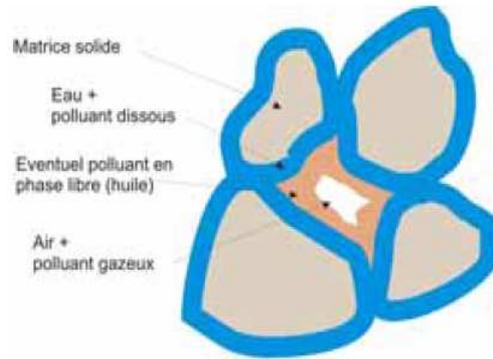


Figure II.4 : Les gaz du sol à l'échelle du pore [7]

Les polluants sous forme vapeur sont susceptibles de migrer au sein de la zone non saturée sous forme gazeuse. Ce mécanisme de transport concerne les polluants volatils, pour l'essentiel organiques. Les gaz du sol sont constitués des gaz permanents de l'atmosphère à des concentrations sensiblement différentes à celles de l'air atmosphérique (Tableau II.5). Les gaz permanents peuvent être associés à des gaz et/ou composés volatils dans les environnements pollués.

Tableau II.5 : Compositions de l'air atmosphérique et de l'air du sol [7]

	Air atmosphérique	Air du sol %
Azote	78%	78-80
Oxygène	21%	< 21
Autres gaz	1%	1
Gaz carbonique	0,03	0,2 à quelques %
Vapeur d'eau	Variable	Proche de la saturation

La dynamique des gaz du sol est complexe car régie par un système diphasique voire triphasique eau/gaz/huile dans un milieu poreux perméable. Les principaux mécanismes de migration des composés sous forme gazeuse dans les sols sont :

- La convection sous l'effet de gradients de pression (gradients de pression entre atmosphère et gaz du sol notamment, d'une grande variabilité dans le temps à un point donné),
- La densité du gaz par rapport à l'air joue également un rôle central dans les mécanismes de transport des gaz du sol (écoulement gravitaire des gaz plus dense que l'air),
- La diffusion est probablement le mécanisme prédominant au sein et à proximité immédiate de la zone source alors que la convection est prédominante dans l'environnement de la source à proximité des secteurs à forts gradients de pression (base de bâtiments, proximité de la surface du sol).

Le coefficient de diffusion des gaz est de l'ordre de $[0.1 - 0.25 \text{ cm}^2/\text{s}]$ pour les gaz de faible poids moléculaire (O_2 , CO_2 , vapeur d'eau). Il diminue lorsque le poids moléculaire et donc la taille des molécules augmente [7].

c. Caractéristiques physico-chimiques du milieu

- **Phénomènes physico-chimiques généraux**

La migration des polluants ne reflète que partiellement ces mouvements. En effet, d'autres mécanismes interviennent, en retardant, réduisant ou en augmentant la migration des polluants.

Ces mécanismes comprennent notamment :

- Les mécanismes chimiques d'interface (réactions d'adsorption) ;
- Les mécanismes de précipitation et de co-précipitation chimique à partir de la phase aqueuse ;
- La spéciation chimique du polluant en phase aqueuse ;
- Les réactions bactériennes ;
- Les réactions de dégradation abiotiques ;
- Le transfert par les colloïdes ;
- La volatilisation.

Ces mécanismes sont contrôlés par les caractéristiques physico-chimiques du milieu [7].

Conclusion

Les sols sont le support de l'activité industrielle et par conséquent, sont le réceptacle de ses diverses émissions. Par infiltration, ces pollutions peuvent atteindre les nappes phréatiques. Il ne vient, normalement à personne, l'idée de boire de l'essence ou du trichloroéthane ou de consommer du plomb ou de l'arsenic. C'est ce qui se passe finalement quand on vit ou on travaille sur ou à proximité d'un sol pollué sans s'en rendre compte.

Il est donc nécessaire de mettre en place des moyens afin de lutter contre cette pollution pendant l'activité industrielle mais aussi de réhabiliter le sol lorsque l'activité cesse.

Chapitre III :

Les techniques de dépollution des sols

Introduction

Dans le domaine de la dépollution des sols, les années 1980 ont été l'occasion de donner une large priorité aux techniques de traitement *ex situ*. À la fin de cette période, les techniques *in situ* ont amorcé leur développement. En effet, ces techniques de remédiation des sols et des eaux souterraines polluées sont séduisantes, car elles possèdent de nombreux avantages par rapport aux techniques plus conventionnelles : pas d'excavation ou de pompage, possibilité de traiter des volumes importants, pas de transport du matériel pollué...

III.1. Définition et classification

La dépollution des sols ou décontamination des sols consiste principalement à rendre le sol et le sous-sol d'une zone apte à un nouvel usage qu'il soit industriel, résidentiel voire, dans les cas extrêmes, apte à un retour à la nature ou à un usage agricole ou au moins à faire baisser la contamination en dessous d'un niveau maximum acceptable.

Les différentes techniques de dépollution peuvent être classées en fonction de la nature des procédés employés. Nous avons :

- a. **Les procédés physiques** : Ils consistent en l'immobilisation ou en l'extraction du polluant du milieu contaminé.
- b. **Les procédés chimiques ou électrochimiques** : ils utilisent les propriétés chimiques des polluants afin les rendre inertes (précipitation, etc.), les détruire (oxydation, etc.) ou les séparer du milieu pollué (surfactants, etc.).
- c. **Les procédés biologiques** : ils utilisent l'action des micro-organismes (bactéries, champignons...) et des plantes pour éliminer les polluants organiques ou minéraux, présents dans les sols, les boues, les sédiments ou les effluents liquides...
- d. **Les procédés thermiques** : ils utilisent la chaleur pour détruire le polluant (ex : incinération), l'isoler (ex : désorption thermique, etc.), ou le rendre inerte (ex : vitrification, etc.).

Ces procédés peuvent être réalisés :

- **Soit In situ** : Le sol est laissé sur place, les polluants peuvent être extraits et traités en surface, dégradés dans le sol lui-même ou fixés dans le sol (ventilation forcée des sols, traitement biologique, stabilisation physicochimique in situ, confinement in situ, lavage in situ, phytoextraction, phytostabilisation...).
- **Soit Ex-situ** : Le traitement sera soit **sur site** où les terres polluées et excavées sont traitées sur le site même au moyen d'installations spécifiques. Une fois traitée, la terre peut être remise en place ou évacuée (bio terre sur site, ventilation forcée des sols en terre, lavage sur site, désorption thermique sur site, stabilisation physico-chimique sur site, confinement sur site), soit **hors site** où les terres polluées sont excavées et évacuées vers un centre de traitement ou d'élimination externe (incinération, traitement physico-chimiques, centre d'enfouissement technique...) mais le coût cette fois ci est élevé (installation de traitement biologique, installation de stockage de déchets dangereux, installation de désorption thermique, installation d'incinération, lavage de terres, installation de stockage de déchets non dangereux, cimenterie) [11].

III.2. Technologies de traitement physiques et/ou chimiques

Les technologies de traitement physiques et/ou chimiques représentent le groupe le plus diversifié dans les technologies de dépollution notamment l'extraction des vapeurs du sol (SVE), la solidification/stabilisation (S/S), le rinçage des sols, l'oxydation chimique in situ (ISCO), la séparation électrocinétique...

Le principe physique de dépollution consiste à utiliser des fluides, présents dans le sol ou injectés, comme vecteur pour transporter la pollution vers des points d'extraction ou pour l'immobiliser. Les procédés chimiques utilisent des réactifs chimiques pour détruire les polluants, les transformer en des composés moins toxiques et/ou plus facilement biodégradables ou modifier leurs caractéristiques (mobilité, toxicité...) [11].

III.2.1. Extraction de vapeur de sol (Soil Vapor Extraction)

L'extraction sous pression réduite, également connue en anglais sous le nom de « SVE : Soil Vapor Extraction ou l'air vacuum », a été utilisée pour la première fois dans les années quatre-vingts. Elle est devenue rapidement l'une des techniques les plus répandues dans le domaine de remédiation des sols pollués. Selon l'agence de protection de l'environnement des Etats Unis (US, EPA), l'extraction sous pression réduite est utilisée dans plus de 35% des sites où une technique de remédiation in-situ est choisie et dans plus de 46% des sites contaminés par des BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes). Cette technique est considérée comme la technique la plus rentable des techniques in-situ de réhabilitation des sols.

Cette technique traite in situ les zones insaturées du sol puisqu'elle est particulièrement efficace pour traiter les cas de contamination par des hydrocarbures légers de type essence, et d'une façon générale les produits volatils COV et semi volatils (COSV). [12,13].

a. Principe

Le principe de cette technique consiste à créer une dépression dans le sol à l'aide d'une pompe à vide. Cet effet induit un écoulement contrôlé d'air qui entraînera avec lui les contaminants volatils et quelques contaminants semi volatils du sol. En général, la dépression exercée au sein du sol est de l'ordre de quelques centaines de millibars (300 mbar). Le rayon de la zone traitée est souvent de quelques mètres à quelques dizaines de mètres en fonction des caractéristiques du sol (porosité, structure, perméabilité à l'air). Le principe du traitement des sols pollués par extraction sous pression réduite peut être schématisé ainsi (Figure III.1) [12,13].

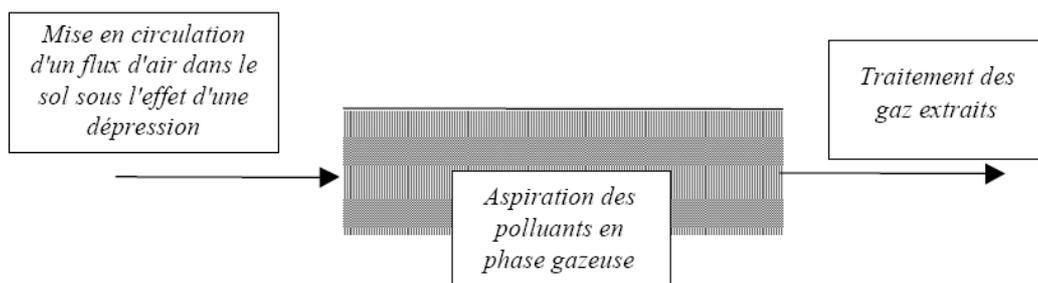


Figure III.1: Schéma de principe général du traitement des sols pollués par extraction sous pression réduite [12]

Un système typique de SVE consiste en une pompe à vide, un ou plusieurs puits d'extraction perforés principalement au niveau de la zone contaminée du sol, un séparateur gaz-liquide, des débitmètres et une unité de traitement du gaz extrait. Un schéma classique de la technique est présenté dans la figure suivante (Figure III.2):

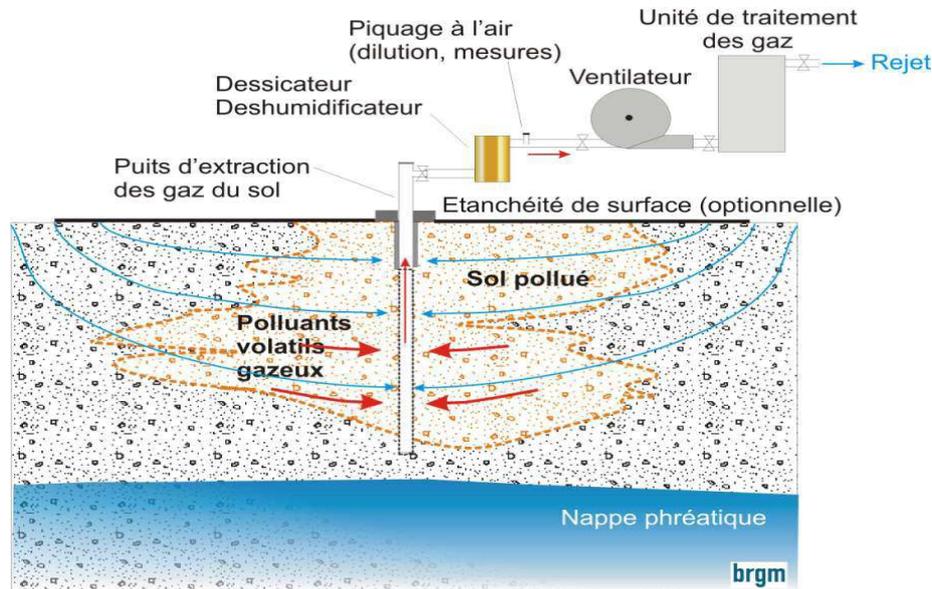


Figure III.2 : Un schéma classique de la technique de SVE [14]

Lors du traitement par extraction sous pression réduite, l'extraction des gaz du sol réduit la concentration des composés organiques dans la phase gazeuse et déplace les équilibres entre la phase gazeuse et les autres phases dans le sens de l'évaporation ou de la désorption pour pouvoir réduire en continu la concentration des composés organiques dans le sol. L'extraction des polluants organiques se fait majoritairement en trois phases :

- **Phase d'évacuation**

La phase gazeuse riche en contaminants est évacuée en premier temps, la concentration des composés organiques dans le flux extrait est maximale. Cette phase est affectée par le débit d'extraction. Plus ce dernier est élevé plus le temps de cette phase est court.

- **Phase d'évaporation**

Dans la **zone insaturée**, une pollution organique peut se trouver sous quatre formes différentes:

- La phase solide, c'est-à-dire adsorbée sur les particules de sol,
- La phase organique libre (NAPL),
- La phase liquide aqueuse (composés organiques dissous),
- La phase gazeuse (air et vapeurs organiques).

Des phénomènes d'échange se produisent entre ces phases. A l'équilibre, les concentrations de tous les composés dans chaque phase peuvent être décrites par la figure III.3.

Le déséquilibre créé lors de la précédente étape entre la phase gazeuse et les autres phases engendre l'évaporation du PLNA. La concentration des polluants dans le flux d'air commence donc à baisser au cours du temps.

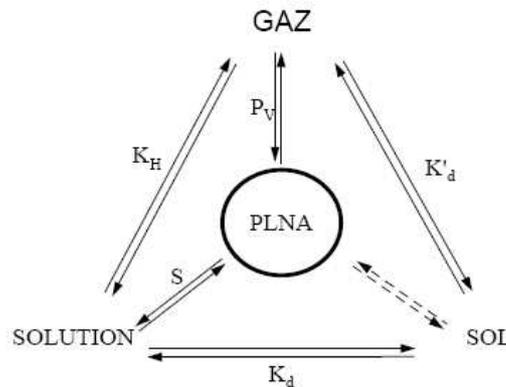


Figure III.3 : Répartition entre phases des COV dans un sol pollué [12]

▪ Phase diffusionnelle

C'est l'étape limitante du traitement. Les polluants contenus dans les zones non atteintes par le flux d'air diffusent vers lui sous l'action du gradient de concentration créé.

L'évolution de la concentration en composés organiques dans la phase extraite en fonction du temps a théoriquement une forme semblable à celle de la figure III.4.

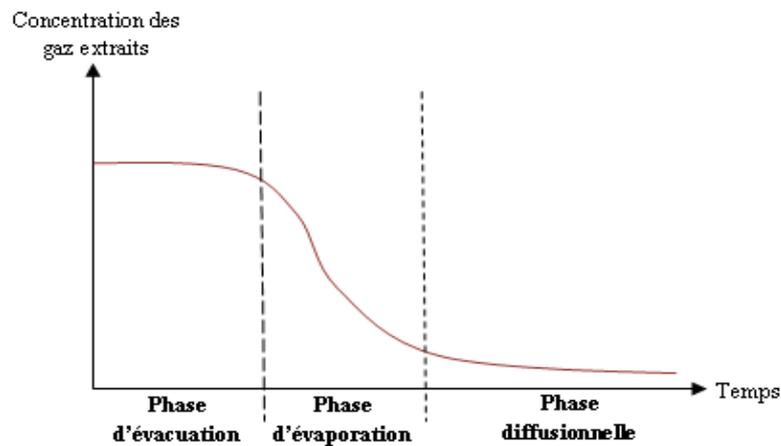


Figure III.4 : Allure de l'évolution de la concentration en polluant du gaz extrait en fonction du temps [12]

Lors des deux premières phases du traitement, les mécanismes de transfert de masse dominants sont l'advection et la dispersion.

Une fois les zones où l'écoulement d'air était relativement important sont dépolluées, la diffusion devient le mécanisme limitant du transfert de masse et on arrive donc à la phase diffusionnelle. Généralement, au cours de cette phase, la courbe qui trace l'évolution de la concentration en fonction du temps est légèrement au-dessus des niveaux réglementaires de réhabilitation mais à des concentrations relativement faibles. Le système ne peut donc pas être arrêté. Toutefois, ces taux d'extraction extrêmement faibles peuvent durer pendant des périodes de temps très longues. Les coûts d'exploitation du système augmentent et le système d'extraction ne devient plus rentable par rapport aux quantités de polluants extraits qui deviennent de plus en plus faibles.

Pendant la phase de diffusion et lorsque le système est arrêté, un phénomène d'accroissement de concentration est observé. Pendant la période d'arrêt, les polluants continuent de diffuser des zones de faibles perméabilités et leur concentration dans la phase gazeuse du milieu augmente. La phase diffusionnelle peut être optimisée par l'application du venting pulsé ou venting en discontinu. Le principe repose sur les déclenchements et arrêts intermittents du système. L'optimisation des périodes extraction/arrêt permet d'obtenir le même rendement que par l'application de l'extraction continue tout en ayant des gains énergétiques considérables [12].

b. La mise en œuvre de l'extraction sous pression réduite

Un système d'extraction typique comprend les puits d'extraction, les puits d'injection d'air, un système de pompage et une unité de traitement des effluents gazeux.

b. 1. Les puits d'extraction

Les puits d'extraction sont installés dans la zone insaturée du sol. En général, des tests sur pilote, combinés aux caractéristiques du sol, sont réalisés afin de déterminer les profondeurs de ces puits. Le puits d'extraction consiste généralement en un tube de PVC strié et placé dans un garnissage perméable (sable grossier ou gravier). La surface du puits et les premiers mètres de forage sont généralement couverts d'un matériau imperméable (béton, ciment, bentonite) afin d'éviter l'arrivée directe d'air depuis la surface qui court-circuiterait le passage de l'air dans la zone polluée (Figure III.5).

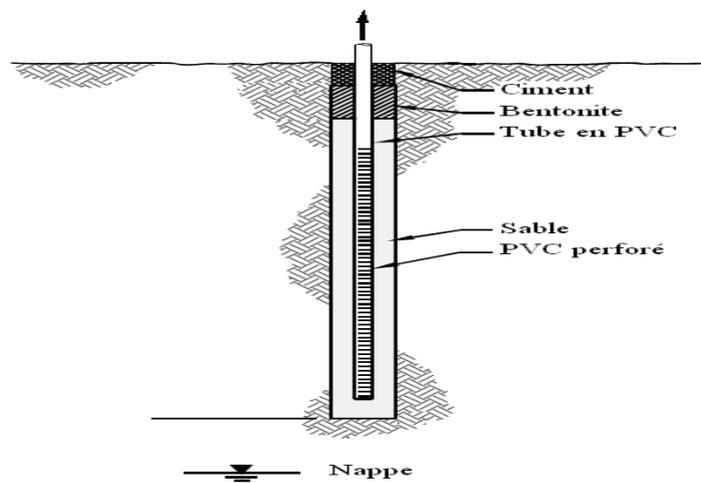


Figure III.5 : Schéma d'un puits d'extraction [12]

La longueur de la partie perforée du puits influe beaucoup sur les performances d'un système d'extraction. Cette longueur varie entre couvrir toute la zone insaturée du sol et le petit intervalle qui correspond à la zone contaminée. Si les eaux souterraines sont touchées, les concentrations de vapeurs en COV les plus élevées seront souvent situées immédiatement au-dessus de la nappe phréatique, en particulier lorsqu'il s'agit d'un produit flottant. Dans ce cas, la section perforée du puits doit être placée à proximité de la table d'eau pour avoir une efficacité optimale d'extraction [12].

Les puits d'extraction peuvent être installés horizontalement dans les cas où la nappe est peu profonde afin de minimiser les remontées des eaux souterraines. Dans de tels cas, l'air est extrait de la zone non saturée d'une manière plus efficace (Figure III.6).

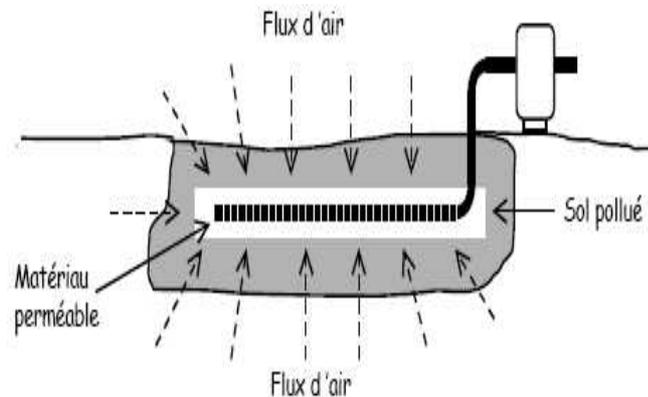


Figure III.6 : Vue latérale d'une tranchée et d'un puits horizontal [12]

b. 2. Le système de pompage et les instruments de contrôle

Le choix du type et de la taille du système d'aspiration doit être basé à la fois sur le vide nécessaire à atteindre et sur le débit total d'air extrait. Le vide ou la dépression désirée est souvent obtenu grâce à une pompe. Les systèmes les plus puissants peuvent aspirer jusqu'à 150 m³ de gaz par minute et créer donc des vides très poussés. Dans la conception d'un système d'extraction sous pression réduite, une grande attention doit être accordée à l'instrumentation et au système de contrôle. Un bon système de contrôle permet de s'assurer que toutes les composantes sont coordonnées et fonctionnent efficacement. Les paramètres généralement suivis lors d'une opération de traitement par extraction sous pression réduite comprennent:

- La pression ou le vide.
- Le débit d'air extrait.
- La température du gaz extrait.
- La concentration des COV dans le gaz extrait.

Les équipements utilisés pour surveiller ces paramètres fournissent les informations nécessaires pour faire les ajustements adéquats et suivre l'avancement de la décontamination [12].

b. 3. Unités de traitement préliminaires des gaz extraits

Les gaz extraits peuvent contenir du condensât, des eaux souterraines entraînées par l'écoulement de l'air et des particules qui peuvent endommager les instrumentations et diminuer l'efficacité du système. Afin de minimiser les dégâts causés au système d'extraction, les gaz extraits passent généralement dans un séparateur gaz/liquide et un filtre à particules avant d'entrer dans la pompe à vide.

b.4. L'unité de traitement des gaz extraits

Le gaz partant du sol peut être traité pour récupérer ou détruire les contaminants, selon la réglementation locale de la pollution. Les unités de traitement doivent être en mesure de faire face à une gamme vaste de produits chimiques et de concentrations pour prévenir

l'exposition de la zone environnante aux COV. Les concentrations initiales des COV extraits peuvent varier entre moins de 100 ppmv à plus de 10 000 ppmv (partie par million de volume). Le système de traitement doit fonctionner correctement pour ces plages ainsi que pour celles rencontrées à la fin du processus de traitement, c'est-à-dire, quelques ppmv.

Les traitements les plus fréquemment employés sont :

- L'incinération.
- L'oxydation catalytique.
- L'adsorption sur charbon actif granulaire.
- Le passage par des biofiltres.
- La condensation [12].

La figure III.7 représente les différentes étapes par lesquelles passent les gaz après extraction

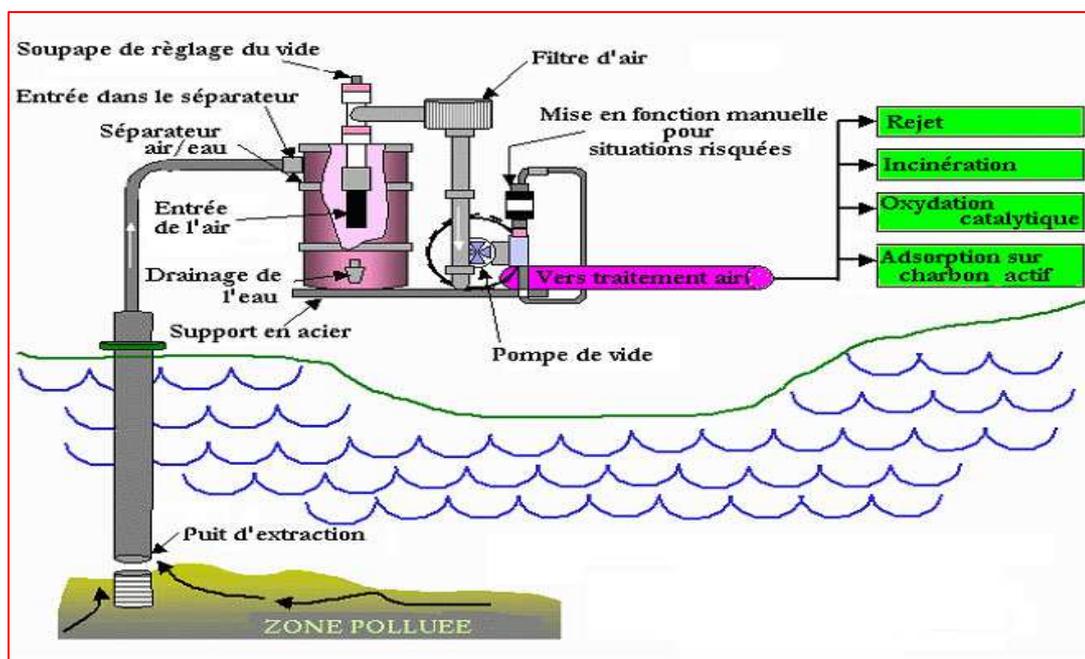


Figure III.7: Les différentes étapes par lesquelles passent les gaz après extraction [12]

c. Paramètres influant sur l'efficacité d'un processus d'extraction

Les paramètres qui peuvent influencer les performances d'un traitement par extraction sous pression réduite sont ceux qui caractérisent l'écoulement de l'air dans le sol.

Il a été démontré que les propriétés du sol (la perméabilité, la porosité, la teneur en eau et la composition du sol), les propriétés des contaminants (la volatilité et la solubilité des polluants), les conditions du site, et le débit ou les vitesses du flux gazeux généré, sont considérés comme les paramètres les plus importants pour déterminer la faisabilité d'un processus de traitement par extraction sous pression réduite.

Après d'autres études, il a été prouvé aussi que les couvertures de surface peuvent être employées pour deux vocations. Tout d'abord, elles limitent les courts-circuits d'air qui se produisent dans le voisinage de l'extraction de puits. Deuxièmement, elles augmentent le rayon d'influence d'un système d'extraction en modifiant la géométrie du flux d'air.

La volatilisation des COV des deux phases liquides (eau et phase liquide non aqueuse) entraîne une diminution du volume des contaminants au cours du temps tout en cédant de l'espace à l'écoulement de l'air au sein du sol.

Des études récentes ont montré que le dimensionnement d'un système de dépollution par extraction sous pression réduite devrait se faire en se basant sur l'atteinte d'une vitesse d'air critique au sein de la zone contaminée. L'extraction sous pression réduite est un traitement dont la durée de mise en œuvre peut être longue (plusieurs mois). Ainsi, la vitesse critique d'air est souvent caractérisée en laboratoire avec des colonnes unidirectionnelles.

Le tableau suivant résume les différents paramètres qui peuvent influencer sur le procédé de SVE :

Tableau III.1 : Paramètres influençant l'efficacité de l'extraction sous pression réduite [12]

Les conditions du site	La distribution des COV
	L'épaisseur de la zone insaturée
	Taux d'infiltration
	Localisation des hétérogénéités
	Température, humidité
	Conditions météorologiques
Propriétés du sol	Perméabilité à l'air
	Porosité
	Teneur en matière organique
	Structure et texture du sol
	Teneur en eau
Propriétés des contaminants	Constante de Henry
	Solubilité
	Coefficient d'adsorption
	Diffusivité
	Densité
	Viscosité
Paramètres de contrôle	Débit d'extraction
	Configuration du système
	Espacement entre puits
	Couvertures du sol
	Durée d'extraction

Malgré sa rentabilité, sa facilité d'application et sa large utilisation dans le domaine de dépollution des sols, l'extraction sous pression réduite à elle seule ne permet de dépolluer que la zone insaturée d'un sol contaminé. Sa performance dépend de plusieurs facteurs cités déjà dans le tableau précédent. Elle est généralement applicable pour les composés avec une pression de vapeur supérieure à 1 mm Hg à 20 °C, constante de Henry supérieure à 100 atm/fraction de mole. En plus, le procédé SVE est plus efficace seulement dans les sites relativement perméables. Donc il est nécessaire de trouver d'autres méthodes permettant d'améliorer les capacités de SVE à décontaminer la frange capillaire pour y inclure les produits chimiques à faible volatilité et / ou les produits chimiques qui sont adsorbés. Parmi

ces techniques nous trouvons : l'air sparging, le venting, l'extraction multiphasique, la fracturation pneumatique, le chauffage...

Ces techniques d'amélioration qui doivent être envisagées quand les caractéristiques des contaminants ou du sol limitent l'efficacité de SVE, ou lorsque des contaminants sont présents dans la zone saturée du sol, peuvent aussi réduire d'une façon significative le temps de réhabilitation des sites contaminés.

III.2.1.1. Air sparging (stripping in situ)

a. Principe

L'air sparging est un processus au cours duquel l'air est injecté dans la nappe souterraine (sous pression en dessous du toit de la nappe) afin de favoriser l'extraction physique des polluants volatils présents dans l'eau.

L'air injecté remonte ensuite à la surface du sol en traversant la zone non-saturée où il provoque également la volatilisation des polluants adsorbés dans la frange capillaire (figure III.8). L'injection d'air peut être effectuée par le biais de puits verticaux ou horizontaux. Le choix est déterminé par les caractéristiques du sol, la profondeur des eaux souterraines, la distribution des contaminants. La montée de l'air injecté dans le sol entraîne la volatilisation et la désorption des composés organiques volatils dissous dans la zone saturée du sol. L'air se charge alors en polluants et est évacué via des puits d'extraction positionnés en alternance avec les puits d'injection vers le système de traitement des gaz [12,13, 14].

Cette technique est plus efficace dans des sites idéaux (sites homogènes de grande perméabilité) et où les nappes contaminées ne sont pas couvertes par des zones imperméables. L'air sparging permet également l'oxygénation des eaux souterraines et des sols, améliorant ainsi le potentiel de biodégradation dans des sites où les contaminants sont biodégradables en aérobie [12,13].

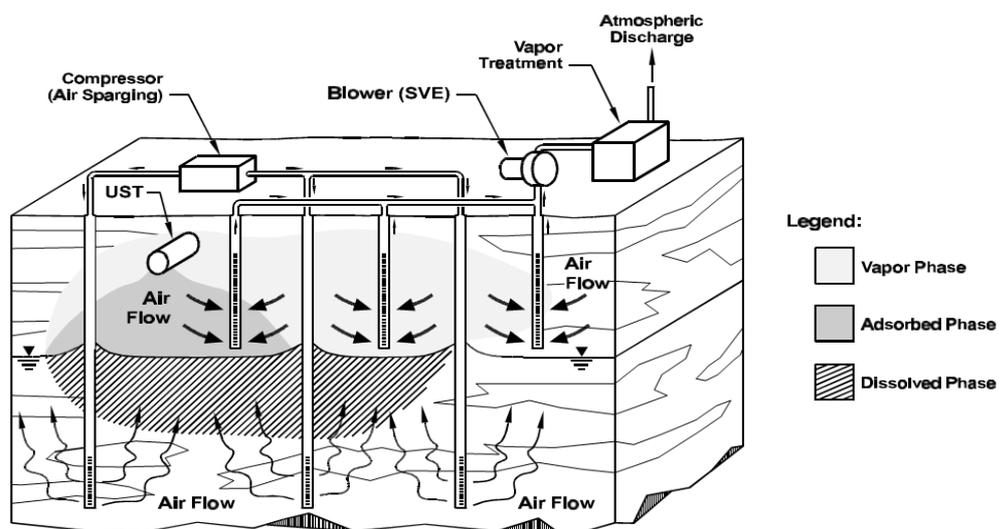


Figure III.8 : Schéma d'un système d'air sparging [12]

Le système de sparging est constitué :

- De points d'injections verticaux (puits d'injection) ou horizontaux (drains d'injection),

- D'un réseau d'injection permettant la mise en relation du suppresseur et des points d'injections,
- De points d'extraction verticaux (dénommés aiguilles d'extraction) ou horizontaux (dénommés drains d'extraction),
- D'un réseau d'extraction permettant la mise en relation des points d'extraction et de l'unité d'extraction,
- D'un séparateur de condensât,
- D'une unité d'extraction (extracteur volumétrique, intermédiaire, centrifuge),
- D'une filière de traitement des gaz dont la nature dépend des pourcentages d'épuration, des débits et des concentrations en polluants ; cette dernière peut être constituée de colonne de lavage, torchère, unité d'oxydation catalytique ou unité d'adsorption (généralement sur charbon actif), biofiltres,
- Un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement [14].

b. Rendement, coût et délai

- Le rendement de ce procédé varie en général de 30 à 99 % dépendamment du contexte hydrogéologique et des polluants.
- Les coûts de traitement varient entre 15 - 55 €/m³, la moyenne étant de 25 €/m³.
- Les délais typiques varient entre 6-9 mois à 18 mois [14].

c. Les avantages

- Technique fiable, éprouvée, et compétitive en termes de coût et de performance, applicable à de nombreux polluants, relativement rapide dans des conditions optimales,
- Application générant peu de perturbation de sols,
- Alternative au traitement classique par pompage,
- Applicable sous des bâtiments (forages horizontaux),
- Le biosparging, les tranchées et la vaporisation/aspiration par puits peuvent augmenter l'efficacité du procédé dans le cas de perméabilité moindre,
- Application jusqu'aux profondeurs comprises entre 2 et 20 m [14].

d. Les inconvénients et facteurs limitants

- L'hétérogénéité des sols de subsurface peut interférer sur l'homogénéité de la distribution de la circulation d'air et donc sur l'efficacité du traitement. Néanmoins, un sol hétérogène pourra être traité si la perméabilité à l'air des différentes lithologies augmente en se rapprochant de la surface du sol, donc cette méthode est non applicable pour des sols de faible perméabilité ($< 10^{-5}$ m/s). Dans ce cas, l'installation d'un maillage très serré des puits d'extraction serait nécessaire,
- Cette méthode est non applicable à des aquifères confinés,
- Effet << rebonds >> à l'arrêt du traitement. Les concentrations sont faibles mais peuvent significativement augmenter quelques mois plus tard (remobilisation des polluants),
- Difficilement applicable en cas de présence de surnageant (risque de dispersion de la pollution et effet rebonds) ; cet effet peut être minimisé en augmentant la

densité des puits d'injection et en recouvrant l'intégralité de la source de pollution,

- Nécessite un bon contrôle des mouvements des polluants dans les zones saturée et non saturée,
- Difficilement applicable à des composés très solubles,
- Les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- L'injection d'oxygène peut provoquer le colmatage de l'aquifère (par précipitation de composés métalliques, de carbonate de calcium ou développement de microflore comatante) ; néanmoins des techniques permettent de lutter contre ces colmatages,
- Les émissions atmosphériques nécessitent souvent un traitement d'air (surcoût) [14].

III.2.1.2 Venting (ventilation de la zone non saturée)

a. Principe

Le venting consiste à extraire des Composés Organiques Volatils (COV) par mise en dépression de la zone non saturée. Les composés volatils déversés dans les sols vont s'évaporer jusqu'à saturation des pores. Le venting va, par mise en dépression au niveau de chaque point d'extraction, induire des circulations d'air et provoquer un renouvellement de l'air pollué dans les pores. Ce renouvellement d'air a pour conséquence de modifier les équilibres chimiques entre les différentes phases présentes (air, eau, sol). Ainsi, au cours de son passage à travers la zone contaminée, l'air se "charge" en contaminants. Le déplacement d'équilibre des phases permet de dépolluer la phase solide de la zone non saturée. Les vapeurs sont récupérées via les points d'extraction puis traitées en surface (Figure III.9) [14].

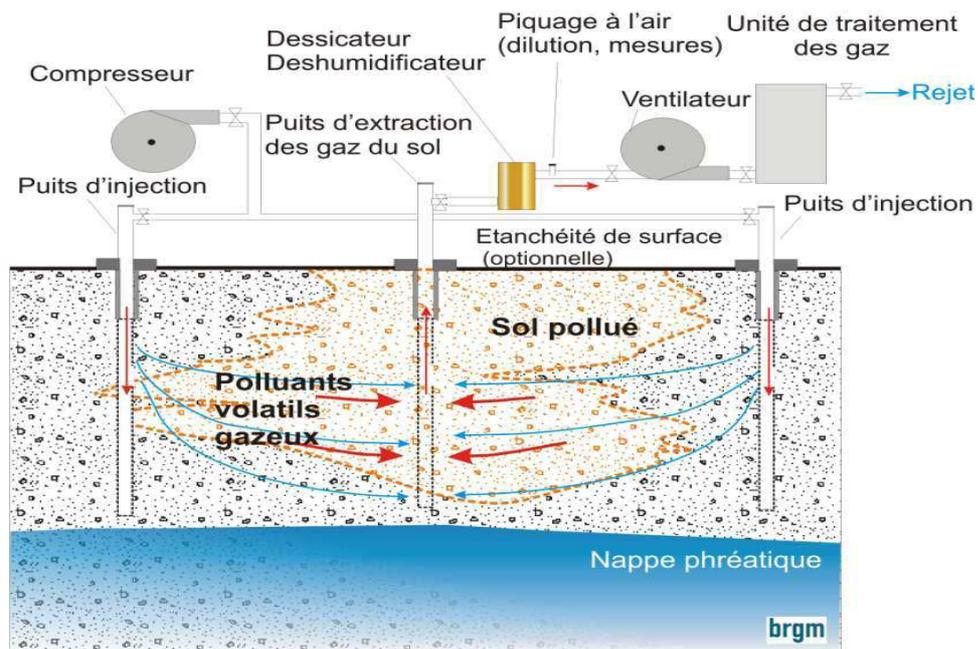


Figure III.9 : Schéma de principe du venting [14]

L'extraction des vapeurs ne peut être utilisée que pour le traitement de la zone vadose (ZNS) lorsque celle-ci se compose de matériaux perméables comme le sable, le gravier, et lorsque les contaminants sont volatils (et dans une moindre mesure semi-volatils).

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 démobilisable 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) [13].

Le venting s'applique aux composés suffisamment volatils pour pouvoir être extraits sous forme gazeuse et sur des sols sablo-limoneux à graveleux. Le venting est une technique très utilisée notamment pour la réhabilitation de sites pétroliers ou pétrochimiques. Elle est couramment appliquée et potentiellement applicable sur les composés chimiques suivants : composés halogénés volatils et semi-volatils, composés non-halogénés volatils et semi-volatils [14].

Les équipements utilisés, dans cette technologie, sont les mêmes que ceux du sparging,

b. Performance, coût et délai

- Dans des conditions optimales, le rendement de ce procédé peut dépasser 90 %. Néanmoins, ce rendement peut être sensiblement affecté par l'hétérogénéité du milieu, la présence de matière organique et la présence de polluants semi-volatils.
- Les coûts de traitement sont de l'ordre de 15 - 50 €/t, la moyenne étant de 20 €/t, sur 4 à 8 mois.
- Les délais sont de l'ordre de 4 à 18 mois [14].

c. Les avantages

- Technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs, compétitive en termes de coût et de performance, applicable à de nombreux polluants,
- Application générant peu de perturbation des sols,
- Utilisable préalablement à d'autres techniques de dépollution afin de limiter les émissions de polluants volatils,
- Applicable sous des bâtiments (forages horizontaux) et dans le cas de pollutions à de grandes profondeurs (plusieurs dizaines de mètres) [14].

d. Les inconvénients et facteurs limitants

- L'hétérogénéité des sols de subsurface peut interférer sur l'homogénéité de la distribution de la circulation d'air et donc sur l'efficacité du traitement,
- La faible perméabilité des sols constitue un facteur limitant ($< 10^{-5}$ m/s),
- La présence du toit de la nappe proche de la zone à traiter est pénalisante (< 1 m),

- Un maillage très serré des puits d'extraction est nécessaire en cas de perméabilité plus faible (coût élevé),
- Les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevé engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- La technique est non efficace dans la zone saturée bien que le fait de baisser le toit de la nappe permet de dépolluer la zone rendue non saturée,
- L'injection d'oxygène peut provoquer le colmatage d'une partie des pores des sols (par précipitation de composés métalliques, de carbonate de calcium ou développement de microflore colmatante) ; néanmoins des techniques permettent de lutter contre ces colmatages (injection de peroxyde d'hydrogène pour le colmatage bactérien), rythme d'injection alterné, emploi de gaz spécifique (azote),
- Les émissions atmosphériques nécessitent un traitement d'air (surcoût) [14].

III.2.1.3. Extraction double phase (MPE)

Le terme « extraction multiphasique » connu également sous l'acronyme MPE (Multi-Phase Extraction) englobe toutes les techniques de remédiation in situ qui extraient simultanément plus d'une phase à partir d'un puits. Ces phases incluent généralement l'air (c.-à-d. la phase gazeuse comprenant la vapeur organique) et l'eau (c.-à-d. la phase aqueuse comprenant les constituants dissous) et peuvent inclure la phase liquide non aqueuse NAPL [13,14].

Ce procédé s'applique essentiellement à des COV et à des hydrocarbures de type pétroliers (essence, gasoil...) en phase pure (LNAPL). Il est notamment plus adapté pour la récupération de surnageant dans des milieux peu perméables et en condition isotropique hétérogène. Toutefois, ce procédé ne peut s'appliquer qu'à de faibles profondeurs (7 m environ) [15].

a. Principe

L'extraction double phase (DPE) consiste à exercer une dépression importante dans la zone non saturée au niveau de la frange capillaire et au niveau de la partie supérieure de la zone saturée. Ceci a pour but d'extraire les gaz des sols, le surnageant (cas des produits flottants) et la phase dissoute. Le système est composé d'aiguilles d'extraction reliées à réseau d'extraction et à une pompe à vide. Les liquides extraits (surnageant en phase pure, eaux souterraines) ainsi que les gaz sont récupérés on site puis traités avant rejet (Figure III.10) [13,14].

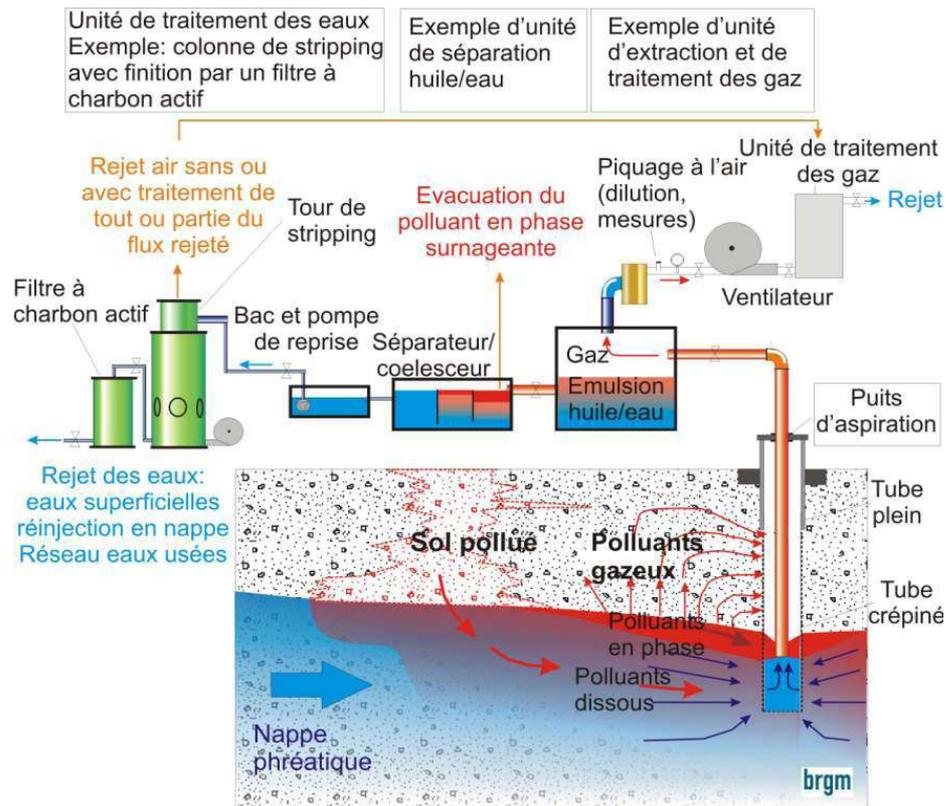


Figure III.10 : Schéma de principe de l'extraction double phase (réseau unitaire) [14]

Le système d'extraction double phase est constitué :

- De points d'extraction verticaux (dénommés aiguilles d'extraction),
- D'un réseau d'extraction permettant la mise en relation des points d'extraction et de la cuve à vide (reliée à une pompe à palettes), de compteurs, de vannes de réglage des débits,
- D'une pompe de surface dirigeant les liquides vers un séparateur de condensats,
- D'un système de traitement des eaux usées on site : séparateur à hydrocarbures (déboureur/déshuileur), traitement de la phase dissoute : stripping (le plus souvent) ou charbon actif ou oxydation catalytique,
- D'une filière de traitement des gaz dont la nature dépend des pourcentages d'épuration, des débits et des concentrations en polluants ; cette dernière est le plus souvent constituée d'une unité d'adsorption (généralement sur charbon actif) parfois aussi d'une colonne de lavage, d'une unité d'oxydation catalytique ou d'un biofiltre,
- D'un stockage des déchets solides et liquides issus du traitement,
- D'un système piézométrique permettant de suivre les écoulements et la qualité des eaux souterraines.

Il existe deux types d'extraction en fonction de la position d'une canne rigide pleine positionnée au sein de l'aiguille d'extraction [14]:

a. 1. Le réseau unitaire

L'extrémité de la canne est placée au niveau de l'interface zone saturée/zone non saturée ; le surnageant, les eaux souterraines, les gaz sont pompés en même temps ; les liquides et les gaz sont alors séparés au niveau de la cuve à vide.

L'extraction de la phase liquide peut se faire en installant une pompe à double-diaphragme dans la tête du puits à la place de la pompe submersible.

Les systèmes TPE d'extraction à une seule pompe (Two Phase Extraction) représentent une adaptation récente de la technique d'extraction multiphasique employée depuis longtemps dans le cadre de la remédiation du sous-sol. Les systèmes d'extraction à une seule pompe sont généralement plus efficaces pour les sols de faible perméabilité. Cependant, il est difficile de les mettre en application aux sites où les fluctuations du niveau des eaux souterraines sont importantes. Dans ce procédé, la phase gazeuse et les phases liquides sont extraites simultanément, sous la dépression créée par une pompe installée en haut du puits d'extraction, dans la même conduite (tube d'aspiration). Le schéma présenté ci-après décrit la configuration commune de la technique (figure III.11) [14, 15, 16].

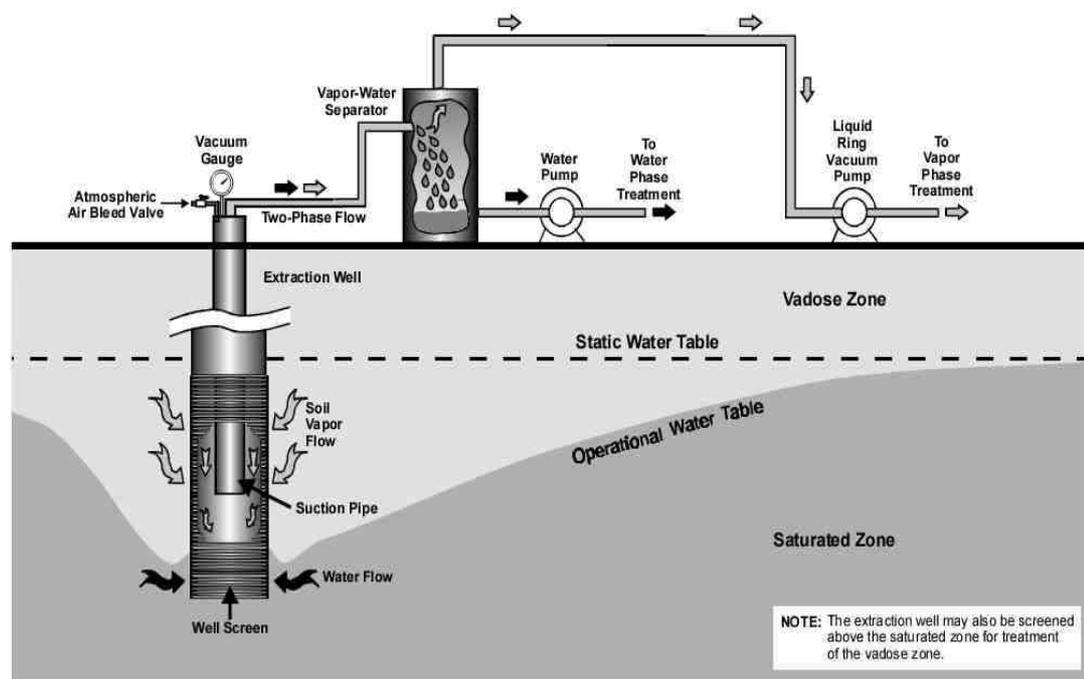


Figure III.11 : Schéma de principe des réseaux unitaires [15]

Le tube d'aspiration peut extraire une combinaison de NAPL et/ou d'eaux souterraines, et de gaz de sol. Ces phases sont ensuite envoyées en surface vers un séparateur gaz-liquide. Dans le cas où une extraction de NAPL est prévue, un séparateur huile-eau peut être installé en aval du séparateur gaz-liquide [15,16].

a. 2. Le réseau séparé

La canne d'extraction est placée sous le niveau piézométrique (dynamique) et assure le pompage des eaux et du surnageant ; les gaz sont pompés séparément grâce à la mise en dépression du puits.

Les **systèmes DPE** ou les systèmes à deux pompes représentent tout simplement une combinaison des systèmes d'extraction sous pression réduite et des systèmes d'extraction des eaux souterraines (Pump and Treat). Ces systèmes de dépollution tendent à être plus flexibles. Ils peuvent être appliqués dans plusieurs conditions (par exemple, fluctuations importantes du niveau de la table d'eau).

Dans l'extraction double phase (DPE), le gaz et les liquides de sol sont extraits vers la surface dans des conduites séparées mais avec le même puits. Le schéma qui décrit cette configuration est présenté ci-dessous (figure III.12) [15].

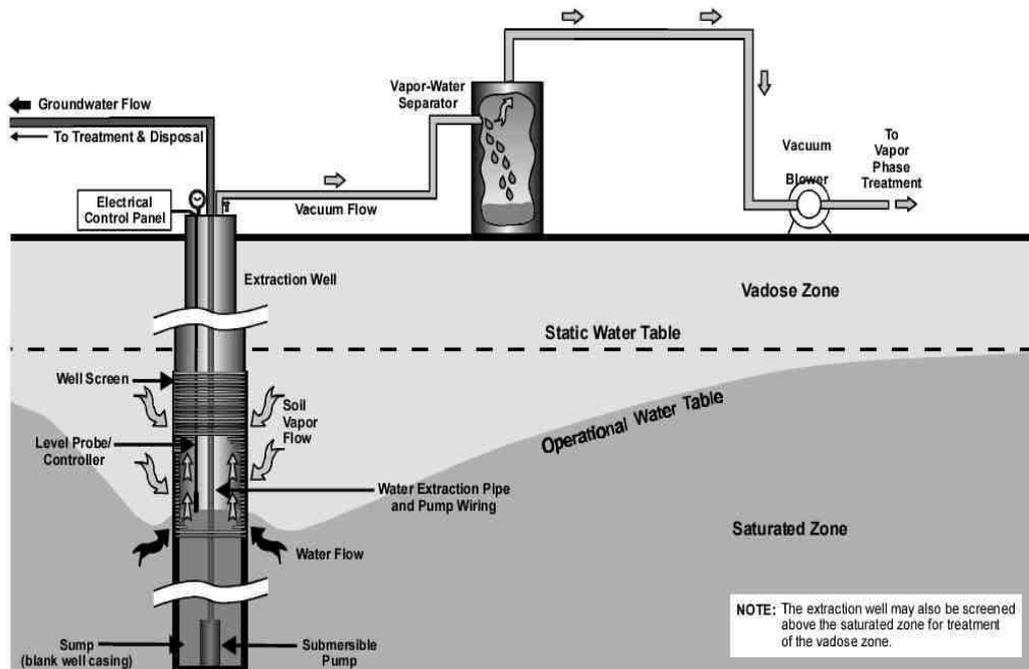


Figure III.12: Schéma de principe de réseau séparé de l'extraction double phase [15]

La pompe submersible installée en bas du puits sert à extraire la phase liquide, qui peut être NAPL et/ou eaux souterraines, pour l'envoyer au système postérieur de traitement. Le gaz du sol est simultanément extrait en appliquant un vide à la tête du puits. Il est ensuite envoyé vers un séparateur gaz-liquide avant de subir un traitement de dépollution (adsorption sur charbon actif par exemple). La DPE est essentiellement un perfectionnement de l'extraction sous pression réduite qui permet l'extraction d'eaux souterraines et du gaz de sol dans le même puits.

Selon le type d'application, les systèmes à deux pompes peuvent employer des pompes submersibles électriques ou pneumatiques pour extraire les eaux souterraines. Dans le cas de l'extraction d'un produit libre tel que la phase liquide non aqueuse légère (LNAPL), les pompes submersibles pneumatiques sont souvent employées [15,16].

b. Efficacité, coût et délai

- Les rendements épuratoires peuvent atteindre, dans les meilleures conditions, 95 %.
- Les coûts de traitement sont de l'ordre de 25 à 65 €/m³ pompes, la moyenne étant de 30€/m³ pompes.
- Les délais sont de l'ordre de 4 mois à 18 mois [14].

c. Les avantages

- Technique fiable et éprouvée, mise en œuvre relativement simple et rapide,

- Applicabilité à de nombreux polluants (LNAPL en phase pure),
- Elle génère peu de perturbations de sols,
- Elle est envisageable sous des bâtiments ;
- Le procédé permet de stopper la migration des polluants en créant des points de fixation de la contamination (confinement hydraulique),
- La position des piézomètres et des crépines permet de cibler précisément les zones à traiter,
- Les profondeurs de pompage peuvent être de l'ordre de plusieurs dizaines de mètres si nécessaire,
- La recharge en amont des eaux pompées et traitées permet de limiter les flux vers l'extérieur,
- Le fait d'éliminer la phase flottante, les gaz et les eaux permet de diminuer considérablement les potentiels de relargage de la source. Cela permet de diminuer les effets rebonds,
- Ce procédé remplace avantageusement le couplage de techniques classiques de pompage/écrémage, pompage/traitement et venting dans les milieux peu perméables et hétérogènes,
- Le procédé est plus avantageux que le sparging pour confiner les eaux souterraines,
- Cette technique est plus adaptée que le couplage de techniques classiques de Pompage/écrémage, pompage/traitement et venting lorsque les délais sont relativement courts [14].

d. Les Inconvénients, et facteurs limitants

- Cette technique ne peut être employée que dans le cas d'une nappe peu profonde (profondeur < 7m),
- Cette technique n'est valable que pour les LNAPL,
- Le traitement n'est pas possible pour de petites épaisseurs de surnageant (de 0,5 à 1 cm),
- Les débits de pompage sont souvent importants. Il est donc primordial de bien optimiser le nombre et l'emplacement des points d'extraction afin de limiter les coûts de fonctionnement,
- Son efficacité est limitée dans le cas d'aquifère de faible perméabilité (10^{-7} m/s), non homogène et/ou fracturé (passages préférentiels à travers les zones les plus perméables à l'eau),
- Sans une maîtrise totale du sens d'écoulement des eaux souterraines, il y a un risque de dissémination de la pollution,
- Une humidité élevée diminue le mouvement de l'air,
- Une forte teneur en matière organique est néfaste au processus à cause de la forte adsorption du contaminant sur la matrice solide [14].

Comme déjà expliqué précédemment, l'accomplissement d'une décontamination efficace vis à vis du temps de réhabilitation est lié à la vitesse critique d'air spécifique au sol étudié. Cependant, l'atteinte d'une vitesse minimale d'air partout dans la zone contaminée du sol nécessite l'emploi de beaucoup d'énergie surtout si la pollution est répandue dans une zone très large. Le coût des opérations de décontamination par extraction sous pression

réduite peut donc être élevée au point que l'emploi de la technique risque de ne pas être rentable.

La nécessité de trouver une nouvelle méthode pour le fonctionnement des systèmes d'extraction est donc primordiale. La nouvelle méthode consiste à diviser la zone contaminée en plusieurs parties selon la distance par rapport au puits. Chaque zone correspondra à une vitesse minimale d'air, à des caractéristiques de la zone polluée (largeur, perméabilité à l'air, etc.) et à une capacité du système de pompage utilisé. Le fonctionnement du système d'extraction doit se faire par étapes ; On commence par essayer d'atteindre la vitesse critique d'air dans la première zone la plus proche du puits pendant une certaine durée, une fois le pourcentage fixé de rendement atteint, le débit d'air est ensuite augmenté pour que la vitesse critique d'air atteigne la deuxième zone et ainsi de suite jusqu'à ce que toute la zone polluée soit décontaminée. Cela permet à l'écoulement d'air d'atteindre toute les parties de la zone étudiée avec des vitesses d'air pouvant assurer une décontamination optimale et de réaliser des gains énergétiques considérables comparés à un autre système où on essaye d'atteindre la vitesse critique d'air dans toute la zone polluée.

En travaillant de cette sorte, la décontamination de la première partie va engendrer une augmentation de sa perméabilité (vaporisation de PLNA) ce qui permet d'obtenir ensuite des taux élevés de flux d'air dans la deuxième partie sans avoir à exercer une grande dépression telle que celle qu'on devrait exercer comme cela se fait actuellement. Après la décontamination de la deuxième partie, il sera plus facile d'atteindre la vitesse d'air souhaitée dans la troisième partie et ainsi de suite.

Pour illustrer cette proposition, la figure III.13 explique le principe de la méthode proposée en schématisant l'allure de l'écoulement de l'air qu'on peut obtenir dans les deux cas (cas actuel et cas où la méthode proposée est employée). À titre d'exemple, la zone polluée du sol et divisée ici en trois parties :

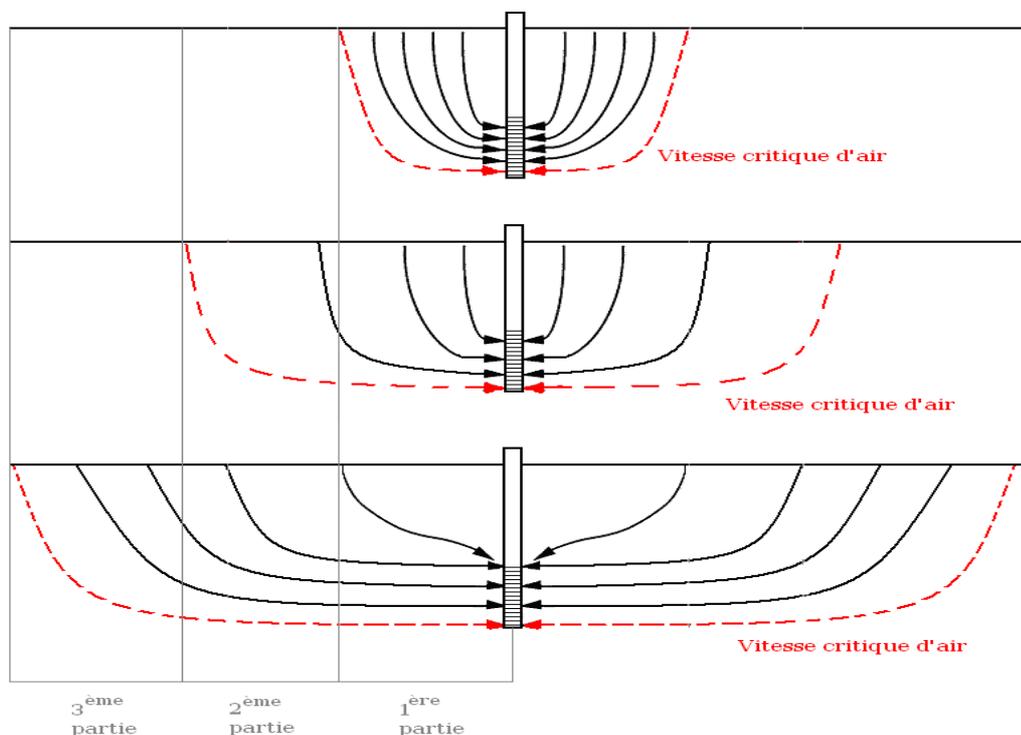


Figure III.13 : Principe de la méthode proposée (cas de trois parties) [12]

Les couvertures de surface peuvent être employées dans le but d'étendre le rayon d'influence de la zone traitée. L'utilisation de ces couvertures de surface peut être très bénéfique dans la nouvelle méthode d'extraction proposée. En effet, si on choisit de diviser la zone polluée du sol en trois parties, on peut commencer par décontaminer la première partie du sol, ensuite une couche d'un matériau imperméable viendra recouvrir la surface de cette première partie avant de commencer la décontamination de la deuxième. La mise en place de cette première couverture de surface empêchera l'air de s'écouler à côté du puits et permet d'atteindre la deuxième partie de la zone polluée avec une dépression encore moins élevée que celle qu'on devrait exercer comme cela se fait actuellement. Une deuxième couverture viendra ensuite couvrir la deuxième partie avant de commencer la décontamination de la troisième et ainsi de suite. La figure III.14 schématise les lignes de courant après l'ajout de couvertures de surface en prenant comme exemple une division de la zone polluée en trois parties.

L'utilisation des couvertures de surface peut aider aussi à limiter la remontée de la nappe phréatique due souvent à l'emploi d'une grande dépression au sein de la zone polluée. Le rayon de chaque couverture de surface et son épaisseur dépendront des caractéristiques de la zone non-saturée du sol et de la qualité du matériau imperméable utilisé.

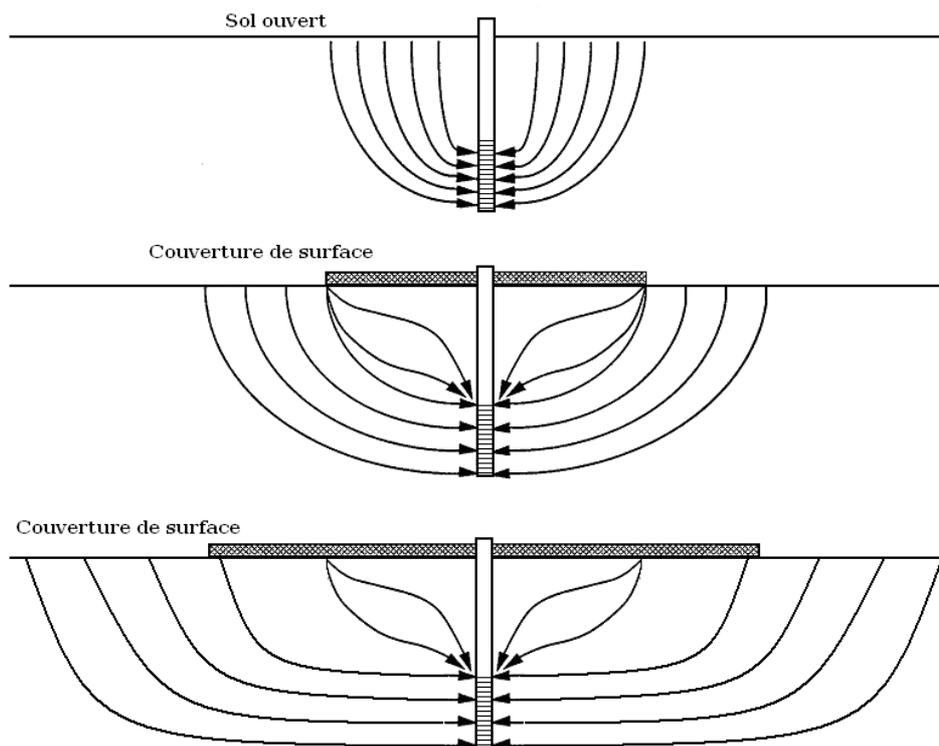


Figure III.14 : Principe de la méthode proposée avec utilisation de couvertures de surface [12]

Cette nouvelle méthode n'est qu'une idée résultante. Sa vérification et sa faisabilité peuvent faire l'objet d'un travail de recherche ultérieur afin de montrer les bénéfices qu'on peut obtenir en l'appliquant à un site pollué. Des études concernant les conditions de partage des zones (taille, perméabilité, taux de rendement demandé...) sont à effectuer afin d'optimiser ce procédé [12].

III.2.2. Oxydation chimique *in situ*

En ce qui concerne les procédés chimiques qui utilisent des réactifs chimiques pour détruire les polluants, les transformer en des composés moins toxiques et/ou plus facilement biodégradables ou modifier leurs caractéristiques (mobilité, toxicité...), citons l'oxydation chimique *in situ* (ISCO).

a. principe

La technologie d'oxydation *in situ* est une technique de remédiation des sols et des eaux souterraines polluées. C'est un procédé qui utilise des réactifs oxydants pour dégrader chimiquement les polluants. Il s'applique au traitement de la zone saturée et de la zone non saturée. Ce procédé permet donc d'aboutir soit à la destruction des polluants (aboutissant à la transformation en eau, gaz carbonique et sels) ou à la formation de sous-produits de dégradation qui sont plus stables, moins mobiles ou inertes, généralement plus biodégradables, soit à une dégradation complète du polluant (Figure III.15) [16].

L'oxydation *in situ* est une technique qui peut être mise en application en combinaison avec d'autres techniques. Pour répondre à la complexité de la plupart des sites, plusieurs technologies sont utilisées en même temps ou en différé. L'oxydation peut avoir différents rôles dans le plan de traitement d'un site :

- Traitement de « hot-spots » bien localisés ;
- Initiateurs de dégradation pour favoriser la dégradation biologique ;
- Traitement de la phase dissoute relibérée par la mise en place d'autres techniques ;
- Aide à la vaporisation des produits volatils traités par extraction de vapeur ;



Figure III.15 : Principe de l'oxydation chimique [16].

Ce procédé est, le plus souvent, utilisé pour le traitement de polluants organiques. Les agents oxydants les plus courants sont le permanganate, l'ozone, le peroxyde d'hydrogène et le persulfate. Ces solutions oxydantes sont introduites par injection (ou arrosage) au niveau de la pollution.

Au sein de la zone saturée (ZS), le traitement peut s'effectuer sur la zone source et/ou sur le panache. Le traitement se fait alors par ajout d'oxydants sous forme de gaz, liquide ou solide.

Les réactions chimiques, entre les oxydants et les polluants vont s'effectuer en phase dissoute. Les oxydants conventionnels n'attaquent pas directement les poches de produits libres de type **NAPL** (Non Aqueous Phase Liquid : phase liquide non aqueuse). La

dégradation s'opère sur les produits dissous. Dans le cas d'injection d'oxydant gazeux (O_3), le traitement comporte une étape de dissolution du gaz dans la phase aqueuse.

Lorsque le traitement s'applique à cette zone, une attention particulière doit être portée sur l'espace de battement du toit de la nappe. En fonction des types de pollution, cet espace peut être chargé en polluants. Si le traitement a lieu lorsque le toit est en position basse, la zone de battement non saturée ne doit donc pas être négligée.

Dans le cas de la zone non saturée (ZNS), les réactions entre oxydant et polluant doivent aussi s'effectuer en phase aqueuse. Lors de l'utilisation d'oxydant liquide, il est donc nécessaire de saturer localement la zone non saturée. Ceci peut nécessiter de mettre en place une infrastructure lourde de barrière hydraulique et/ou de barrière perméable réactive [16,17].

b. Polluants cibles

L'oxydation in situ est généralement utilisée sur des polluants organiques de type aliphatique non saturé ou aromatique, chlorés ou non. Elle est moins efficace, par exemple, sur les hydrocarbures aliphatiques saturés (octane, hexane...) et sur les alcanes chlorés (chloroforme, etc.) (Tableau III.2).

Tableau III.2: Principaux polluants pouvant être traités par oxydation [17].

Famille	Polluants
Hydrocarbures aromatiques monocycliques	Benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes (BTEX)
Composés d'hydrocarbures oxygénés	Oxyde de tert-butyle et de méthyle (Methyl tert-butyl ether = MTBE)
Organochlorés	Solvants chlorés (TCE, PCE...)
Composés d'hydrocarbures aromatiques polycycliques	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)
Hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés	Polychlorobiphényles (PCB)
Hydrocarbures aromatiques monocycliques halogénés	Chlorobenzènes (CB)
Alcools aromatiques	Phénol, naphтол...
Pesticides organiques	Insecticides, herbicides

Dans le cas de traitement des polluants en phase liquide non aqueuse (NAPL), les réactions ont lieu entre l'oxydant et la phase dissoute du produit. La dégradation du polluant va entraîner la diminution de la concentration en polluant dissous, ce qui va favoriser la dissolution du produit à partir de la source de NAPL [17].

c. Oxydants et réactions

Dans cette technologie les réactions redox impliquent le transfert d'électrons d'un produit chimique à l'autre. Il ya plusieurs oxydants capables de dégrader les contaminants. Les oxydants couramment utilisés contiennent du permanganate de potassium ou du permanganate de sodium, le peroxyde d'hydrogène catalysé de Fenton, le peroxyde d'hydrogène, l'ozone et le persulfate de sodium [17].

Nous pouvons distinguer plusieurs concepts clés dans la sélection des oxydants pour le nettoyage du site :

- Est-ce que l'oxydant est capable de dégrader les contaminants préoccupants ?
- Un catalyseur ou d'autres additifs sont-ils nécessaires pour accroître l'efficacité?
- Quelle est la demande d'agent oxydant du sol (SOD)? SOD est une mesure de l'incidence des matériaux naturels dans le sol sur les performances de certains agents oxydants. Pour les oxydants non-sélectifs, une SOD élevée augmente le coût du nettoyage.
- Quel est le pH naturel de la nappe phréatique du sol ? Certains oxydants ont besoin d'un environnement acide au travail. Si le sol est basique, un acide doit être appliqué, en plus de l'oxydant.
- Quelle est l'influence du taux de décomposition de l'oxydant sur la demande? Certains oxydants ne réagissent pas de façon complète ; ils peuvent rester dans le sous-sol pendant des semaines ou des mois, tandis que d'autres se décomposent naturellement en quelques heures de l'injection [11].

L'oxydation chimique nécessite habituellement de multiples applications. Le tableau III.3 présente une liste qualitative des réactivités oxydant avec les contaminants souvent trouvés sur les sites.

Tableau III.3: Réactivités des oxydants avec les polluants les plus courants [11]

oxydants	forte	Moyenne	faible
Ozone	PCE, TCE, DCE, VC, MTBE, CB, HAP, Phénols, Explosives, PCB, Pesticides	BTEX, CH ₂ Cl ₂	CT, CHCl ₃ ,
Peroxyde d'Hydrogène	PCE, TCE, DCE, VC, CB, BTEX, MTBE, Phénols	DCA, CH ₂ Cl ₂ , HAP, Explosives	TCA, CT, CHCl ₃ , PCB, Pesticides
Peroxyde de Calcium	PCE, TCE, DCE, VC, CB	DCA, CH ₂ Cl ₂	CT, CHCl ₃
	PCE, TCE, DCE, VC, CB, BTEX, MTBE, Phénols	DCA, CH ₂ Cl ₂ , HAP, Explosives	TCA, CT, CHCl ₃ , PCB, Pesticides
Permanganate Potassium/Sodium	PCE, TCE, DCE, VC, TEX, HAP, Phénols, Explosives	Pesticides	Benzène, DCA, CH ₂ Cl ₂ , TCA, CT, CB, CHCl ₃ , PCB
Persulfate de Sodium (fer)	PCE, TCE, DCE, VC, CB, BTEX, Phénols	DCA, CH ₂ Cl ₂ , CHCl ₃ , HAP, Explosives, Pesticides	TCA, CT, PCB
Persulfate de Sodium (chauffage)	All CVOCs, BTEX, MTBE, HAP, Phénols, Explosives, PCB, Pesticides

Le pouvoir spécifique de chaque oxydant est caractérisé par le potentiel d'oxydoréduction du couple oxydant/réducteur. Le potentiel standard d'oxydoréduction des oxydants les plus courants, sont mis en évidence dans le Tableau III.4.

Tableau III.4 : Potentiels d'oxydoréduction de quelques couples redox les plus courants (référence : $2\text{H}^+/\text{H}_2$ à pH = 0 à 25 °C)[18].

hydrogène	$2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2$	0,00 V
Oxygène	$\text{O}_2 + 4\text{H}^+ + 3\text{e}^- \rightarrow 2\text{H}_2\text{O}$	+ 1,23 V
Chlore	$\text{Cl}_2 + 2\text{e}^- \rightarrow 2\text{Cl}^-$	+ 1,36 V
Permanganate	$\text{MnO}_4^- + 8\text{H}^+ + 5\text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{2+} + 4\text{H}_2\text{O}$	+ 1,52 V
Peroxyde d'hydrogène	$\text{H}_2\text{O}_2 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow 2\text{H}_2\text{O}$	+ 1,77 V
Persulfate de sodium	$\text{S}_2\text{O}_8^{2-} + 2\text{e}^- \rightarrow 2\text{SO}_4^{2-}$	+ 2,00 V
Ozone	$\text{O}_3 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$	+ 2,07 V
Radical hydroxyle	$2\text{OH}^\bullet \rightarrow \frac{1}{2}\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$	+ 3,03 V

Afin de mieux apprécier le potentiel de traitement par oxydation, la réaction doit être intégrée dans le temps. Les paramètres à suivre sont : la cinétique de réaction et le temps de demi-vie du produit (temps au bout duquel la masse de produit a diminué de moitié) [17].

- **Le permanganate**

Le permanganate est un agent oxydant, qui agit préférentiellement sur la double liaison carbone-carbone des composés organiques. Les composés intermédiaires de la dégradation de la plupart des polluants sont instables et éphémères. La cinétique de la réaction est rapide pour la plupart des polluants. Il peut oxyder les alcènes, les composés aromatiques, les HAP, les phénols, les pesticides et les acides organiques. Il n'est pas efficace sur les polluants suivants : benzène, chlorobenzène, MTBE, tétrachlorure et chloro-éthane.

La réaction d'oxydation des solvants chlorés produit du dioxyde de manganèse (MnO_2), du chlore et du dioxyde de carbone. Le dioxyde de manganèse est présent naturellement dans les sols. Mais l'enrichissement du sol en MnO_2 peut générer des problèmes environnementaux si les concentrations en MnO_2 atteignent le seuil de potabilité (50 $\mu\text{g/l}$), dans le cas d'une utilisation des eaux du site pour la consommation humaine. Par ailleurs, la formation de précipités de MnO_2 (précipité brun foncé à noir) peut causer une perte de perméabilité de la zone traitée et réduire l'efficacité de l'injection.

Le permanganate de qualité commerciale peut contenir aussi des concentrations élevées de métaux lourds, et ils peuvent abaisser le pH de la zone traitée. Si la biorestauration est prévue, une étape de polissage de permanganate aura un effet négatif sur l'activité microbienne et peut entraîner un changement dans la distribution de microbe [11, 18, 17].

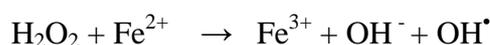
- **Exemple de la réaction d'oxydation du trichloro-éthylène(TCE)**



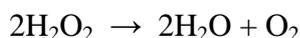
Le permanganate est un oxydant plus stable que le peroxyde et l'ozone, il se décompose très lentement et peut rester présent dans les sols pendant plusieurs mois. Cette propriété permet de le manipuler avec plus de facilité.

- **Peroxyde d'hydrogène catalysé**

Le peroxyde d'hydrogène (ou l'eau oxygénée) est un oxydant, dont la cinétique n'est pas assez rapide pour que le traitement puisse se faire dans un temps raisonnable. La réaction d'oxydation par le peroxyde d'hydrogène doit être catalysée. Le catalyseur le plus courant est l'ion ferreux (Fe^{2+}) en milieu acide, cette association est appelée agent Fenton. L'association permet d'atteindre une cinétique rapide. La durée d'un traitement peut être comprise entre quelques jours et une semaine. La réaction fait intervenir des radicaux libres :



Un radical est un fragment de molécule qui possède un électron non apparié ; cette propriété lui permet d'être très réactif mais d'avoir un temps de vie court. Le radical OH^\bullet est un oxydant puissant non spécifique. Une partie du principe actif peut se décomposer de manière naturelle par dismutation de H_2O_2 :



La décomposition du H_2O_2 en O_2 est favorisée par des milieux basiques. Cet apport peut favoriser les réactions biologiques naturelles et favoriser la volatilisation de certains polluants.

L'apport du catalyseur peut être naturel dans un sol riche en fer, ou anthropique. Le fer est injecté de deux manières distinctes : Co-injection dans deux puits différents (un pour l'oxydant et un pour le catalyseur) ou en injection séquentielle dans le même puits.

En cas de forte alcalinité du sol, le réactif s'avère inefficace, les ions carbonates jouant le rôle de désactivateur. Pour contrecarrer cet effet, il est possible d'injecter un acide fort en même temps que le peroxyde. La réaction d'oxydation par le peroxyde est fortement exothermique. L'augmentation de température améliore la mise en solution des NAPL, ce qui peut être aussi bien un avantage (polluant plus accessible) qu'un inconvénient (risque de migration) [19].

- **Ozone**

L'ozone est un des oxydants gazeux, il a un potentiel d'oxydation élevé. Cependant, comme pour le peroxyde, les réactions d'oxydation ne font pas seulement appel à des échanges d'électrons, mais aussi, à la formation de radicaux libres ; les deux voies pouvant s'effectuer simultanément avec des efficacités différentes. Les radicaux libres formés sont des hydroxyles OH^\bullet . Comme pour le peroxyde, les ions carbonates sont des désactiveurs de radicaux hydroxyles. La dégradation des polluants organiques est plus rapide par l'oxydation avec les radicaux libres, que par l'oxydation directe.

La réaction d'oxydation produit aussi de l'oxygène, ce qui peut favoriser les réactions de biodégradation aérobie des sols. De plus, le flux engendré favorise la volatilisation de polluants volatils. L'ozone O_3 est un produit peu stable fortement corrosif, il se décompose rapidement en oxygène (temps de demi-vie de 30 s dans les conditions standards). Il n'est donc pas possible de le stocker et sa fabrication doit être faite sur place. Il est introduit sous forme gazeuse dans les sols, à travers des puits. Le transfert d'ozone étant plus limité

(difficultés de transfert entre la phase gazeuse et la phase aqueuse), le temps d'injection est plus long que lors de l'utilisation des autres oxydants. La réaction d'oxydation étant très rapide, le produit n'a pas le temps de migrer loin des puits d'injection. L'oxydation par de l'ozone utilise les mêmes techniques que le « soil venting » [11 ,19].

d. La mise en œuvre de la technique

La mise en place d'un traitement par *oxydation in situ* demande d'organiser trois plans distincts :

- Le plan de mise en place de l'oxydant, (injection de l'oxydant et malaxage),
- Le plan de monitoring,
- Le plan de sécurité.

d. 1. Puits d'injection

Le plus souvent, les oxydants liquides sont introduits dans les sols, au moyen de puits d'injection. Le réseau de puits doit couvrir la zone à traiter, afin que le polluant soit bien en contact avec l'oxydant. Le système de distribution doit prendre en compte les hétérogénéités de la pollution. Le réseau doit s'adapter aussi bien aux zones où se trouvent des hot spots, qu'à celles où la pollution est moindre.

Chaque zone d'injection a un rayon d'action. Le rayon d'action de l'oxydant est plus faible que le rayon d'action hydraulique, car l'oxydant est dégradé. La décomposition de l'agent oxydant, dépend de ses cinétiques de réaction, avec les réducteurs présents dans le milieu ; plus la réaction est rapide, moins le rayon d'action est important. Les oxydants les plus courants ont des cinétiques de décomposition rapides ; leur action est donc limitée en distance. Ce facteur est très important pour l'élaboration du réseau de distribution. L'injection fractionnée (en plusieurs temps et/ou à plusieurs concentrations) permet un meilleur contrôle de l'injection et une meilleure efficacité.

Les paramètres de réglage de l'injection sont : le débit, la pression....

Si l'efficacité de la dégradation n'est pas satisfaisante, il est possible d'améliorer le traitement en installant des puits de pompage. Le procédé consiste à pomper les oxydants qui n'ont pas réagi en aval de la zone de traitement. Si le produit pompé contient bien une concentration importante en oxydant, sa teneur en polluant est nulle ou très faible, ce qui permet de s'affranchir d'une étape de traitement des effluents pompés avant la réinjection. Ce système a pour but d'améliorer la dispersion des oxydants et de recycler les oxydants n'ayant pas agi au contact de la pollution.

La Figure III.16 est un schéma simplifié d'une opération d'injection sur un sol pollué par des DNAPL (Dense Non Aqueous Phase Liquid). Le choix des techniques d'injection dépend de la géologie du site et de la localisation de la source à traiter. La méthode d'injection classique s'applique sans difficulté dans des sols sableux ; dans des sols riches en argile, l'injection nécessite des puits de large diamètre pour augmenter les surfaces de diffusion. Enfin, dans des matériaux indurés, pour atteindre des performances de transport des oxydants intéressantes, un traitement du sol par fracturation peut être réalisé.

La fracturation est une technique qui crée une zone de forte perméabilité, au sein d'une zone à faible perméabilité. La fracturation peut être réalisée par pression pneumatique ou hydraulique [19].

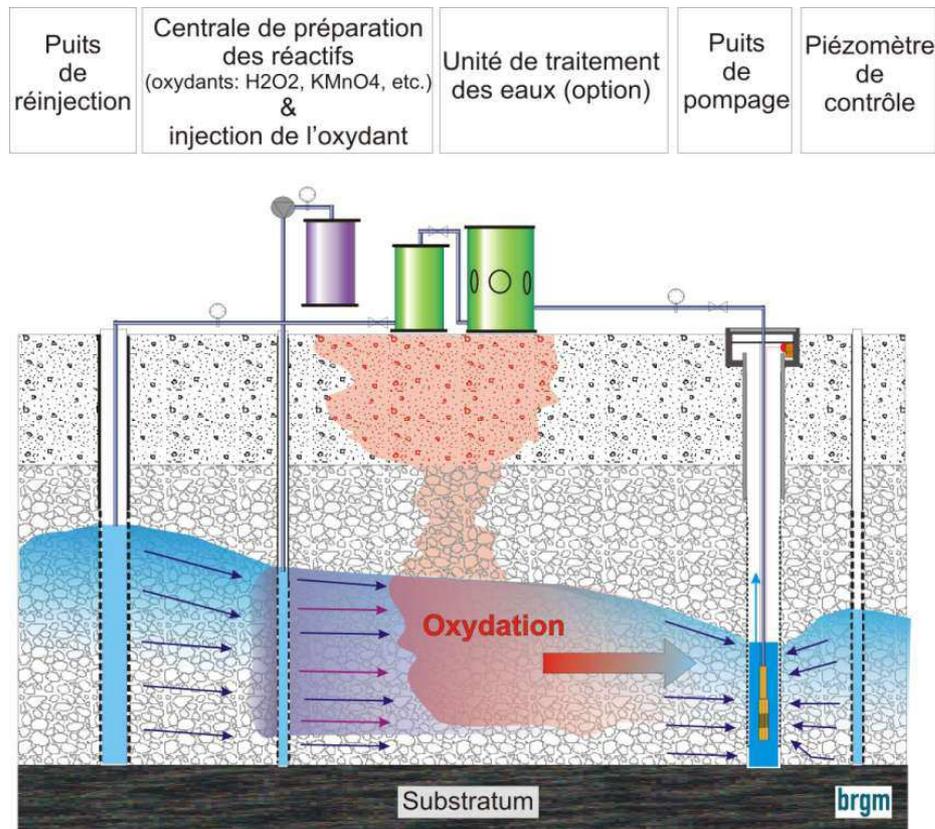


Figure III.16 : Opération d'injection/pompage sur un sol pollué par des DNAPL [14]

d.2. Malaxage

La mise en contact de l'oxydant et du polluant peut aussi se faire par *malaxage* de surface ou en profondeur (deep soil mixing). Cette technique est actuellement peu utilisée dans le cadre de l'oxydation *in situ*.

La technique de malaxage de surface s'applique à des pollutions peu profondes, inférieures à dix mètres.

La technique de malaxage en profondeur consiste à creuser la zone polluée au moyen d'une foreuse. La tarière est équipée de trous, permettant l'injection de produit en solution, ou l'injection d'une suspension tout en déstructurant et mélangeant le sol. Ce mode d'injection permet d'homogénéiser la zone, par un travail simultané de forage et malaxage. Les zones présentant une forte hétérogénéité par rapport au milieu (très faible perméabilité, poche de polluant...) sont ainsi déstructurées et mélangées plus intimement avec le principe réactif. (Figure III.17). Cette technique est peu utilisée car elle demande des équipements lourds. Elle est donc moins compétitive que l'injection [19].

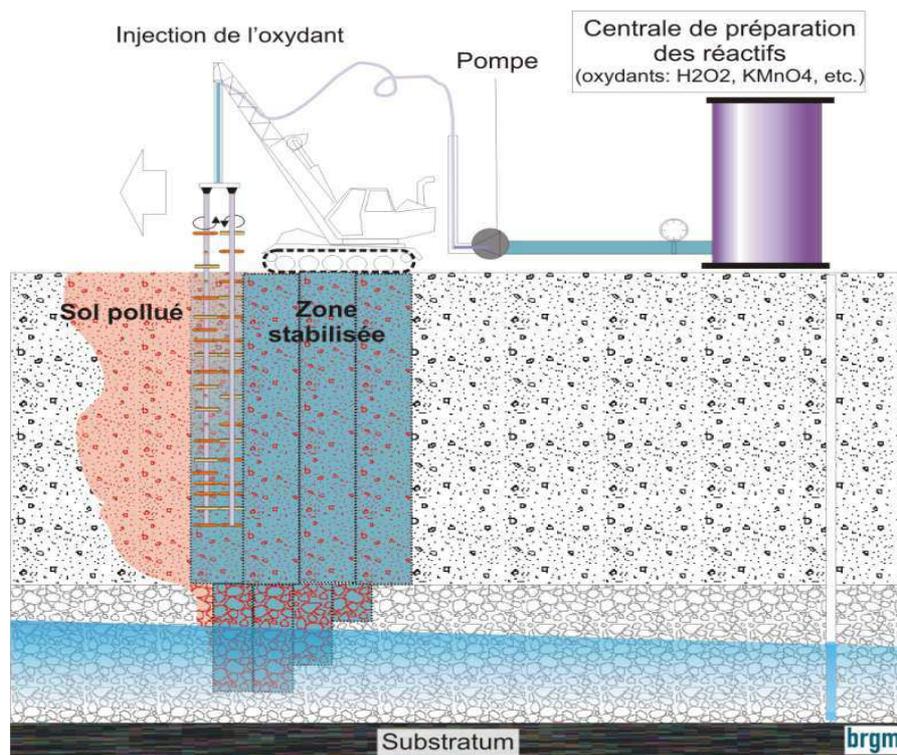


Figure III.17 : Principe du malaxage en profondeur [14]

d.3. Le monitoring

Dans toute opération de traitement *in situ*, le monitoring est une étape primordiale pour garantir que les objectifs ont été atteints. Le monitoring concerne la phase de traitement et la phase de post-traitement.

Au cours du traitement, le monitoring a pour objectif de s'assurer que les actions menées ont bien les résultats attendus. Si en cours de traitement les résultats diffèrent de ceux espérés, des actions correctives doivent être conduites. Par exemple, s'il s'avère que le rayon d'action dans un puits n'est pas celui attendu, les paramètres d'injection peuvent être modifiés pour atteindre l'objectif voulu. Le monitoring s'applique autant sur les polluants que sur l'oxydant.

Les principaux paramètres suivis sont :

- **Pour l'oxydant:** Sa concentration et sa dispersion dans les trois compartiments du sol (solide, liquide et gaz) ;
- **Pour le polluant:** Les concentrations des polluants et de ses sous-produits dans les trois compartiments du sol (solide, liquide et gaz).

Le monitoring post-traitement est un contrôle qualité des résultats de l'opération de traitement. À la fin du traitement, il doit s'assurer que les polluants ont bien été dégradés. Les paramètres à suivre sont à définir avec le client, en fonction de l'oxydant choisi, de la nature du sous-sol et des objectifs de réhabilitation. Le monitoring post traitement est de courte durée (souvent inférieure ou égale à un an) comparé à d'autres technologies *in situ* passives (exemple des barrières perméables réactives) [14,19].

e. Efficacité, coût et délai

- D'une manière générale, dans des bonnes conditions, les rendements épuratoires peuvent varier entre 50 et 95 %. Le succès d'une réalisation avec ISCO repose sur une caractérisation approfondie du site, un choix judicieux de l'oxydant en fonction du contaminant et un système d'injection approprié.
- Les coûts de réalisation de cette technique varient de 40 à 95 €/t, la moyenne étant de 55 €/t.
- Les traitements durent en général entre quelques semaines à quelques mois [14].

f. Les avantages

La technologie d'oxydation in situ comporte de nombreux avantages :

- Elle peut être mise en place là où des technologies plus classiques ne sont pas opérationnelles (Pump and Treat, excavation, etc.) et cela avec un coût raisonnable.
- Tout d'abord, elle s'applique à des sites sur lesquels des contraintes immobilières sont importantes : habitation à proximité, site encore en activité...
- L'oxydation peut traiter avec efficacité des pollutions de tailles conséquentes en profondeur comme en surface. Les puits de forages peuvent atteindre plusieurs dizaines de mètres. Théoriquement, il n'y a pas de limite de surface à traiter, le dimensionnement du réseau de mise en place de l'oxydant peut s'adapter à toutes les géométries.
- Le faible temps de traitement est aussi un avantage souvent mis en avant par les professionnels de l'oxydation in situ. Les réactions d'oxydation sont rapides et ne sont pas un facteur limitant. Dans le cas de l'injection, pour mieux gérer la dégradation des produits, l'injection se fait en plusieurs temps, ce qui allonge le temps de traitement. L'analyse des études de cas montre que la plupart des projets sont menés à bien en un an [14].

g. Les Inconvénients et difficultés de mise en œuvre

• Contact oxydant-polluant

En ce qui concerne le contact entre oxydant et polluant, le principal paramètre sensible est la stabilité de l'oxydant. Une faible stabilité dans le temps entraîne une diminution de la quantité de produit actif avant son contact avec le polluant ; ce déficit est une perte nette en oxydant. Cela a pour effet de diminuer le rayon d'action autour du point d'injection. Pour les oxydants les plus courants, l'ordre de persistance est le suivant :

Permanganate > Persulfate > Peroxyde d'hydrogène > Ozone.

Pour le permanganate, la persistance est de l'ordre du mois, tandis que pour l'ozone elle est de l'ordre de la minute. La conséquence de ces différences est que les produits les moins stables demandent plus de technicité pour la conception du plan d'injection du réseau d'injection et pour la manipulation avant injection. Au niveau de la réaction, ce point négatif est contrebalancé par le fait que les produits les moins stables ont des cinétiques de dégradation du polluant plus rapide. En résumé, ils se dégradent vite mais dégradent vite le polluant.

Enfin, le facteur déterminant de l'efficacité du contact polluant/oxydant est la géologie du site. En fonction du type de sol, l'injection va être plus ou moins facilitée et efficace. En ce qui concerne la géologie, il est plus facile d'injecter des produits quels qu'ils soient dans des sols sableux pauvres en argile que dans des sols argileux. La perméabilité des sols sableux étant élevée, la dispersion des produits est beaucoup plus efficace [19].

- **Demande naturelle en oxydant**

Les oxydants sont aussi consommés par d'autres substrats que le polluant. Ce paramètre est appelé « demande naturelle en oxydant ». Au niveau du rayon d'injection de l'oxydant, les réducteurs naturels et le polluant vont être en compétition. Une forte teneur en réducteurs naturels diminue le rayon d'action hydraulique de l'oxydant. Les substrats consommateurs d'oxydant les plus courants sont la matière organique et les espèces minérales réduites (manganèse, fer, sulfure...).

Plus le sol est riche en matière organique (sol riche en tourbe), plus la consommation d'oxydant va être importante. Ces observations sont vérifiées par l'analyse des études de cas qui montrent que la majorité des traitements a lieu sur des sols sableux (sols pauvres en matières organiques) [19].

- **Effets induits de l'oxydation *in situ***

- **Migration de la pollution**

Lors d'une injection, l'apport d'une quantité importante de liquide dans la zone saturée peut entraîner, par effet piston, un déplacement d'une masse d'eau équivalente à la quantité injectée, et donc décaler la pollution vers des zones non polluées. La procédure d'injection doit être conçue de telle manière à éviter ce type de problème. L'effet piston est schématisé dans la Figure III.18.

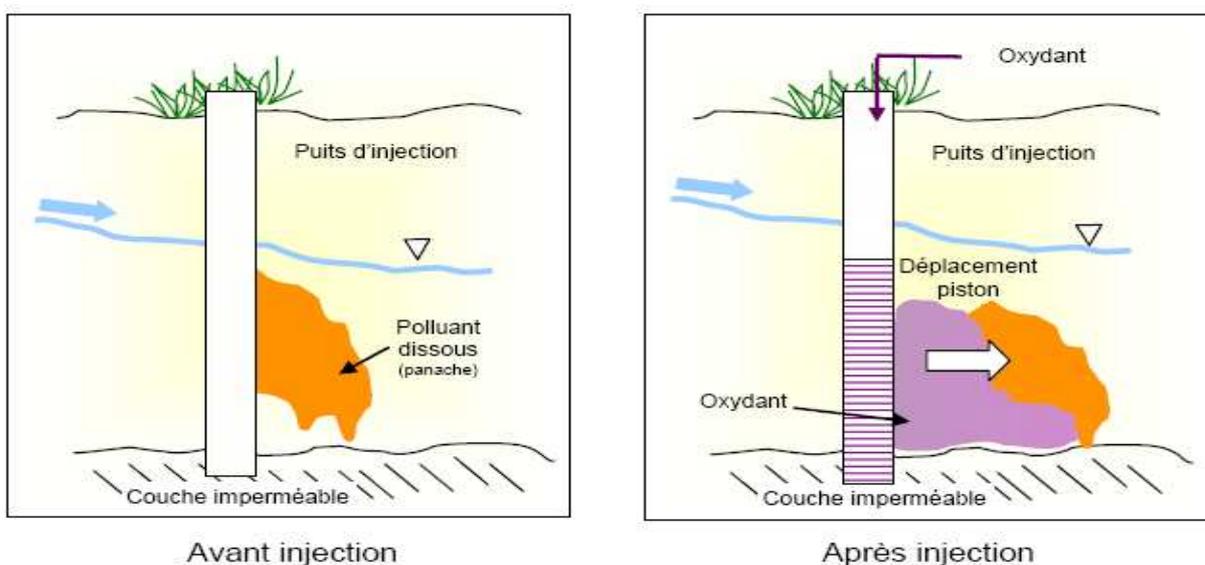


Figure III.18 : L'effet piston [19].

➤ **Modification de la mobilité d'autres polluants**

Les réactions d'oxydation peuvent modifier les conditions géochimiques du milieu et induire une augmentation de la mobilité d'autres polluants. La dégradation des solvants chlorés entraînent un abaissement du pH dans la zone traitée. La chute du pH provient de la formation et la transformation des principaux produits de la réaction : HCl et CO₂. Cette modification du milieu peut entraîner le changement de valence de certains métaux, comme le chrome, l'arsenic, l'uranium, le sélénium, etc. Ces changements entraînent une modification de mobilité et/ou de toxicité. Par exemple, sous sa forme oxydée, le chrome (Cr(VI)) est plus mobile et toxique que sous sa forme réduite (Cr(III)). La mobilité des polluants métalliques, d'origine naturelle ou anthropique, doit donc être prise en compte lors de l'étude de faisabilité.

Théoriquement, pour pallier ce problème, un pompage des eaux polluées par la remobilisation des métaux peut être mis en place. L'eau pompée doit ensuite être traitée sur le site [19].

➤ **Effet Retard**

Dans certains cas, il est possible d'observer une nouvelle augmentation des concentrations en polluant consécutive à une phase de baisse lors de l'injection. Cet effet retard peut avoir plusieurs explications :

- Autre source de polluant non identifiée ;
- Oxydant en défaut ;
- Traitement incomplet de la zone supérieure au toit de la nappe ;
- Libération de polluant initialement adsorbé sur la matière organique [19].

➤ **Critères sécuritaires**

Cette technique requiert l'utilisation de produits dangereux (les oxydants) qui peuvent engendrer des réactions violentes. Les opérations qui ont lieu en surface (transport, stockage, manipulation) sont des opérations routinières dont les risques sont connus et maîtrisés par les professionnels de la chimie. Par contre, la mise en place d'un oxydant puissant dans le sous-sol est une utilisation récente de ces produits, qui nécessite une gestion spécifique des risques [19].

III.2.3. Méthodes physiques par piégeage de la pollution

Il peut arriver qu'aucune des méthodes précédentes ne soit applicable dans la pratique du chantier par exemple en site urbanisé ou en site industriel vu la présence des bâtiments, ouvrages enterrés et aériens, l'occupation du site, la pression riveraine... De plus, elles ne s'appliquent malheureusement pas à tous les types de pollutions et ne peuvent actuellement donner de bons résultats que dans des conditions très strictes et bien connues : sols relativement homogènes, écoulements dans le sol bien maîtrisés, polluants bien spécifiques (essentiellement organiques). Pour toutes ces raisons, une isolation du sol contaminé (un confinement ou piégeage) peut être envisagée et ce, pour un temps plus ou moins long.

La stratégie d'action de toutes les méthodes par piégeage consiste à stopper la migration éventuelle de la pollution. Ainsi, le risque encouru par la population vivant autour du site et par l'écosystème local est supprimé, tout en admettant que la source première de pollution reste présente sur le site. Les méthodes physiques de confinement *in situ* peuvent être appliquées de différentes façons :

- Confinement par couverture et étanchéification,
- Confinement vertical.

Par ailleurs, le confinement peut être réalisé :

- On site : « mise en tombeau (alvéole) » sur site ou encapsulation,
- Hors site : mise en décharge dans un centre de stockage de déchets [20].

a. Le confinement par l'encapsulation ou mise en alvéole

a. 1. Principe

Le procédé d'encapsulation consiste à enfermer physiquement sur site les sols par un dispositif de parois, couverture et/ou fonds très peu perméables (étanches). Ces procédés, surtout développés pour le stockage des déchets ou pour la couverture des décharges, s'appliquent maintenant couramment au traitement de terres contaminées. Les trois modes d'application peuvent être réalisés comme suit :

- L'encapsulation ou « mise en tombeau » sur site ou mise en alvéole, d'un volume de terre polluée excavée,
- La mise en décharge hors site ou centre de stockage de déchets hors site.
- Le confinement par couverture et l'étanchéification *in situ* d'une zone contaminée (à l'aide d'isolation de surface) [5,14].

Ces techniques s'appliquent à tous les types de polluants et sont particulièrement intéressantes pour les contaminations multi produits et complexes, où les niveaux de concentrations sont élevés [5].

Le procédé consiste à :

- Isoler les contaminants de façon à prévenir d'une manière pérenne leur propagation;
- Contrôler, pour s'assurer du maintien des mesures mises en place;
- Suivre, afin de s'assurer de l'efficacité de ces mesures [14].

Plusieurs objectifs sont à accomplir pour la réussite de l'opération :

Le premier objectif consiste à empêcher les entrées d'eau au sein de la zone à enfermer ou au sein du dépôt. Pour supprimer les infiltrations d'eau venant de la surface (pluie, ruissellement...), une couverture étanche doit être mise en place. Latéralement, il faudra fermer le dépôt aux arrivées d'eau, venant notamment de l'amont, particulièrement si la zone contaminée ou le dépôt sont en contact en profondeur avec la nappe phréatique. A ce niveau, l'utilisation de parois étanches sera nécessaire (figure III.19).

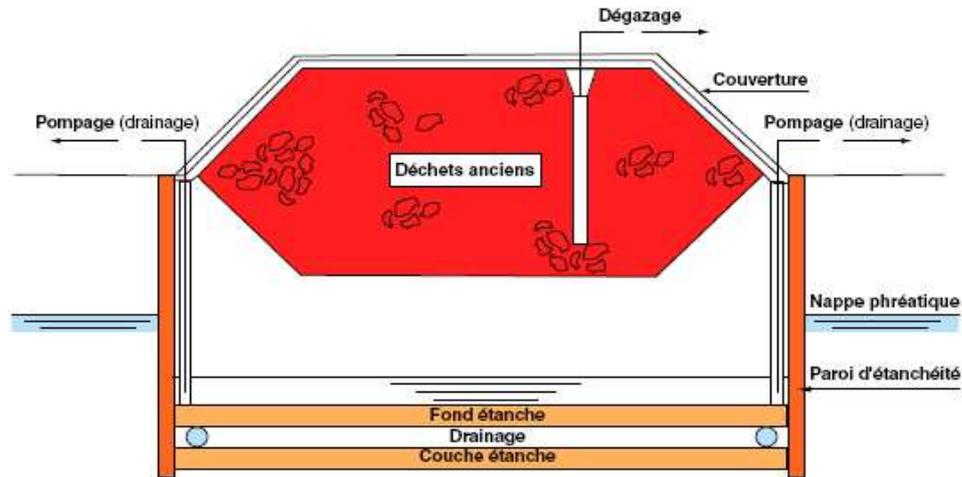


Figure III.19 : Schéma de l'encapsulation on site

Dans le cas de techniques mixtes combinant une couverture et un écran vertical, le raccord étanche entre les deux isolations doit être étudié avec attention, dans la mesure où les matériaux à raccorder ne sont pas de même nature.

Un second objectif de ce type de confinement sera de supprimer les risques de migration des polluants vers le bas. Si l'opération est réalisée après excavation de la terre, on placera le dépôt dans une alvéole au fond et aux parois étanches (figure III.19).

Actuellement, l'installation de telles parois peut être réalisée jusqu'à une profondeur d'une dizaine de mètres, parfois plus dans des applications particulières. En l'absence de couche imperméable, on veillera à descendre la paroi latérale jusqu'à une profondeur supérieure à la base de la zone contaminée.

Enfin, le troisième objectif à prendre en compte sera de contrôler et de récupérer les lixiviats et l'émanation gazeuse se formant à l'intérieur de la zone confinée. Dans une encapsulation in situ par exemple, cette opération est effectuée par l'intermédiaire de puits passant au travers de la couverture étanche et dans lesquels on peut à la fois faire les mesures et dans le cas d'une mise en tombeau, des drains sont installés en fond d'alvéole au sein d'une couche de matériau perméable, et reliés en réseau à un ou plusieurs puits donnant sur l'extérieur. De même, un système de drainage et d'évacuation permet la récupération des gaz (formation de méthane dans une décharge, par exemple).

a. 2. Mise en œuvre du procédé

Pour la réalisation de l'étanchéité qu'il s'agisse des parois, de la couverture ou du fond; la mise en place d'une barrière étanche peut être réalisée de plusieurs façons et en utilisant différents matériaux.

- Le matériau naturel de faible perméabilité (argiles).
- Le géomembrane artificielle.

Dans le premier cas, la couche-écran est formée de sédiments argileux imperméables, accumulés sur une plus ou moins grande épaisseur, de quelques dizaines de cm à plus d'un mètre (peut atteindre 27 mètres), selon la disponibilité, les argiles étant considérées comme le sédiment imperméable par excellence. On considère que l'étanchéité sera très bonne à partir d'une perméabilité 10^{-10} m/s et grande si elle atteint 10^{-8} m/s. En compactant le sédiment, on

augmente l'étanchéité de la couche. Lorsque le matériau disponible ne répond pas aux normes d'imperméabilité ou de réalisation de parois verticales, on peut le mélanger, en proportions variables, à des argiles gonflantes de type bentonite (utiliser notamment dans les forages pétrolières) ou à des produits durcissant (ciments), pour améliorer les caractéristiques du produit final (parois moulées).

Le second type de matériaux étanches ou géo membranes correspond à des produits synthétiques imperméables, fabriqués à la base par des résines polymères. Ils se présentent en feuilles plus ou moins épaisses comme le polyéthylène haute densité (PEHD). On trouve aussi sur le marché des matériaux à base de PVC, polyéthylène chloré ou élastomère ... Leur perméabilité à l'eau et aux composés organiques (hydrocarbures, solvants chlorés) est très faible. Ils doivent résister aux intempéries, aux attaques chimiques et à la corrosion. Résistantes aux contraintes physiques (déchirements, chocs...), ces géo membranes sont toutefois sensibles aux UV et à l'oxydation. La meilleure façon de les protéger est encore de les recouvrir d'une couche de sédiment ou de terre végétale dès leur mise en place.

Actuellement, géo membranes et sédiments naturels imperméables sont de plus en plus souvent utilisés ensembles pour former des barrières composites [5]. L'agencement des différents éléments d'une couverture de décharge modèle est représenté dans la figure III.20.

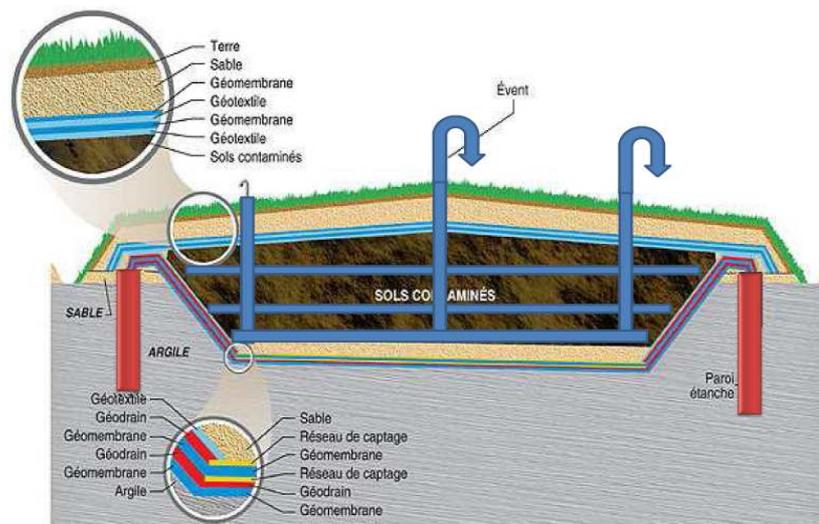


Figure III.20 : Vue en coupe d'une cellule de confinement (modifié) [20]

Les terres sont excavées à même la couche argileuse imperméable du site et le fond et les côtés des cellules sont recouverts de deux géomembranes de PEHD, séparées par un géodrain. Les parois verticales des cellules sont, quant à elles, constituées d'argile liquéfiée. Les eaux de lixiviation sont pompées dans des bassins et traitées (ajustement du pH, précipitation des métaux à l'aide de NaOH, filtre au sable, filtre pour composés organiques, filtre au charbon activé, filtre au charbon pour le mercure). Une fois remplies, le recouvrement final des cellules est effectué à l'aide de deux géomembranes étanches et de deux géotextiles recouverts de sable et de terre végétale. Un système d'évent est alors mis en place [20].

Finalement, les eaux de surface sont drainées. On estime qu'à ce jour, cette dernière a atteint 80 % de sa capacité d'accueil autorisée. Cependant, afin de prolonger la durée de vie de cette dernière, on songe à retirer, de la cellule, les sols contaminés seulement aux

hydrocarbures afin de les traiter par biodégradation. De plus, on envisage d'entreprendre le tamisage des sols : ainsi, en retirant les matières résiduelles, de l'espace supplémentaire serait disponible pour les sols contaminés.

a. 3. Efficacité, coût et délai

On considère que les confinements, lorsqu'ils sont bien conçus et bien mis en place, sont très efficaces et ne permettent pas ou très peu de fuites vers l'extérieur. Dans tous les cas, les flux sortant du confinement doivent être compatibles avec les usages sur et hors site.

En ce qui concerne l'encapsulation sur site, les coûts de traitement varient entre 75 et 100 €/m².

Les délais sont relativement courts et identiques à ceux de travaux de terrassement. A titre informatif, une décharge (ou un sol pollué) de 1 à 2 hectares, traitée par remodelage, drainage, confinement par couverture et étanchéification, peut être réalisée en quelques mois.

a. 4. Les avantages

- Le procédé permet de confiner un très grand nombre de polluants,
- Il est particulièrement bien adapté pour de grands volumes de pollution des composés inorganiques voire mixtes,
- Technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- Compétitivité en termes de coût et de performance pour des volumes importants [14].

a. 5. Les Inconvénients et facteurs limitants

- Les pollutions ne sont pas détruites et restent en place : aucune action n'est réalisée sur le volume et la toxicité des déchets. La seule action est relative à la réduction importante du transfert de pollution,
- Il est nécessaire de réaliser un suivi à très long terme,
- La réalisation notamment au niveau des soudures doit être irréprochable,
- Il est nécessaire d'entretenir le confinement afin d'assurer la pérennité de son bon fonctionnement (endommagement du confinement dû au gel/dégel, tassement différentiel, passage d'engins, dessiccation, attaque de rongeurs, végétation),
- Il est nécessaire de tenir compte des exigences d'entretien et de suivi dans le temps,
- Etant donné que les travaux n'ont que quelques dizaines d'années au plus, il est difficile de prouver l'efficacité du confinement sur le long terme [14].

b. Solidification/stabilisation (S/S)

Les procédés de solidification et de stabilisation (S/S) consistent à suivre de près les technologies chimiques et/ou physiques connexes qui sont utilisées pour traiter les déchets radioactifs, dangereux, et mixtes.

b. 1. Principe

La technologie de solidification consiste à encapsuler les déchets pour former un matériau solide. Le produit de la solidification peut être un bloc monolithique, un matériau

argileux, des particules granulaires, ou quelques autres formes physiques communément considérées comme «solides» [11]. La maturité de la solidification/stabilisation on site ou ex situ est beaucoup plus avancée que celle du procédé in situ (notamment en prétraitement dans les centres d'enfouissement).

Il convient de distinguer la solidification et la stabilisation qui sont deux procédés distincts qui ont pour but de diminuer la fraction mobile des sols.

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 (non réactif), au sein duquel le polluant sera piégé.

La stabilisation consiste à réduire la mobilité d'un polluant dans le sol. 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) [14].

Ces techniques sont essentiellement utilisées sur les polluants de type métaux/metalloïdes (chrome, arsenic, plomb, cadmium, cuivre, zinc et mercure) ainsi que sur certains polluants radioactifs. Stabilisation à la chaux ou par les argiles peut être efficace pour des composés hydrocarbonés [5]. On les utilise, dans une moindre mesure, sur certains composés organiques non/peu biodégradables (polluants organiques persistants - POP de type PCB (polychlorobiphényles), créosotes et pesticides) [14].

Dans le cas des solvants et des hydrocarbures, une partie du polluant risque d'être volatilisée lors de l'opération. S'il y a un risque de fortes émanations, des précautions particulières devront être prises pour empêcher leur volatilisation directe dans l'atmosphère. [5,22].

Quelque soit la méthode, les contaminants ne sont pas détruits, mais leur impact sur l'environnement est fortement diminué, puisqu'ils sont immobilisés et physiquement (ou chimiquement) liés à la matrice immobilisatrice [5].

b. 2. Mise en œuvre du procédé

La solidification et la stabilisation nécessitent souvent un confinement après traitement mais elles restent néanmoins très utilisées, notamment pour les métaux. Une stabilisation physico-chimique peut éventuellement être accompagnée d'une solidification.

La solidification s'obtient généralement par l'utilisation de liants minéraux, le ciment Portland, les clinkers entrant dans la composition de ciments. Les composés présents dans ces matériaux (silicates tri ou bi-calcique, aluminates tricalciques, aluminoferrite tétracalcique, gypse...) peuvent aussi permettre des immobilisations en mettant en jeu certains des mécanismes cités ci-après.

Le procédé *ex situ* nécessite donc l'excavation des sols. La mise en contact entre les sols pollués et les différents réactifs (liants minéraux, additifs, eau ...) est réalisée à l'aide d'un malaxage à des conditions opératoires spécifiques (bétonnières, mélange à la pelle, malaxeurs). Une fois le mélange réalisé, les sols en cours de stabilisation/solidification sont conditionnés dans des big-bags, des caissons spécifiques, des containers ou dans des alvéoles

de confinement spécifiques. L'opération nécessite, la plupart du temps, un prétraitement : criblage, trémie. Dans le cas de composés volatils, il convient de mettre en place un système de captage, de contrôle et de traitement des gaz.

Les moyens matériels nécessaires à la stabilisation/solidification on site ou ex situ sont les suivants :

- **Prétraitement des sols** : Précriblage ou calibrage, séparation magnétique, unité de désagrégation ou compacteur, criblage, tamisage...
- Bandes transporteuses pour le convoyage des matériaux,
- **Centrale de préparation** : Silos de stockage, malaxeur de reprise, cuve avec agitateur, réservoirs de réactifs,
- **Pompe d'injection** avec automate et enregistreur des paramètres (pression, volumes, débits, températures, pH ...),
- Zone de stockage temporaire de déchets et de terres en excédents,
- Si nécessaire, en cas de présence de composés organiques volatils, système de captage de contrôle et de traitement des gaz (zéolithes, charbon actif, strippers,...) [14].

La figure III.21 est un schéma représentatif du principe de la solidification/stabilisation

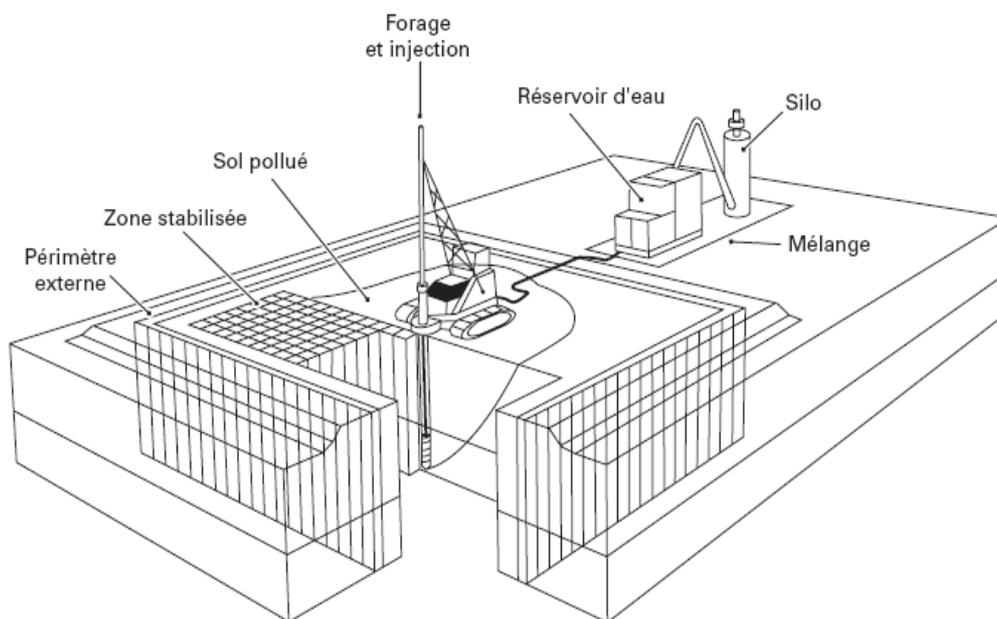


Figure III.21: Principe de solidification/stabilisation [22]

Les principales techniques de stabilisation/solidification sont les suivantes :

➤ **Support cimenteux (cimentitieux)**

• **Ciment**

Les sols pollués sont mélangés avec du ciment (de type Portland principalement) afin de former des composés peu solubles (hydroxydes et silicates) et de les incorporer chimiquement dans la matrice solide de ciment (c'est-à-dire dans le silicate de calcium hydrate et l'aluminate de calcium hydrate formé par le ciment).

- **Matériaux pouzzolaniques (pozzolan)**

Ils présentent des propriétés similaires au ciment de Portland surtout quand les teneurs en silice sont élevées ; il s'agit d'espèces de silicates et d'aluminates qui réagissent avec de la chaux en présence d'eau pour former un silicate de calcium hydraté qui durcit pour former un matériau solide de faible perméabilité non lessivable et stable dans le temps au sein duquel le polluant sera piégé. Ces matériaux pouzzolaniques sont souvent utilisés avec du ciment de Portland et de la chaux [5, 14].

- **Scories hydrauliques (hydraulique slag)**

Des scories granuleuses de hauts fourneaux ont été utilisées avec succès pour stabiliser des boues de désulfuration de gaz.

- **Ajout à base de chaux (lime-based)**

Un autre procédé, très utilisé également, consiste à rendre inerte 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 inerte avec le calcium de la chaux ou la partie non silicatée de la cendre. Cette technique est fréquemment employée pour des phases hydrocarbonées relativement visqueuses (inertage de boues de lagunes) [5].

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

- **Bentonite** : elle facilite le pompage du mélange et décroît encore la perméabilité de la matrice une fois solidifiée [14].

- **Silicates** : ils forment avec les métaux des complexes chimiques ayant une solubilité inférieure aux hydroxydes, carbonates ou sulfates généralement recherchés [14].

- **Charbon actif, argiles hydrophobes, zéolites, gypse** : ils améliorent l'ad/absorption des 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 [5, 14,22].

Les supports cimenteux sont bien adaptés aux pollutions par les contaminants inorganiques. Par contre, l'efficacité avec les composés organiques est très variable [14].

➤ **Supports thermoplastiques**

Aucune réaction chimique n'a lieu avec le liant, on parle donc de fixation chimique. Il s'agit de solidification (ou d'enrobage ou d'encapsulation). Les composés utilisés sont les bitumes, les asphaltes, les paraffines, les composés plastiques (PE, PP, PVC). Les sols réduits à une faible granulométrie sont séchés et mélangés dans la matrice préchauffée ; le mélange est réalisé à une température de l'ordre de 120-230°C. Le mélange est par la suite refroidi. Les rejets atmosphériques générés par les polluants volatils doivent être traités si nécessaires [14].

L'utilisation de l'asphalte représente une autre option de stabilisation. En guise de résine thermoplastique, l'asphalte peut être remplacé par du polyéthylène, des paraffines, des cires ou d'autres polyoléfinés. Néanmoins, l'asphalte demeure la résine la plus utilisée. Le procédé de solidification sur site (forages jointifs) peut également être utilisé en stabilisation.

Cette liste n'est pas exhaustive mais quelle que soit la technique employée, son application se fait soit en surface, en mélangeant directement les additifs avec le matériau pollué excavé, soit par injection *in situ*.

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 est ainsi mélangé au sol. Une fois l'outil retiré, on obtient une colonne cimentée. Les forages sont jointifs 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 [5, 22].

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

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

b. 3. Efficacité, coût et délai

L'efficacité de la solidification/stabilisation *ex situ* est d'une manière générale plus importante que celle réalisée *in situ* (par exemple, en présence de blocs ou d'argiles, la solidification *in situ* n'est pas applicable) [14].

- De nombreux tests réalisés, notamment aux USA, montrent que les quantités de métaux mesurées dans les lixiviats d'échantillons solidifiés par cimentation sont infimes par rapport aux teneurs obtenues dans les lixiviats 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 0,1 mg/L dans le lixiviat du produit solidifié, avec des pourcentages de réduction de plus de 95 % [5,22].
- La stabilisation *in situ* consomme moins d'énergie que les techniques *ex situ*. De plus, aucun transport ni mise en décharge des matériaux traités ne sont nécessaires. 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

1000 tonnes/jour de sol. Pour des profondeurs de contamination de moins de 3,5 mètres, les procédés *ex situ* sont plus rentables que les procédés *in situ* [22].

- Les plus grandes unités de traitement peuvent traiter jusqu'à 800 à 1 000 t/j. Les coûts varient fortement (entre 25 et 185 €/t) en fonction de la complexité du procédé.

b. 4. Les avantages

Leur avantage essentiel réside dans la suppression du risque de migration des polluants au sein du milieu naturel. En plus, et contrairement aux confinements par encapsulation et mise en alvéole, ces techniques ne nécessitent pas de suivi et de contrôle particulier dans le temps ou de traitement annexes (gestion des infiltrations ou des émanations par exemple). Les adjuvants utilisés sont généralement d'utilisation courante, faciles à fabriquer ou à trouver, et donc relativement peu onéreux. Ce procédé permet de "traiter" des pollutions essentiellement inorganiques mais aussi mixtes. Il est rapide d'exécution, assez économique dans des cas classiques d'utilisation.

b. 5. Les inconvénients

- Ce procédé ne permet pas de détruire les polluants,
- 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* ;
- Les sols traités doivent être éliminés ou enfouis, ce qui génère des surcoûts dont il faut tenir compte dès le départ du projet,
- Le procédé utilisé en traitement *ex situ* nécessite un transport coûteux ;
- Le contact entre les polluants et l'adjuvant doit être important pour que le traitement soit efficace,
- Pour des contaminations multiples et complexes, il peut être parfois difficile de trouver la bonne formulation,

L'approche classique de stabilisation basée sur le ciment n'est pas efficace pour les composés organiques. Elle présente un risque de volatilisation d'une partie de la contamination, ou même, pour les opérations *in situ*, d'une extension de la pollution en dehors de la zone, au moment de l'injection [5, 22].

III.2.4. Technique électrocinétique

a. Principe

Le traitement électrocinétique est une technique de dépollution des sols fins qui suscite un intérêt croissant. Elle consiste à déplacer des espèces chimiques variées dans des sols sous un champ électrique.

Cette technique d'extraction, nommée électrodépollution, technique électrocinétique ou encore électroremédiation utilise un courant électrique circulant entre des électrodes en milieu aqueux, cathode (-) et anode (+), respectivement baignées par le catholyte et l'anolyte, générant pour des sols fins un gradient électrique de l'ordre de la dizaine de volts par mètre et une densité de courant de l'ordre du mA/cm² (Figure III.22).

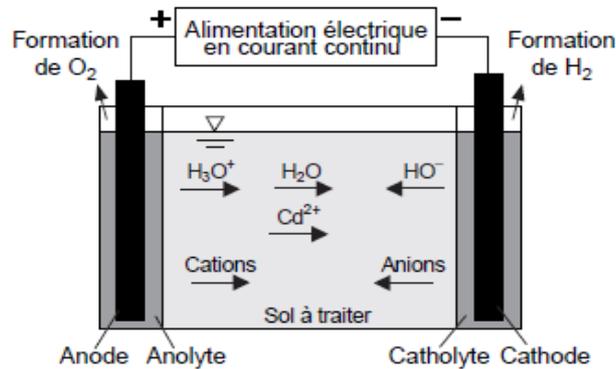


Figure III.22 : Schéma conceptuel d'un traitement par méthode électrocinétique [24]

L'application de ce courant électrique génère plusieurs phénomènes. Au niveau des électrodes, qui sont en milieu aqueux, le passage du courant électrique provoque des réactions chimiques à l'interface électrode-eau connues en électrochimie, telles qu'électrodéposition et électrolyse de l'eau avec formation de gaz.

L'oxydation de l'eau à l'anode génère des protons qui, entraînés par le courant, provoquent l'avancée d'un front acide, pendant que sa réduction à la cathode produit des hydroxydes se traduisant par le déplacement d'un front basique. L'application d'un champ électrique aux extrémités d'un matériau poreux chargé négativement en surface, ici la phase argileuse du sol, induit un écoulement de la phase aqueuse vers la cathode. Ce phénomène est appelé électro-osmose. Enfin, pour l'ensemble du système électrodes-sol, le champ électrique amène les cations à se diriger vers la cathode et les anions vers l'anode, c'est l'électromigration. Ces déplacements conduisent à des modifications des équilibres chimiques des milieux (sol et électrolytes), qui aboutissent à des réactions chimiques et des phénomènes d'adsorption et de désorption.

Dans cette technique, le problème consiste à intervenir sur les facteurs réglables agissant sur ces phénomènes de manière à favoriser l'extraction d'un composant cible, jugé indésirable par rapport aux autres composants du sol [24].

Le courant est appliqué dans les paires d'électrodes qui ont été implantées dans le sol de chaque côté de la masse du sol contaminé. Au cours de l'électromigration, les espèces chimiques chargées positivement, comme les métaux, les ions ammonium et certains composés organiques, se déplacent vers la cathode, tandis que celles chargées négativement, tels que le chlorure, le cyanure, le fluorure, nitrate, et quelques espèces organiques, migrent vers l'anode (Figure III.23).

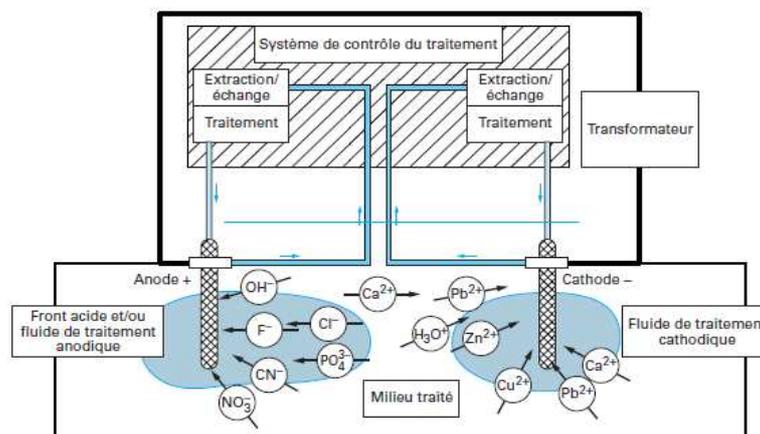


Figure III.23: Procédé électrocinétique [21]

Dans les sols à grains fins, le courant électrique provoque aussi l'électro-osmose. Ce flux peut transporter des espèces neutres. Les colloïdes et miscelles chargées et suspendues peuvent également se déplacer par électrocinétique dans le processus d'électrophorèse. L'électrophorèse, dans ce cas, est similaire à électromigration, sauf que les espèces mobiles ne sont pas des molécules uniques.

Cette technologie peut être appliquée à des intervalles de concentrations de contaminants variant de quelques ppm à plus de 10,000 ppm, mais ne peut être efficace pour traiter de multiples contaminants qui ont des concentrations significativement différentes.

Les contaminants cibles sont soit extraits vers un système de récupération ou déposés à l'électrode. Tensioactifs et agents de complexation peuvent être utilisés pour accroître la solubilité et aider au mouvement des contaminants, mais il faut veiller lors du choix entre tensioactifs chargés (anioniques / cationiques) et neutres [11].

b. Performances de la méthode

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).

c. Les 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.

d. Les 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 inexistante.
- 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.
- Elle ne s'applique que pour les sols homogènes [22].

III.3. Méthodes biologiques

Les technologies physico-chimiques disponibles, en plus d'être (souvent) très coûteuses, induisent d'importantes modifications des propriétés du milieu, ce qui a incité à développer des méthodes biologiques curatives. Ces dernières visent la dégradation de la matière organique essentiellement par l'activité des bactéries déjà présentes dans le sol ou encore par des bactéries spécialement cultivées et par l'optimisation de leurs conditions de prolifération [1].

Les techniques biologiques de dépollution des sols sont nombreuses. Selon la nature de la pollution à traiter, elles sont mises en œuvre seules ou combinées à d'autres procédés, physiques, chimiques, thermiques ou mêmes entre elles. Bien que l'avantage principal de ces techniques réside dans leur mise en œuvre sur le site même (*in situ*), certaines nécessitent l'excavation des terres et sont réalisées sur site ou hors site.

L'identification des techniques biologiques existantes ou émergentes et l'analyse des procédés impliqués mettent en évidence l'existence de deux catégories principales :

- Les techniques de **bioremédiation** qui utilisent essentiellement des bactéries ;
- Les techniques de **phytoREMÉDIATION** qui exploitent les propriétés des végétaux (plantes, arbustes, arbres) [25].

III.3.1. Les techniques de bioremédiation

a. principe

La biodégradation est un phénomène naturel. Elle est le résultat de la dégradation de molécules organiques carbonées ou minérales (nitrates) par des micro-organismes (MO) (bactéries, champignons...) endogènes ou exogènes, leur croissance s'effectue par l'intermédiaire de l'oxydation du carbone qui est utilisé comme source d'énergie. Pour exprimer cette croissance, on parle aussi de « développement de la biomasse ». Cette réaction met en jeu deux autres éléments, l'azote et le phosphore (nutriments) qui participent à la synthèse protéinique ainsi qu'un oxydant [5].

Ce processus se développe selon une réaction en chaîne, où les composés carbonés sont transformés, par cassures successives, en molécules de moins en moins complexes, jusqu'à l'obtention de sous-produits simples, généralement le CO₂ et H₂O. Les produits de la transformation sont appelés *métabolites*. Donc ces micro-organismes peuvent transformer les produits chimiques dangereux en des substances qui peuvent être moins dangereuses que les composés d'origine. Ils ont également été utilisés pour modifier la valence de certains métaux dangereux (*bioimmobilisation*) (par exemple, le Cr (VI)), ce qui les rend moins dangereux et moins mobiles) [11].

D'une façon générale, la dépollution par voie biologique aboutit rarement à l'élimination totale des polluants dans un sol mais elle contribue largement à la détoxification des sols pollués.

Deux types de processus sont mis en jeu :

- **Métabolisme** : Les polluants sont utilisés par les microorganismes pour la production d'énergie (les polluants sont métabolisés). Si cette énergie est stockée par ces microorganismes, nous parlerons alors de catabolisme, quand elle sert pour maintenir la reproduction cellulaire, il sera question d'anabolisme.
- **Cométabolisme** : Lors du cométabolisme, le polluant n'est pas utilisé pour la croissance bactérienne mais est dégradé du fait de l'activité métabolique avec une autre molécule, dénommée inducteur cométabolique. Les enzymes synthétisées pour cette autre molécule dégradent donc en parallèle le polluant. Le microorganisme ne tire pas de bénéfice de cette dégradation [14].

La biodepollution peut être réalisée généralement par bioaugmentation et par biostimulation.

- La biostimulation consiste à mettre les microorganismes indigènes dans les conditions favorables à la biodégradation envisagée. La majorité des traitements biologiques utilise la biostimulation.
- La bioaugmentation consiste à ajouter des microorganismes afin de permettre ou d'améliorer la biodégradation. Peu utilisée, elle est nécessaire seulement lorsque les milieux ne contiennent pas les microorganismes adaptés à la biodégradation envisagée. Cette variante peut être réalisée selon deux méthodes :
 - Par introduction de microorganismes spécifiques non indigènes,
 - Par extraction des microorganismes en vue d'une acclimatation et réintroduction dans la zone polluée. La bio augmentation est réalisée lorsque les microorganismes indigènes ne sont pas adaptés à la dégradation de la pollution (matériel génétique non adapté) ou lorsque les polluants sont présents à des concentrations toxiques pour les microorganismes indigènes [14].

b. Polluants cibles

Cette technologie s'adresse à la plupart des composés organiques et on dénombre aujourd'hui des micro-organismes capables de « s'attaquer » quasiment à toutes les molécules carbonées et à certaines molécules minérales. Les groupes de composés polluants, qui constituent des « bonnes cibles » pour la biodécontamination, comprennent :

- Les hydrocarbures pétroliers, tel que gasoils, fuels, essences, kérosènes, huiles minérales...y compris le groupe du benzène (benzène toluène, xylènes).
- Les déchets de l'exploitation du pétrole, boues et résidus d'huiles.
- Les produits et résidus organiques de l'industrie chimique de base, avec par exemple, les alcools, l'acétone, les phénols, les aldéhydes et autres solvants

- Les composés organiques halogénés, incluant des herbicides, fongicides, insecticides, solvants aliphatiques (trichloréthylène, chloroforme...) et aromatiques (chlorobenzènes...) mais aussi les PCB
- Les composés plus complexes de types aromatiques polycycliques (HAP) pesticides.
- Les nitrates et les sulfates [1,15].

Dans les sites ayant été régulièrement contaminés par les hydrocarbures par exemple, la densité des bactéries capables de les dégrader est de 10^6 à 10^8 bactéries par gramme de sol [1]. Par contre, les applications de la bioremédiation aux composés inorganiques restent très limitées et au stade expérimental, exception faite pour les nitrates. Pour les métaux lourds, la voie biologique est couramment utilisée pour les fixer dans un milieu donné et ainsi empêcher leur migration, on parlera alors de bio immobilisation et non plus de biodégradation [15].

c. Facteurs influençant la bioremédiation

La remédiation par voie biologique est parfois impossible, incomplète, et nécessite souvent des délais importants de manière parfois difficilement prévisible. Si un polluant n'est pas dégradé par une microflore, il peut y avoir deux causes majeures :

- Soit le polluant n'est pas disponible pour les organismes,
- Soit il n'est pas dégradable par les organismes présents.

Plusieurs facteurs conditionnent la disponibilité d'une ou plusieurs molécules pour les organismes vivants. Il faut que la microflore soit en contact de la pollution. La probabilité de contact polluant/organisme est réduite si les concentrations en MO et/ou substrats sont faibles. En effet, si le polluant n'est pas en concentration suffisante, les organismes et leurs enzymes ne pourront pas être en contact avec la molécule d'intérêt qui par conséquent ne pourra pas être transformée.

Les conditions physico-chimiques telles que la température et le pH vont également modifier la disponibilité d'une molécule. Les conditions environnementales doivent être optimales pour obtenir une croissance et une activité microbienne garantissant l'efficacité du procédé de bioremédiation. Les nutriments doivent être présents en quantité suffisante : les valeurs optimales du rapport C /N /P doivent être égales à 100 / 5 / 1 et la présence d'oligo-éléments est requise pour assurer leur croissance.

L'efficacité du traitement par bioremédiation peut être ainsi limitée par la perméabilité des sols, la teneur en silt et argile... Les sols à traiter ne peuvent contenir de substances toxiques susceptibles d'empêcher le développement bactérien.

Les conditions optimales de dégradation dans les sols sont rapportées dans le Tableau III.5 [17].

Tableau III.5. Conditions environnementales affectant la biodégradation [17]

Paramètres	Conditions nécessaires pour l'activité microbienne	Valeur optimale de dégradation d'hydrocarbures
Humidité	25-28 % de la capacité de rétention en eau de la matrice	30 – 90%
pH	5,5 – 8,8	6,5 – 8
Contenu en oxygène	Aérobie, espace pore minimum de 10%	10 – 40%
Contenu en nutriments	C, N et P pour la croissance microbienne	C :N :P = 100 :5 :1
Oligo-éléments	Fonction de l'espèce	Fonction de l'espèce
Température (°C)	15 – 45	20 – 30
Contaminants organiques	pas trop toxique	Hydrocarbures 5 – 10% PS de sol
Métaux lourds	Contenu total 2000 ppm (quantité maximum tolérable)	700 ppm
Type de sol	Contenu en argile faible	-

Outre les facteurs environnementaux, plusieurs facteurs de nature physiologique peuvent influencer la dégradation microbienne des polluants. Au cours de la chaîne de réactions, la présence d'accepteur final d'électrons va influencer la biodégradation :

- Lorsque l'accepteur est une substance inorganique, un sulfate (SO_4^{2-}), un carbonate (CO_3), un nitrate (NO_3^-), et en absence d'oxygène, le terme de respiration anaérobie est utilisé. Les organismes de ce type sont alors définis comme anaérobies.

- Lorsque l'accepteur final d'électrons est l'oxygène moléculaire, il est nécessaire d'utiliser le terme respiration aérobie et les MO de ce type sont aérobies. Plusieurs bactéries aérobies sont connues pour leur capacité de dégradation de pesticides, d'hydrocarbures, d'alcanes et de composés poly-aromatiques. Il s'agit de genres *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Sphingomonas*, *Rhodococcus* et *Mycobacterium* [17].

Les principales conditions permettant une biodégradation aérobie sont :

- La température. Les températures optimales propices à une bonne activité microbienne sont comprises entre 20°C et 37°C. Une variation de 10°C diminue en moyenne de moitié cette activité ;
- Les éléments nutritifs. Les principaux éléments nutritifs doivent respecter les proportions C / N / P = 100 / 10 / 1) ;
- La perméabilité. Elle doit être supérieure à 10^{-6} m/s, parce que les sols peu perméables ne permettent pas une bonne répartition des produits injectés, ni une bonne récupération des produits résiduels ; une perméabilité inférieure à 10^{-6} m/s rend ce processus rédhitoire ;
- La toxicité des produits polluants. Certains polluants à teneur en carbone élevée et à des concentrations données peuvent se révéler toxiques pour les microorganismes;
- Le PH optimal du sol doit être compris entre 6 et 8 ; ce paramètre influe fortement sur la croissance des micro-organismes [14].

III.3.1.1. Biodégradation dynamisée des composés organiques

L'atténuation naturelle dynamisée ou biodégradation dynamisée in situ nécessite l'ajout de composés spécifiques dans les sols ou les eaux souterraines afin de créer les

conditions favorables à l'activité des microorganismes responsables de la biodégradation des contaminants. Pour ce faire, les microorganismes sont maintenus dans les conditions optimales (oxygène, pH, température, potentiel d'oxydoréduction) et des nutriments sont ajoutés essentiellement sous forme liquide. Les différents composés sont ajoutés dans la zone non saturée ou la zone saturée à cet effet. Leur nature et leur concentration dépendent des conditions du milieu, des contaminants, des processus de biodégradation envisagés (oxydation aérobie, réduction anaérobie, cométabolisme, etc.). Dans certains cas, un ensemencement des bactéries non endogène est réalisé. Les nutriments sont souvent injectés sous forme dissoute via des puits d'injection, des drains...

En cas de dégradation aérobie, l'oxygène peut être apporté sous forme gazeuse (par pompage de l'air, par ajout d'oxygène pur...), sous forme liquide (peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) ou solide (peroxyde de magnésium MgO₂). Ceci permet de libérer lentement l'oxygène et de présenter donc l'avantage de créer des conditions plus rémanentes). Dans tous les cas, le traitement nécessite des systèmes d'injection et parfois de récupération des eaux souterraines et des gaz [14].

Les polluants préférentiellement concernés sont les hydrocarbures pétroliers de taille courte à moyenne, les COV et les COVS. Certains solvants chlorés comme le TCE, le TCA, le DCE peuvent être dégradés par cométabolisme.

Le système de biodégradation dynamisée in situ est constitué :

- D'un système de stockage/production d'accepteurs ou de donneurs d'électrons de configuration différentes selon qu'ils se présentent sous forme gazeuse, liquide ou solide (suppresseur, cuve de stockage, système de mélange avec l'eau, pompe, compteurs ...),
- De matériel relatif aux nutriments : cuve de stockage, système de mélange avec l'eau, réseau de distribution,
- D'un système de points d'injections verticaux (puits d'injection) ou horizontaux (drains d'injection, tranchées ...),
- D'une unité de récupération et de traitement des effluents gazeux si nécessaire : unité d'extraction (extracteur volumétrique, intermédiaire, centrifuge), un séparateur de condensats et une filière de traitement des gaz,
- D'une unité de récupération et de traitement des effluents aqueux : des pompes, filière de traitement des eaux usées récupérées en surface (et si nécessaire système de reinfiltration)...
- D'un système de stockage des déchets solides et liquides issus du traitement,
- D'un système piézométrique permettant de suivre les écoulements et la qualité des eaux souterraines.

Les deux variantes les plus utilisées sont le biosparging et le bioventing. Ces deux dernières, tirées de la littérature nord-américaine, pourraient être traduites par ventilation et « bullage » biologiques... En effet, il s'agit de techniques in situ qui allient deux principes de décontamination, la biodégradation et la ventilation. Lorsqu'on parle de bioventing, on réalise une aération forcée dans le sol non saturé (au dessus du niveau de la nappe phréatique) [5]. Cette méthode est une combinaison des traitements de type venting et biodégradation aérobie avec une réduction de durée de traitement. Pour améliorer encore l'efficacité, le bioventing est fréquemment couplé avec l'air sparging [1].

a. Bioventing

Le bioventing consiste à stimuler la biodégradation in situ de polluants dans les sols, en fournissant à la microflore en place l'oxygène nécessaire au métabolisme bactérien. L'oxygène, qui est souvent l'élément limitant des actions microbiennes en aérobiose, est fourni par l'injection d'air dans la zone contaminée. La ventilation peut être assurée par injection d'air et/ou par extraction de la phase gazeuse de la zone insaturée du sol. Le principe du traitement de sol par bioventing peut être schématisé de la manière suivante (figure III.24) [15]:

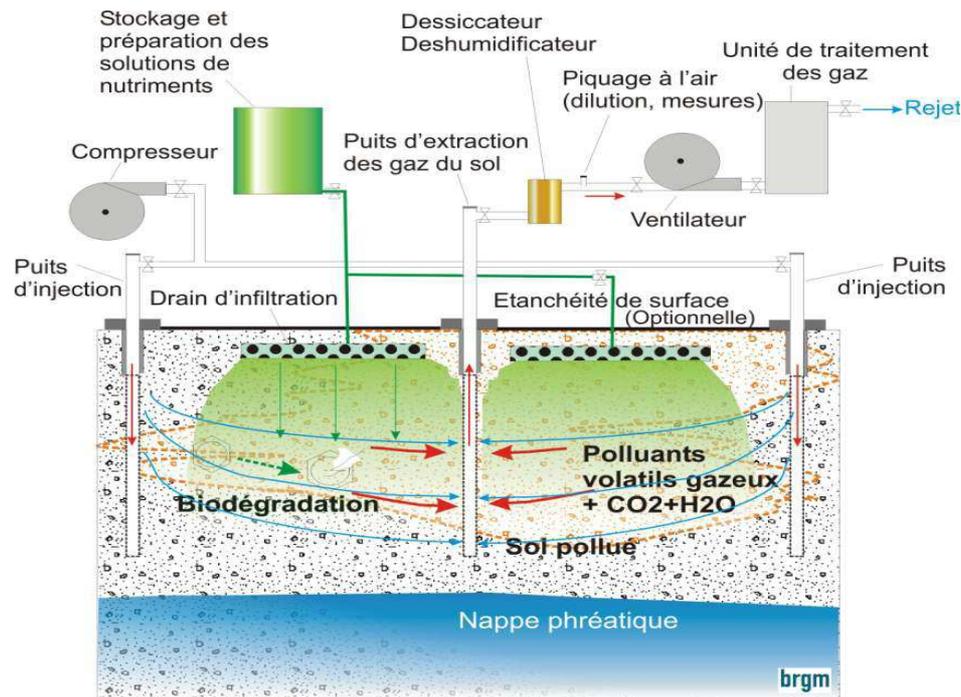


Figure III.24 : Schéma de principe du traitement par bioventing de sols pollués par des hydrocarbures [14]

Les puits d'injection d'air sont localisés dans la zone de forte contamination, dans le double but d'apporter l'oxygène là où les besoins sont les plus importants et de limiter les transferts des polluants par volatilisation dans l'atmosphère. Les puits d'extraction sont localisés à la périphérie du site dans les zones non contaminées [14].

L'air atmosphérique afflue en continu par des puits d'aération passifs ou actifs en direction d'un puits d'aspiration (d'extraction). L'oxygène, ainsi acheminé, est continuellement renouvelé et sert à la respiration des organismes consommant en priorité les hydrocarbures répartis dans le sol.

Le flux d'air aspiré est maintenu aussi faible que possible afin d'obtenir une circulation laminaire uniforme dans toute la zone contaminée et afin de ne pas dissiper inutilement de l'énergie. Donc pour obtenir un champ d'aéragé qui couvre la totalité de la zone contaminée, le sens et l'intensité de la circulation de l'air dans le sol peuvent être rectifiés à tout moment: infiltration et aspiration passive ou active, courants horizontaux, diagonaux ou circulaires, inversion du sens de la circulation etc. En outre, il est possible d'aspirer l'air du sol par les

crépines placées à des profondeurs différentes ou d'infiltrer de l'air atmosphérique ainsi que d'autres gaz [24].

Lors du bioventing, les composés volatils du sol, sont mis en mouvement par le courant d'air, en même temps que la biodégradation est effectuée. En plus, l'injection d'air favorise la volatilisation de la phase liquide au fur et à mesure que les composés gazeux sont dégradés [5].

Tous les constituants biodégradables en aérobiose peuvent être traités par bioventilation. La bio ventilation s'est avérée être particulièrement très efficace dans l'assainissement des rejets de produits pétroliers, notamment l'essence, le kérosène et le carburant diesel [26].

La bioventilation est le plus souvent utilisé sur des sites avec des produits pétroliers à mi-poids (carburant diesel et carburéacteur). Les produits plus légers (essence) ont tendance à se volatiliser facilement et peuvent être retirés plus rapidement à l'aide du SVE. Des produits plus lourds (par exemple, les huiles lubrifiantes) prennent généralement plus de temps que la biodégradation des produits plus légers.

b. Biosparging

Le principe du traitement de sol par biosparging est le même que celui du bioventing à la différence près qu'il porte sur des pollutions situées dans la zone saturée. Ce principe peut être schématisé de la manière suivante par la figure III.25 [15]:

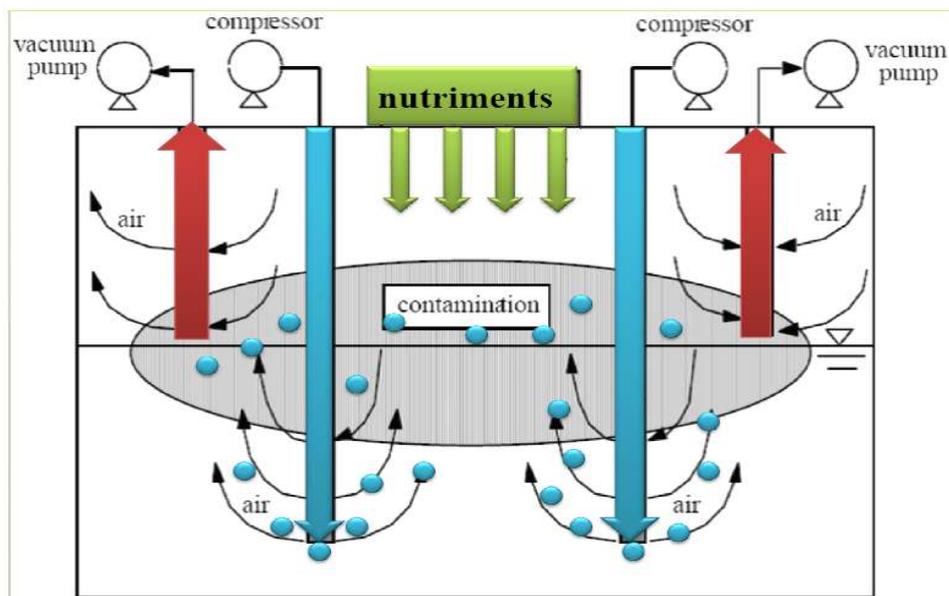


Figure III.25 : Schéma de principe du traitement par biosparging de sols pollués par des hydrocarbures.

Le biosparging consiste à stimuler la biodégradation in situ de polluants dans les sols, en fournissant, à la microflore en place, l'oxygène nécessaire au métabolisme bactérien. L'oxygène, qui est souvent l'élément limitant des actions microbiennes en aérobiose, est fourni par l'injection d'air sous pression dans la zone contaminée en zone saturée par des compresseurs.

Le biosparging est adapté pour le traitement de sources de pollution constituées de composés organiques volatils et d'hydrocarbures pétroliers en zone saturée [15].

Dans le cas de polluants volatils, des puits d'extraction sont localisés à la périphérie du site dans les zones non contaminées. Cette disposition des puits ainsi qu'un bon contrôle des débits d'air visent d'une part à optimiser les phénomènes de biodégradation et d'autre part à contrôler les phénomènes de volatilisation des contaminants [15].

Dans le biosparging, l'air injecté mobilise en les vaporisant les contaminants dissous dans l'eau ou piégés par capillarité dans les pores. Cette phase vaporisée est emportée vers le haut par la remontée des bulles d'air et sera biologiquement dégradée dans le sol non saturé. Pour cette raison, plusieurs dispositifs des systèmes bioventing sont également employés dans biosparging [27].

Le flux d'air injecté dans le sous-sol va être récupéré par aspiration. Cependant, le débit d'injection/aspiration sera maintenu suffisamment faible pour laisser le temps à la flore microbienne du sol de dégrader les composés polluants volatilisés et entraînés par le courant d'air. Cette technique permet ainsi de supprimer (ou de réduire) la nécessité de traiter l'effluent gazeux extrait du sol avant son rejet dans l'atmosphère. Sur le plan de la conception technique, cela implique de n'utiliser qu'un petit dispositif de ventilation/aspiration, au lieu des imposants pulseurs et extracteurs d'air, employés habituellement en techniques de venting ou d'air vacuum [5].

La difficulté majeure réside dans le suivi et le contrôle de processus auquel on n'a accès qu'indirectement et ponctuellement. En plus, l'injection d'air sous pression dans le sous-sol peut provoquer la formation de chenaux préférentiels de circulation (c'est surtout pour le biosparging). Si ceux-ci sont larges et donc peu nombreux ou s'ils ne sont pas uniformément distribués dans le volume à traiter, l'efficacité du processus sera gravement pénalisée. Une mauvaise structuration du sol et son manque d'homogénéité sont donc également un facteur limitant majeur pour l'utilisation des techniques de bioventing et de biosparging [5].

Aujourd'hui, cette technologie est de plus en plus souvent mise en application, particulièrement pour décontaminer des sols pollués par des hydrocarbures pétroliers. D'excellents résultats sont obtenus, avec des taux de dégradation de plus de 90 % en quelques semaines (parfois même sans addition de nutriments). Aux USA par exemple, le bioventing est maintenant couramment utilisé pour dépolluer notamment les terrains d'aviation militaires ou les zones de stockage de carburants de l'armée.

c. Efficacité, coût et délai

- Le rendement de ce procédé varie fortement en fonction des conditions du milieu ; il peut, dans certains cas, atteindre plus de 90 %.
- La cinétique de biodégradation est le facteur limitant le plus contraignant.
- Les coûts varient entre 25 et 60 €/m³ et le prix moyen est de 30 €/m³.
- Les temps de traitement nécessaires varient de 6 mois à 5 ans [14].

d. Les Avantages

Les avantages de cette technique sont :

- Grande fiabilité et résultats obtenus extrêmement significatifs,
- Applicable à de nombreux polluants et technique destructive,
- peut être employée en soutien aux techniques d'extraction physiques classiques (venting, sparging, pompage...) lorsque ces dernières ont atteint leurs limites,

- Application générant peu de perturbation de sols,
- Technologie nécessitant moins de débits d'air ou d'eau que les techniques physiques classiques ; les débits d'air et d'eau à traiter (si nécessaire) sont donc plus faibles ;
- Utilisable préalablement à d'autres dépollution afin de limiter les émissions de polluants volatils,
- Applicable sous des bâtiments (forages horizontaux) et dans le cas de pollutions de grandes profondeurs (plusieurs dizaines de mètres) [14].

e. Les inconvénients et facteurs limitants

Les inconvénients et facteurs limitants sont :

- La nécessité d'une expertise importante,
- La biodisponibilité limite l'accès aux polluants et donc leur biodégradation (néanmoins, cette biodisponibilité peut être augmentée par l'emploi de tensioactifs qui augmente la solubilité des polluants),
- Les technologies ne sont bien évidemment applicables qu'aux polluants biodégradables, non inhibiteurs et non toxiques,
- L'hétérogénéité des sols de subsurface peut interférer sur l'homogénéité de la distribution de la circulation d'air et donc sur l'efficacité du traitement,
- La faible perméabilité des sols ($< 10^{-5}$ m/s) est une limite au traitement biologique,
- Un maillage très serré des puits d'extraction est nécessaire en cas de perméabilité plus faible,
- L'injection de certains oxydants à des teneurs importantes peut inhiber les microorganismes (par exemple, une concentration en peroxyde supérieure à 100 à 200 ppm peut être néfaste),
- Les sols contenant de l'argile et un taux de matière organique élevée engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- L'injection d'oxygène peut provoquer le colmatage d'une partie des pores des sols (par précipitation de composés métalliques, de carbonate de calcium ou développement de microflore colmatante) ; néanmoins des techniques permettent de lutter contre ces colmatages (injection de peroxyde d'hydrogène pour le colmatage bactérien), rythmé d'injection alterné, emploi de gaz spécifique (azote),
- Les émissions atmosphériques nécessitent parfois un traitement d'air (surcoût),
- Les concentrations élevées en composés organiques peuvent être toxiques pour les microorganismes,
- Les concentrations élevées en métaux/metalloïdes sont incompatibles avec ce procédé,
- Des températures faibles diminuent considérablement l'efficacité du traitement,
- Il conviendra de suivre avec attention les sous-produits de dégradation,
- Effet « rebonds » : à l'arrêt du traitement, les concentrations sont faibles mais peuvent significativement augmenter quelques mois plus tard (remobilisation des polluants) [14].

III.3.1.2. Biotertre (biopile)

Cette technique est couramment employée sur les sites présentant des hydrocarbures volatils et semi-volatils biodégradables. Le biotertre est très largement réalisé pour les dépollutions sur site. Les sites de traitement sont appelés les biocentres (centre de traitement biologique) (figure III.26). Le biotertre s'applique à des sols pollués par les produits pétroliers de type gasoils, fuels, kérosène. Les COHV, SCOV, pesticides, certaines coupes pétrolières lourdes (HAP, huiles organiques ...) peuvent aussi, dans certaines conditions, être traitées mais avec des rendements épuratoires plus faibles [14].

Cette technique permet une meilleure gestion du traitement que les techniques in situ. Elle restera encore longtemps utilisée malgré le faible coût des techniques in situ et l'accroissement de leurs performances [27].

a. Principe

Le biotertre consiste à mettre des sols pollués en tas en vue d'un traitement biologique. Pour se faire les sols pollués font généralement l'objet d'un amendement et les conditions dans le biotertre sont contrôlées (aération, ajouts de nutriments ...). Ceci nécessite au préalable une excavation. Les sols pollués sont mélangés avec un amendement (agent structurant) et sont par la suite dirigés vers une aire de traitement contenant à minima un système de collecte de lixiviats et des unités d'aération (extraction ou insufflation d'air) afin d'optimiser le transfert de l'oxygène et la stimulation de la biodégradation. La biodégradation est contrôlée (température, l'humidité, nutriments minéraux et la population microbienne, oxygène, pH).

Les biotertes sont le plus souvent recouvertes par une géomembrane imperméable afin de limiter les infiltrations d'eaux pluviales, la volatilisation des polluants, le maintien/l'augmentation de la température. Les lixiviats sont en partie recyclés et en partie traités sur site avant d'être rejetés. Les rejets atmosphériques sont traités si nécessaire (présence de COV notamment). La dégradation biologique est, la plupart du temps, réalisée par biostimulation.

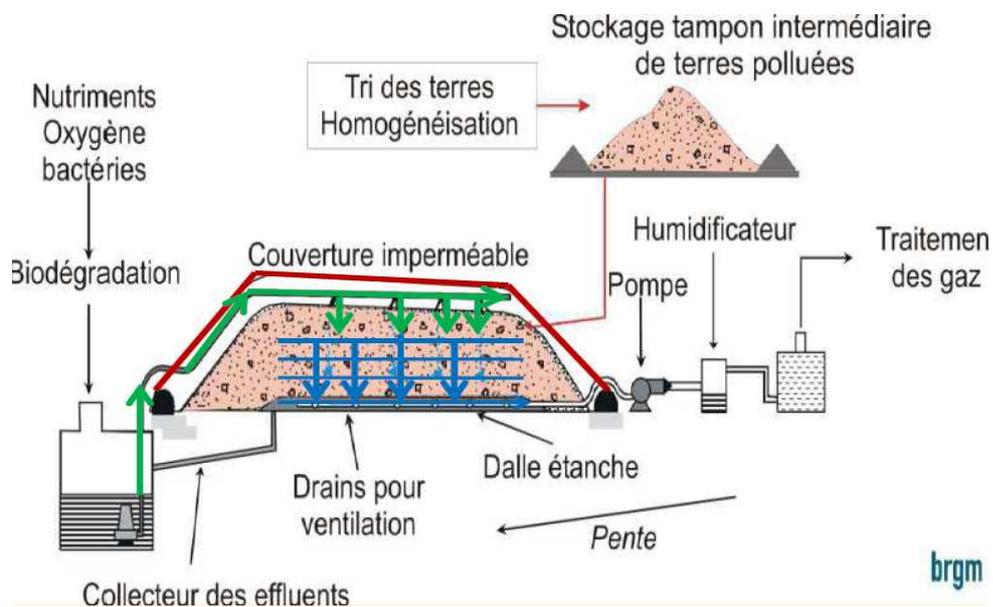


Figure III.26 : Schéma de procédé de biotertre [14]

Le système de biotertre est constitué des éléments suivants :

- Une plateforme de prétraitement (homogénéisation, criblage, amendement de matière organique ou structurante si nécessaire ...),
- Matériel relatif à l'ajout de nutriments : cuve de stockage, réseau de récupération et de recirculation des lixiviats,
- Matériel relatif à l'ajustement de l'humidité (drain, pompes ...),
- Matériel nécessaire à l'aération (drain, pompes ...) ;
- Si nécessaire d'une filière de traitement des gaz (traitement biologique ou biofiltres le plus souvent),
- Matériel de stockage des déchets solides et liquides issus du traitement.

Les plus volumineux sont les biotertes avec des volumes pouvant atteindre plusieurs centaines de m³ (longueur : plusieurs dizaines de mètres, largeur : plusieurs mètres (<10 m) hauteur inférieure à 4 - 5 m). Leur hauteur est limitée pour éviter les problèmes de tassement de la terre qui peuvent intervenir au cours du temps créant alors des dysfonctionnements dans la distribution des flux gazeux.

L'aération à l'intérieur du biotertre est assurée par une aspiration continue de l'air au travers de tuyaux perforés installés à des hauteurs intermédiaires et connectés à un ventilateur. Afin d'éviter toute pollution du terrain sur lequel il est installé, le biotertre repose sur une semelle en ciment ou sur une membrane imperméable permettant la collecte et le recyclage des lixiviats [15].

Pour améliorer les performances de ce type de traitement biologique dans lequel le matériau solide poreux à traiter est statique, il est très important d'avoir, sur l'ensemble du tas, une distribution granulométrique et un tassement les plus uniformes possibles afin de garantir que la circulation de l'air et des solutions de nutriments affecteront bien l'ensemble de la masse des terres à traiter. Plusieurs opérations préalables peuvent être envisagées, seules ou combinées : le criblage ou tamisage afin d'éliminer les gravats et les pierres, l'émottage et le broyage ou le concassage pour fragmenter les agrégats afin d'augmenter l'accessibilité des polluants aux microorganismes et l'homogénéisation par un mélangeur (étape durant laquelle il est possible d'ajouter des nutriments et/ou des micro-organismes, et de modifier si nécessaire le contexte physico-chimique, notamment le pH). L'ajout de compost peut être envisagé pour fournir, aux micro-organismes présents, de la matière organique plus facilement assimilable que les polluants à dégrader favorisant ainsi croissance et activité microbiennes. Le compost (ou d'autres matériaux granulaires comme des copeaux de bois) peut aussi être un élément structurant important qui permet d'assurer une meilleure circulation des flux gazeux et liquide.

b. Efficacité, coût et délai

- Le rendement de ce procédé varie fortement en fonction des conditions du milieu ; il peut, dans certains cas, atteindre 90 % à 99 % si le temps de traitement est suffisamment long [28],
- Les coûts varient entre 30-70 €/t, la moyenne étant de 40 €/t lorsque le traitement se fait sur le site, et entre 40-80 €/t, la moyenne étant de 50 €/t, lorsque le traitement se fait hors site.

- Les temps de traitement nécessaires varient de quelques semaines à plusieurs mois (18-24 mois) [14].

c. Les avantages

Les avantages du biotertre sont :

- Grande fiabilité et résultats extrêmement significatifs,
- Procédé destructif,
- Technique fortement utilisée pour les sols hétérogènes et contenant des polluants facilement biodégradables,
- Technique permettant un meilleur contrôle des paramètres intervenant dans le processus de biodégradation que les traitements biologiques in situ (et donc de meilleurs rendements épuratoires),
- Applicabilité à de nombreux polluants [14].

d. Les inconvénients et facteurs limitants

- Technique nécessitant l'excavation des sols, (surcoût)
- L'hétérogénéité des sols peut interférer sur l'homogénéité de la distribution de la circulation d'air et donc sur l'efficacité du traitement,
- Les sols contenant de l'argile et un taux de matières organiques élevé engendrent une grande adsorption des polluants sur la matrice solide, ce qui diminue les rendements épuratoires,
- Le système nécessite souvent un tri au préalable ; les granulométries supérieures à 60 mm sont souvent exclues du procédé ;
- Les biopiles statiques (sans retournement) peuvent aboutir à des résultats moins homogènes que ceux obtenus avec un retournement ou un mélange,
- Le taux d'humidité doit être maintenu autour de 40 à 60 % de la capacité de rétention, le ratio carbone/azote/phosphate/potassium doit être maintenu autour de 100/15/1/1,
- L'injection d'oxygène peut provoquer le colmatage d'une partie des pores des sols,
- Les émissions atmosphériques nécessitent parfois un traitement d'air (surcoût),
- Les concentrations élevées peuvent être toxiques pour les microorganismes ;
- Les concentrations élevées en métaux/metalloïdes sont incompatibles avec ce procédé,
- Des températures faibles diminuent considérablement l'efficacité du traitement,
- Le fait de rajouter parfois des agents structurants augmente le volume de sols.

III.3.1.3. Bioimmobilisation des métaux lourds

Bien que les micro-organismes ne puissent dégrader les métaux, ils vont en modifier les propriétés chimiques via divers mécanismes d'interactions tels que la biosorption, la biolixiviation, les systèmes enzymatiques microbiens et la biominéralisation. Ainsi, les micro-organismes vont affecter la réactivité et la mobilité des métaux. Ces micro-organismes

peuvent être utilisés dans le traitement de dépollution de certains métaux et empêcher la propagation de certaines contaminations (Figure III.27) [17].

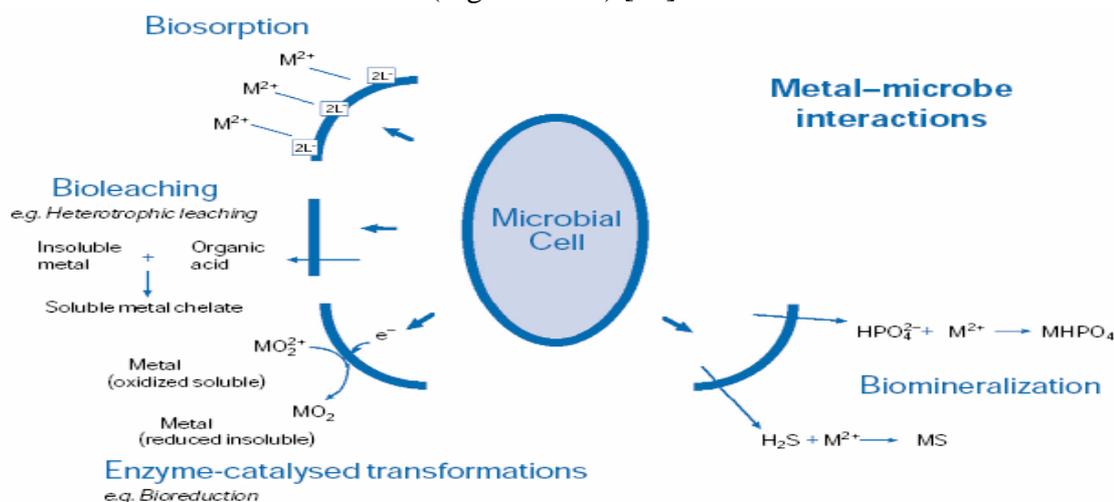


Figure III.27 : Mécanismes des interactions micro-organisme-métal pouvant être utilisés dans les applications de bioremédiation [17]

Les objectifs des stratégies de bioremédiation des composés métalliques sont basés sur l'utilisation de bactéries pour en modifier les propriétés physiques et chimiques.

La transformation du métal en une forme non toxique (en réduisant la solubilité du polluant par biotransformation, sa biodisponibilité est réduite de même que le niveau d'exposition à ce composé) est assurée:

- Soit par voie enzymatique. L'un des exemples les plus connus est la réduction du mercure par le mercure réductase,
- Soit par l'action d'un produit du métabolisme énergétique de la cellule (la réduction du sélénium par les produits soufrés tel que le thiosulfate ou les sulfites) [15].

L'immobilisation des métaux dans la matrice du sol doit permettre de limiter les risques de transfert vers la nappe phréatique. Cette technique de traitement biologique de bioréduction s'applique essentiellement aux espèces métalliques facilement mobiles car très solubles dans l'eau et dont la forme réduite, elle, en est peu soluble.

III.3.2. Phytoremédiation

Face à la pollution des hommes, la nature n'est pas totalement sans défense car certaines plantes et végétaux sont capables d'adsorber des éléments métalliques et des molécules organiques présents dans le sol contaminé en surface [1].

a. Principe et applications de la méthode

La Phytoremédiation est une technologie émergente qui utilise diverses plantes pour faire dégrader, extraire, contenir ou immobiliser les contaminants du sol et de l'eau. Cette technologie a reçu une attention récente comme innovante, plus rentable et donc alternative aux méthodes de traitement plus établies. Il s'agit d'une technologie scientifiquement complexe ne se réduisant pas à l'ensemencement de graines [22, 29].

Des végétaux (supérieurs) spécifiques sont plantés sur la zone à traiter, soit directement dans un sol en place ou sur des dépôts de matériaux (sédiments curés, sols excavés ...) soit dans une unité spéciale par où va transiter un effluent ou une eau contaminée. Les familles de polluants concernés sont d'abord les métaux lourds et les hydrocarbures [5]. Les plantes peuvent agir de façon directe en absorbant le polluant ou de façon indirecte en activant sa dégradation dans la rhizosphère (Figure III.28) [30].

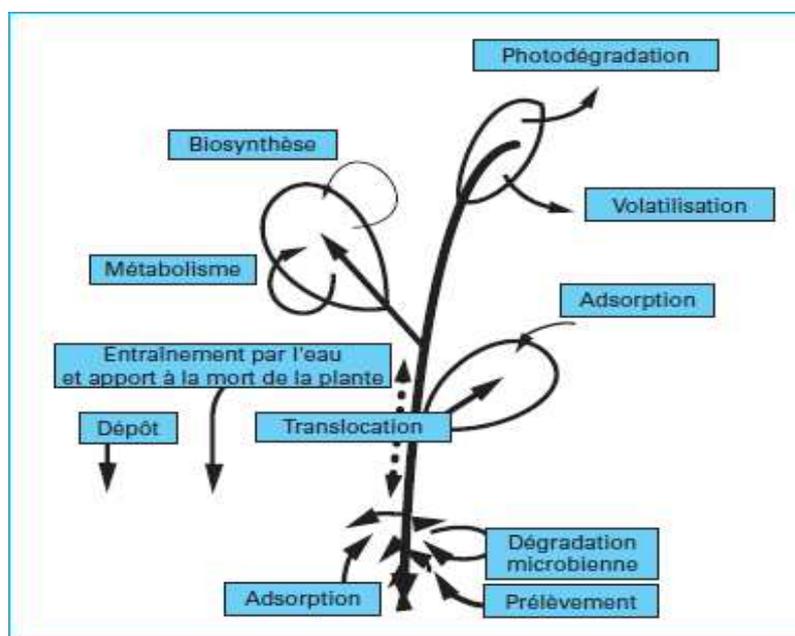


Figure III.28 : Principe de la Phytoremédiation [22]

Les applications de la phytoremédiation peuvent être classées en fonction du sort des contaminants: la dégradation, l'extraction ou une combinaison de ces éléments. Elles peuvent aussi être classées sur la base des mécanismes impliqués. Ces mécanismes comprennent l'extraction des polluants du sol ou des eaux souterraines, la concentration des contaminants dans les tissus végétaux, la dégradation des contaminants par divers processus biotiques ou abiotiques, la volatilisation ou la transpiration des contaminants volatils dans l'air à travers les plantes, l'immobilisation des contaminants dans la zone racinaire [29].

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

a.1. La Phytoextraction

La Phytoextraction est l'absorption de contaminants par les racines des plantes et leur translocation dans les plantes. Cette technologie est utilisée pour les métaux lourds qui sont littéralement pompés par les plantes (qui doivent être choisies parmi les espèces qui sont capables de pousser sur des sols contaminés) [29] et transférés ainsi du sol (à condition qu'ils soient accumulables en quantités suffisantes par les plantes sans devenir toxiques) (Figure III.29) [5].

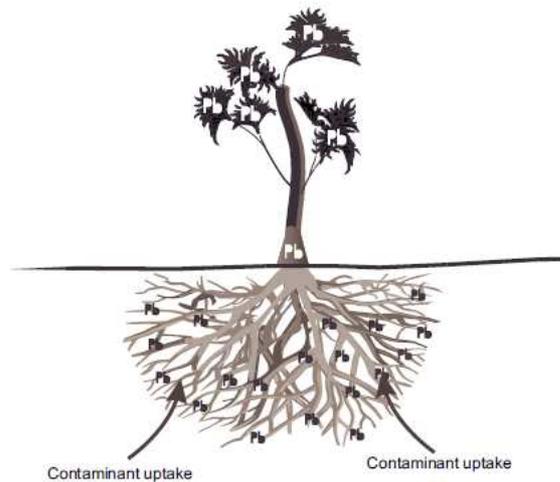


Figure III.29: Principe de la phytoextraction (exemple du plomb) [29]

La phytoextraction utilise des espèces végétales sauvages *hypertolérantes* et/ou *hyperaccumulatrices* capables de prélever des métaux toxiques dans les horizons de surface des sols et de les accumuler dans leurs parties aériennes et les tissus des racines. Ces plantes hyperaccumulatrices sont endémiques de sites métallifères et ont la capacité d'accumuler des métaux à des concentrations pouvant atteindre et dans certains cas dépasser 2 % de la matière sèche des parties aériennes. Après culture, la biomasse serait récoltée et incinérée afin de réduire les volumes à traiter et de concentrer les métaux dans les cendres. Celles-ci pourraient par exemple être mises en décharge ou recyclées en métallurgie (Figure III.30) [5, 15].

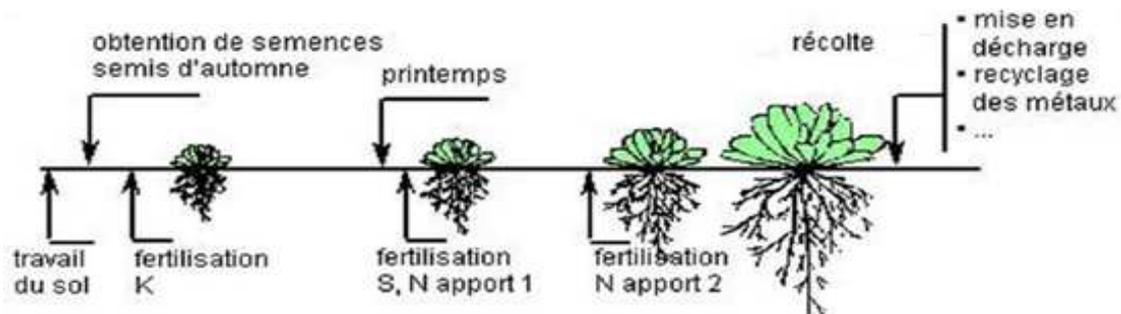


Figure III.30 : Phytoextraction : proposition d'itinéraire technique simplifié pour la culture de plantes hyperaccumulatrices de métaux

a. 2. La Phytodégradation

Comme la phytoextraction, la phytodégradation implique l'absorption de contaminants, mais les contaminants sont ensuite dégradés par des processus métaboliques au sein de la plante. La Phytodégradation comprend également la dégradation des contaminants dans le sol par les effets d'enzymes et d'autres composés produits par les tissus végétaux (autres que les racines).

La phytodégradation est applicable à des contaminants organiques. Leur absorption est affectée par leur hydrophobicité, la solubilité, et la polarité. Les composés modérément hydrophobes et polaires sont plus susceptibles d'être "pompés" après être absorbés par les

racines des plantes. Parmi les contaminants ayant un potentiel pour la phytodégradation : les solvants chlorés, herbicides, insecticides, PCP, BPC, et des munitions [11].

a. 3. La Rhizodégradation

La Rhizodégradation, parfois appelée phytostimulation, biodégradation de la rhizosphère, ou bioremédiation assistée par les plantes / dégradation, est la ventilation renforcée d'un contaminant, en augmentant la bioactivité utilisant l'environnement immédiat des racines des plantes "la rhizosphère" pour stimuler les populations microbiennes (Figure III. 31) [31].

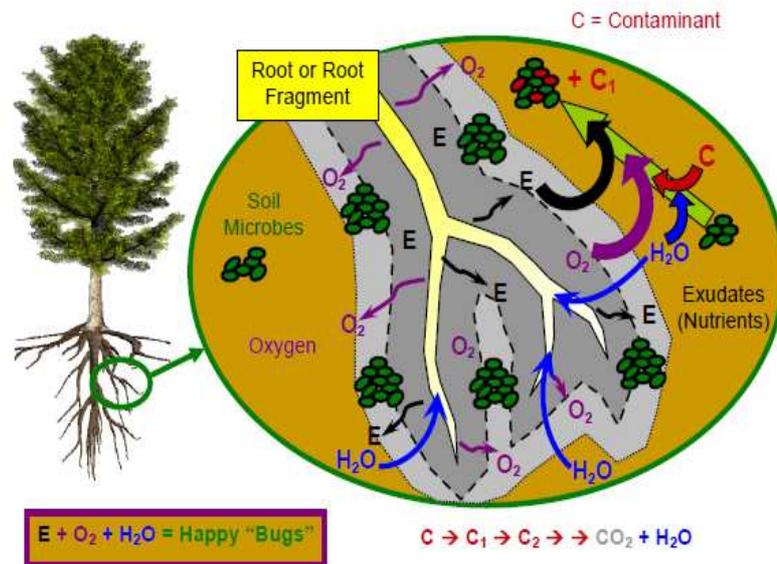


Figure III.31 : Mécanisme de la rhizodégradation [31]

Cette technologie est utilisée pour augmenter la dégradation des contaminants organiques (tels que les hydrocarbures pétroliers, des HAP, pesticides, BTEX, solvants chlorés, PCP, BPC, et des surfactants) dans le sol. Le terme vient de «rhizosphère», qui est la zone de sol influencée par les racines des plantes. Cette zone s'étend d'environ 1 mm de chaque racine. [11]

b. Contaminants cibles

Les différents mécanismes de la phytoremédiation peuvent traiter une large gamme de contaminants, comprenant les métaux, les COV, les HAP, les hydrocarbures pétroliers, les radionucléides et les munitions, mais tous les mécanismes ne sont pas applicables à tous les contaminants [11]. L'applicabilité de la phytoremédiation a été étudiée pour une partie des classes les plus significatives et étendues de contaminants. Le Tableau III.6 indique les applications de la phytoremédiation et fournit la technologie de phytoremédiation appropriée pour les différents types de contaminants [30].

Tableau III.6 : Principaux contaminants cibles de la Phytoremédiation et avancement des technologies [28]

Technologies/ Contaminant	Phyto- extraction	Phyto- stabilisation	Rhizo- dégradation	Phyto- dégradation	Phyto- volatilisation
Solvants chlorés	T		P	S	T
Métaux	P	P			T(Hg)
Métalloïdes	T	T			S
Munitions			S	S	
Non- Métaux	T				
HAP			P		
PCB			T		
Pesticides			P	P	T
Hydrocarbures pétroliers	T		P	P	T
Radionucléïdes	S	S			

Les lettres indiquent le stade d'avancement de chaque technologie :

T : La technologie est au stade de développement théorique.

S : Application dans des serres ou en laboratoire.

P : Application à l'échelle pilote ou à grande échelle.

c. Facteurs affectant la phytodépollution

Pour pouvoir dépolluer des sols, les plantes et les micro-organismes qui leur sont associés doivent être en contact avec le polluant. Le devenir d'un polluant dans le système sol-plante est donc déterminé par sa biodisponibilité qui dépend d'un ensemble de caractéristiques physicochimiques de la molécule et d'interactions complexes de celle-ci avec le milieu et est définie comme suit : *"la biodisponibilité correspond au degré avec lequel un composé chimique présent dans le sol peut être absorbé et métabolisé par l'homme ou un récepteur écologique ou être disponible pour interagir avec des systèmes biologiques"* .. Les caractéristiques environnementales couplées aux propriétés physico-chimiques du polluant et aux caractéristiques du récepteur écologique déterminent la biodisponibilité du polluant dans le sol. Les facteurs affectant l'adsorption des produits chimiques dans le sol, leur absorption et leur distribution dans la plante sont :

- Les propriétés physico-chimiques du composé comme la solubilité, la tension de vapeur, le poids moléculaire
- Les caractéristiques environnementales comme la température, le pH, la matière organique et l'humidité du sol,
- Les caractéristiques du végétal telles que le type de système racinaire et les enzymes impliquées dans le processus de phytodépollution.

Tous ces facteurs n'agissent pas au même niveau pour modifier la biodisponibilité. Ils peuvent avoir un rôle dans l'interaction sol-eau et/ou eau-plante et jouer un rôle important dans le devenir du polluant au cours d'un processus de phytodépollution.

d. Critères de choix des plantes pour la phytodépollution

Les plantes envisagées pour la dépollution doivent avoir une croissance rapide, une forte production de biomasse et être compétitives vis-à-vis des plantes endogènes du site. Elles doivent être aussi tolérantes à la pollution pour permettre une extraction optimale du polluant. Les plantes seront choisies en fonction de leurs propriétés (densité du couvert racinaire) en relation avec le type de mécanisme envisagé pour dépolluer. Dans le cas d'une phytoextraction de métaux lourds, les plantes envisagées sont celles qui ont les niveaux d'absorption les plus forts, de translocation et d'accumulation dans les parties aériennes qui seront ensuite récoltés. Pour les mécanismes de phytodépollution en général, les plantes ayant un système racinaire large et dense sont privilégiées car elles ont une plus grande capacité d'absorption et elles explorent une plus vaste zone de sol. Pour un mécanisme de phytodégradation, il est préférable que les plantes synthétisent de grandes quantités d'enzyme de dégradation [30].

e. Performances de la phytoremédiation

- Des résultats ont mis en évidence des bioconcentrations importantes ; les poids de certaines plantes en fin de traitement ont montré des teneurs en métaux/métalloïdes comprises entre 1 et 3%.
- Les coûts sont très disparates et dépendent étroitement de la durée du suivi : les revues bibliographiques notamment aux Etats-Unis mettent en évidence des coûts de suivi de 50 000 à 250 000 €/are soit 18 à 40 €/m².
- Les délais peuvent être de l'ordre de plusieurs années parfois (2 à 20 ans) [14].

f. Les 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.

g. Inconvénients et facteurs limitants

- 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.

III.4. Méthodes Thermiques (La désorption thermique)

D'une utilisation courante à ce jour, les méthodes thermiques représentent une option majeure dans les filières de décontamination ; Ces technologies sont basées sur un même principe qui consiste à chauffer le matériel contaminé pour en extraire les polluants et, dans la majorité des cas, à les détruire [5]. Les procédés électriques utilisent le courant électrique soit pour porter le sol à haute température (vitrification), soit pour mobiliser et extraire les polluants (électroremédiation).

La désorption thermique est une technique *ex situ* ou hors site consistant à provoquer par voie thermique la désorption et/ou la volatilisation des polluants. En effet, l'augmentation de température induit l'augmentation de la pression de vapeur des polluants et favorise ainsi leur désorption [23].

a. Principe

En premier lieu, les terres contaminées sont excavées et acheminées vers une unité fixe ou mobile de désorption thermique. Un prétraitement (séchage ; broyage ; tamisage) peut être nécessaire. Les terres sont ensuite introduites dans l'unité où le chauffage du sol pollué permet d'en libérer les composés volatils. Ceci entraîne le départ des polluants en phase gazeuse, les vapeurs désorbées étant en général extraites en continu. Les niveaux de température nécessaires au processus de désorption (Figure III.32), dépendent de la masse moléculaire moyenne des produits à désorber. Plus celle-ci est grande, plus la température nécessaire au traitement devra être élevée, pour une même durée de traitement [23].

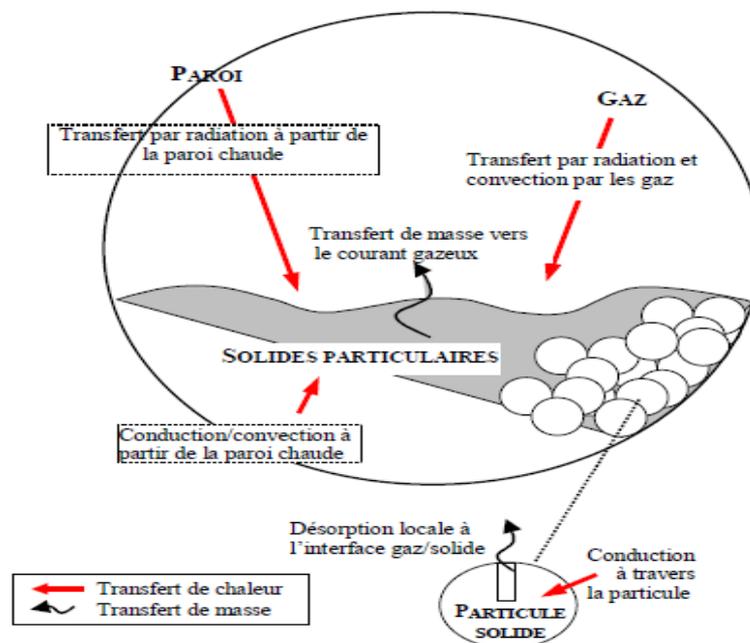
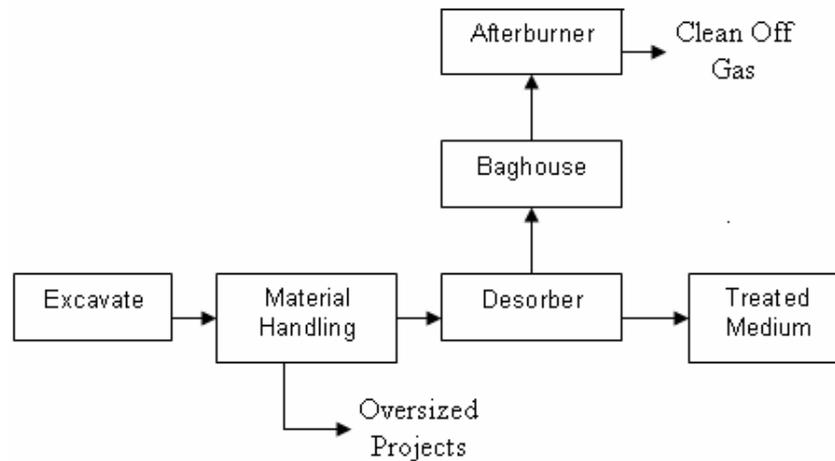


Figure III.32: Phénomènes de transfert lors du processus de désorption [15]

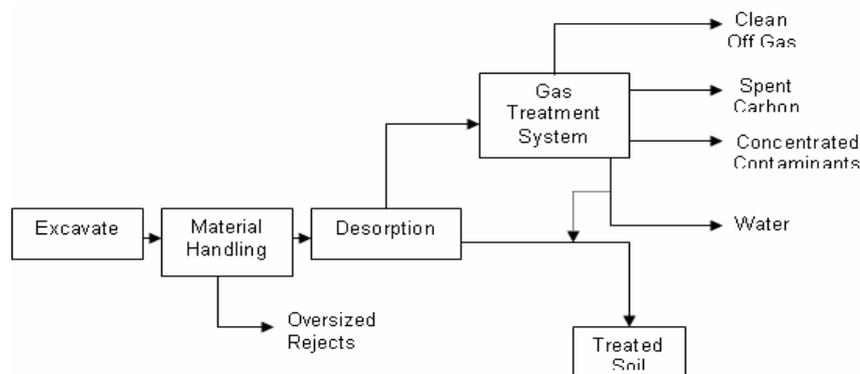
On travaille en général à deux niveaux de température :

- **250-450 °C** : c'est la désorption dite à basse température (ou LTTD pour Low Temperature Thermal Desorption), utilisée pour les polluants les plus volatils (par exemple, gasoil) (Figure III.33).



FigureIII.33: LTTD (Low Temperature Thermal Desorption) [32]

- **450-650 °C** : c'est la désorption thermique dite à moyenne température (parfois aussi appelée HTTD pour High Temperature Thermal Desorption), utilisée pour les composés les plus lourds (par exemple, goudrons, H.A.P) Figure III.34 [15].



FigureIII.34: HTTD (High Temperature Thermal Desorption) [32]

Signalons toutefois que les procédés de désorption, moyenne température, mettent en jeu des niveaux de température permettant non seulement la désorption mais également la destruction pyrolytique partielle des composés polluants contenus dans les terres

La température est contrôlée pour éviter les risques d'explosivité.

L'unité de désorption thermique (fixe ou mobile) peut être :

- Rotative, c'est-à-dire un tambour tournant chauffé, dans lequel la terre est brassée, parcourue à Co- ou contre-courant par le gaz ;
- Une vis sans fin chauffée par fluide caloporteur à la paroi ;
- Une unité à tapis dans laquelle la terre est transportée en couche sur un tapis à travers le réacteur ;

Les unités de désorption sont généralement classées en deux groupes : les désorbeurs à chauffage direct et ceux à chauffage indirect. Un exemple simplifié des deux types est donné dans la Figure III.35.

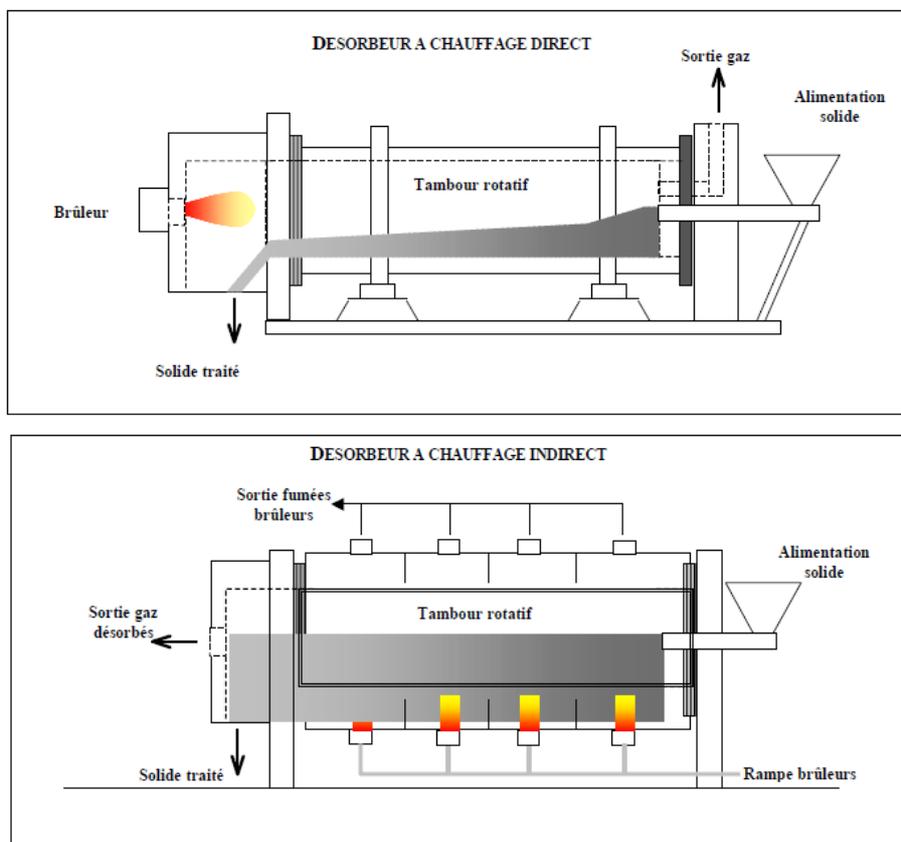


Figure III.35: Types de désorbeurs par mode de chauffage [15]

Le gaz sortant du séchoir est traité selon la séquence suivante :

- Les particules sont éliminées du flux gazeux, par voie sèche (cyclone, filtres à manche) ou humide (contacteur à l'eau *venturi scrubber* qui refroidit le flux et retient les particules entraînées). Ces particules sont redirigées vers le séchoir. Dans un certain nombre de cas, les poussières sont extraites après le traitement des gaz, en particulier lorsque les polluants se condensent à relativement haute température ;
- Les vapeurs organiques sont détruites par chauffage à haute température (750-1000 °C) ou récupérées. Le flux gazeux passe alors dans un condenseur refroidi à l'eau (40-60 °C). Cette étape permet de récupérer près de 90 % des polluants organiques condensés, concentrés en phase liquide. Le traitement du gaz peut être complété par un traitement par voie humide pour éliminer le chlore ou le soufre lorsque ceux-ci excèdent les normes d'émission atmosphérique. Le condensat est recyclé ou détruit.

Le gaz ainsi traité peut être recyclé vers le séchoir et l'eau est également recyclée. Les terres chauffées et traitées sont ensuite réhumidifiées de manière à leur redonner une consistance appropriée et réacheminées vers leur site d'origine [23].

La figure III.36 résume les différentes étapes de la désorption thermique :

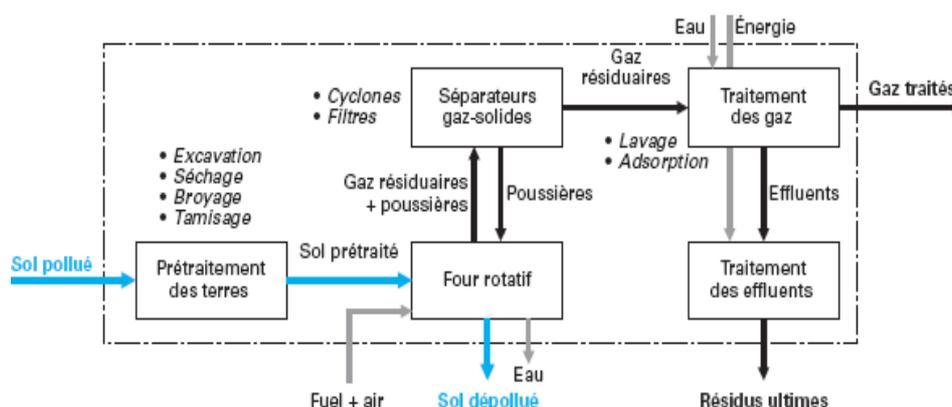


Figure III.36 : Schéma de principe de la désorption thermique [23]

Les paramètres opératoires gouvernant l'efficacité du traitement sont principalement la température et le temps de séjour dans le four primaire ou séchoir. La température choisie dépend du type de contaminants, de l'humidité de la terre, de la granulométrie et des caractéristiques de l'unité de désorption. La capacité de traitement du système est d'autant plus faible que la terre à traiter est humide, l'humidité optimale se situant entre 10 et 25 %. Les unités rotatives et à tapis permettent de traiter des terres avec une humidité de 35 %, tandis que les vis thermiques acceptent jusqu'à 60 %. La durée du traitement dépend du système choisi, des caractéristiques des contaminants et de la terre, ainsi que du niveau de concentration résiduelle requis. Elle varie entre quelques minutes et plus d'une heure en cas de condensation [23].

b. Performance, coût et délai

La désorption thermique permet de traiter en quelques jours (les durées de traitement dans l'unité de désorption ne durent que quelques minutes à quelques dizaines de minutes). Les unités de traitement modernes sont capables de traiter plusieurs dizaines de tonnes/heure) des terres chargées en hydrocarbures, HAP, etc., avec des concentrations initiales allant jusqu'à 20 à 30 g · kg⁻¹, et d'atteindre des teneurs très faibles, inférieures à la ppm [23].

Les coûts de traitement en centres fixes sont de l'ordre de 60 à 110 €/t, la moyenne étant de 75 €/t (hors couts de transport). Pour des chantiers de tailles conséquentes, les coûts de traitement on site peuvent être moindres [14].

c. Les avantages

Les principaux avantages de cette méthode peuvent être résumés ainsi :

- Technique éprouvée ayant démontré une grande fiabilité et des résultats extrêmement significatifs,
- Technique permettant de traiter de nombreux polluants notamment les composés semi-volatils et peu volatils
- Technique permettant de traiter les sols fortement pollués, les teneurs en hydrocarbures totaux doivent néanmoins rester d'une manière générale inférieures à 50 000 mg/kg,
- Technique efficace même pour des sols argileux et hétérogènes,
- Technique permettant d'atteindre des taux de dépollution très importants,

- Technique rapide,
- Technique moins onéreuse que les autres traitements thermiques,
- Traitement sur site possible grâce à des unités mobiles [14].

d. Les inconvénients et facteurs limitants

- La technique de désorption ne permet pas de détruire les polluants (sinon que partiellement)
- Le procédé nécessite l'excavation des sols,
- Le traitement *sur site* nécessite une surface importante,
- Le procédé utilisé en traitement *hors site* nécessite un transport coûteux,
- Préalablement à l'installation d'une unité sur site, il faut monter un dossier d'autorisation d'exploiter,
- Les rejets atmosphériques doivent faire l'objet d'un traitement poussé et coûteux,
- Des mélanges sont parfois nécessaires afin de faciliter le traitement des sols (ajout de chaux, de gypse, de sols plus friables...),
- Les teneurs élevées en azote organique peuvent également poser un problème supplémentaire de traitement des rejets atmosphériques (du fait de la formation possible de NO_x) ;
- Les teneurs élevées en métaux génèrent des problèmes de rejets atmosphériques et de revalorisation des terres dépolluées [14].

Conclusion

En ce qui concerne les techniques de traitement de dépollution des sols, aucune présentée ci-dessus ne permet de dépolluer complètement les sols contaminés. En pratique, on combine généralement plusieurs méthodes jusqu'à l'obtention des concentrations maximales admises par les normes en fonction du nouvel usage envisagé pour le site.

Chapitre IV :

Sélection des techniques de dépollution

Introduction

La dépollution des sites est délicate puisque chaque site est spécifique. En effet, chaque site est une combinaison unique :

- De caractéristiques environnementales : géologie, hydrogéologie, topographie,
- De polluants (nature, concentration, quantité, comportements physicochimiques, mélange, répartition spatiale, toxicité.....),
- D'usages présents ou futurs (captages, usage sensible.....),
- De caractéristiques liées aux contraintes réglementaires et sociopolitiques.

Par conséquent, il est très difficile d'associer une technologie à un type de pollution. Par ailleurs, pour répondre aux exigences de temps, d'efficacité et d'espace, le traitement mis en œuvre est souvent une combinaison de différentes techniques [14].

IV.1. Présélection des techniques

L'objectif de la présélection est d'écarter les techniques de traitement clairement inadaptées. Les paramètres pris en compte sont de nature technique. Ce sont des critères qui ont une influence sur la faisabilité et sur les performances des techniques de traitement [32].

L'entrée dans la procédure de présélection peut se faire par l'une ou l'autre des deux étapes suivantes :

- **Présélection sur la base de la mise en œuvre des techniques**

Cette étape s'intéresse tout particulièrement au sol pollué des points de vue : possibilité d'excavation, volume du sol à traiter et espace disponible sur le lieu de la pollution. En fonction de ces données, la décision sera prise si le traitement aura lieu sur site (in situ ou ex situ) ou bien hors site.

Si, par exemple, pour un site donné, l'excavation est rendue impossible (profondeur importante, accessibilité difficile, risques divers...), c'est un traitement in situ qui sera mis en œuvre.

Par ailleurs, et grâce à son efficacité, le traitement hors site sera privilégié dans les cas des petits volumes à traiter ou encore lorsque l'installation d'unités de traitement mobiles sur site est inenvisageable, autrement, un traitement sur site serait le mieux considéré.

- **Présélection sur la base de la nature de la pollution**

Avant tout choix de la technique à mettre en œuvre pour le traitement de la pollution, l'étape de présélection basée sur la nature du (des) produit(s) polluant(s) doit être accomplie convenablement. Cette étape consiste à déterminer si la pollution est de nature organique, minérale ou mixte. La technique appropriée pourra être choisie en conséquence (Figure IV.1).

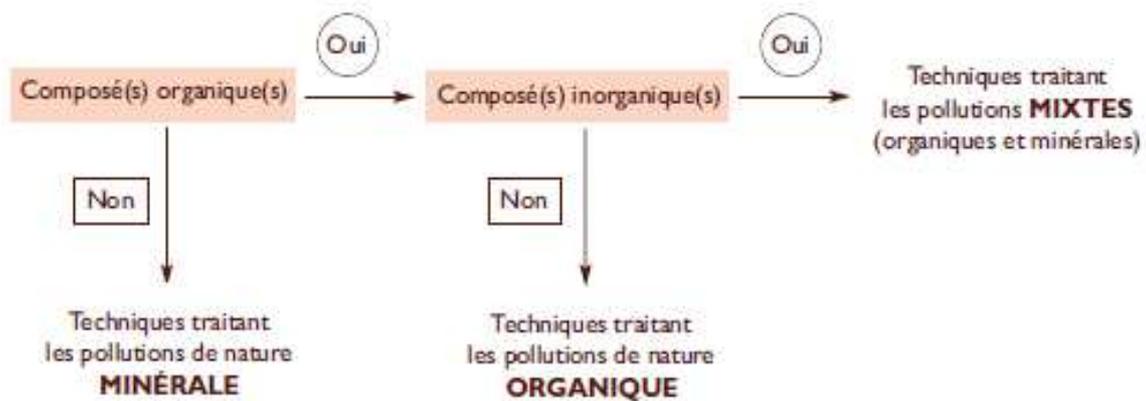


Figure IV.1 : Présélection sur la base de la nature de la pollution [32].

IV. 2. Choix de la technique appropriée

Après une présélection des techniques applicables, la comparaison des différents scénarios de gestion sera réalisée via des bilans coûts-avantages qui prennent en compte les familles de critères suivants :

- Critères techniques et organisationnels,
- Critères économiques,
- Critères environnementaux,
- Critères sociopolitiques.

IV.2.1. Les critères techniques et organisationnels

a. Les critères propres aux polluants

Il s'agit notamment :

- De la nature des polluants et des cortèges de polluants ainsi que de leur distribution spatiale
- Des masses et cubatures des polluants et du support pollué,
- Du fractionnement des masses de polluants en phases (libre, adsorbée, aqueuse, gazeuse),
- De la toxicité/inflammabilité des polluants,
- De la stabilité/persistance des polluants (dégradation ...),

b. Les critères propres aux milieux supports des polluants

Ils sont essentiellement basés sur :

- Le contexte géologique (nature, structure des différents terrains et leur agencement, etc.),
- Le contexte hydrogéologique (profondeur de la nappe phréatique, hydrodynamique, hydrochimie, etc.).

c. Les critères propres au site

Ils englobent :

- L'encombrement, accessibilité sur site,
- La nature et le type des activités pratiquées sur le site,
- La présence de contraintes de sécurité liées à l'activité du site (« zone feu », etc.)
- Les contraintes liées aux procédures qualité internes à un site.
- La présence de structures et/ou de réseaux enterrés et d'utilités (eau, air comprimé, électricité, lignes téléphoniques, vapeur sous pression, etc.),
- Le contexte climatique (nécessité d'isolation, etc.),
- La possibilité de confinement.

d. Les critères organisationnels

Nous citerons :

- La stratégie de dépollution dans le temps,
- La stratégie de dépollution dans l'espace (sites multisources),
- Les stratégies selon les objectifs de dépollution assignés, l'évolution des pollutions sollicitées par les mesures d'assainissement, les technologies disponibles aux meilleurs coûts au moment des opérations de dépollution, les budgets et la ventilation dans le temps de ce budget par le donneur d'ordre,
- Le critère de compatibilité de la mesure avec d'éventuelles autres mesures,
- Les gestions des incertitudes (fréquentes dans le cas des pollutions anciennes et historiques en ce qui concerne les quantités de polluants d'une source)
- Les procédures et analyses des risques en cas de dysfonctionnement des installations,
- Les critères et procédures de réception de la dépollution.

VI.2.2. Les critères économiques

Nous citerons :

- Le coût de l'assainissement : investissement (installation), fonctionnement (énergie, consommable, élimination etc.),
- Les coûts du suivi post traitement (monitoring et prestations associées),
- Les coûts des mesures constructives,
- Les coûts des servitudes : dépréciation de la valeur du terrain et des terrains environnants,
- Les coûts liés à la sécurité (maîtrise des risques chimiques, mécaniques, électriques, thermiques, etc.).

IV.2.3. Les critères environnementaux (influence des opérations de dépollution sur leur environnement)

Il s'agit notamment :

- Du rendement environnemental et écobilan: consommation énergétique pour l'extraction et le traitement, procédé destructif ou non, réduction de la charge polluante,
- De la gestion des terres excavées versus traitement hors site,
- Des risques lors des transports hors site et risques de nuisances induites par le transport, augmentation des gaz à effet de serre,
- De l'augmentation des nuisances associées (risques de ré envols de poussières),
- Des risques de mobilisation de polluants vers les eaux souterraines, les eaux de surface et/ou l'atmosphère,
- Des risques de nuisances olfactives (émissions gazeuses),
- Des risques de nuisances sanitaires (émissions gazeuses (bilan COV), envols de poussières),
- Des risques de nuisances sonores,
- Des risques de nuisances visuelles (intégration paysagère),
- De l'impact géotechnique (tassement, dessiccation, etc.),
- De l'impact pédologique (fonctionnalités du sol).

IV.2.4. Les critères sociopolitiques

Ce sont essentiellement :

- L'impact psychologique des teneurs/concentrations résiduelles (risque résiduel perçu > risque réel),
- L'acceptabilité du projet de réaménagement : usage futur, servitudes éventuelles, intégration du projet dans le contexte local (projet urbanistique...),
- L'acceptabilité administrative des mesures adoptées (injections, rejets, atténuation, etc.),
- Le climat socio économique sur site,
- Les contraintes de délais imposées par un aménageur lors de la reconquête et la revalorisation des terrains du site [14].

Conclusion

Étape primordiale de la démarche de dépollution d'un sol contaminé, la sélection des techniques appropriées constitue une tâche délicate. La réussite de toute la procédure de dépollution en est fortement dépendante. Par ailleurs, les dépenses investies lors de l'accomplissement de ladite étape seront largement compensés une fois le processus de dépollution proprement dit est opérationnel. De ce fait, la plus grande attention doit être accordée à la réalisation de cette "phase préliminaire".

Conclusion Générale

Lorsqu'on a affaire à un sol pollué, il est tout d'abord question d'établir une caractérisation de ce dernier. Cette caractérisation concerne d'une part la nature du sol lui-même (perméabilité, porosité, pH...) et d'autre part la nature du polluant (source, nature chimique, étendu de la pollution).

Sur la base de ces paramètres, en plus des critères technico-économiques, environnementaux et réglementaires, une étape dite de sélection nous permettra de choisir parmi toutes les méthodes existantes, celles qui sont les plus appropriées en termes de mise en œuvre, d'efficacité, de coût, de délai....

Les méthodes *in situ* sont envisagées lorsque des volumes importants de terres ont été atteints par la pollution et/ou le site est difficilement accessible. Elles sont moins efficaces que les techniques réalisées *ex situ* (sur site ou hors site) et leur mise en œuvre est plus compliquée.

S'agissant de la nature des procédés employés, les méthodes physiques d'évacuation basées sur la SVE sont à privilégier dans les cas de pollution par les COV ou SCOV (où la désorption thermique peut tout aussi être appliquée pour les composés fortement adsorbés). L'efficacité de la SVE est améliorée dans le venting (dans la zone non saturée) ou le sparging (bullage dans la zone saturée), les gaz extraits sont ensuite traités en surface. L'applicabilité de ces méthodes est conditionnée par les sols relativement perméables. L'air injecté permet de stimuler l'activité des micro-organismes et par la même, favoriser la biodégradation des polluants organiques. Ces mêmes polluants sont préférentiellement traités par les méthodes biologiques (bioventing, biosparging).

Pour le traitement des pollutions organiques de type aliphatiques non saturées ou aromatiques, chlorées ou non, l'oxydation chimique *in situ* représente une option majeure. Elle peut traiter efficacement (rendement jusqu'à 95%) des pollutions de tailles conséquentes et ne nécessite que quelques semaines à quelques mois comme durée de traitement. Cependant, les oxydants mis en jeu lors de cette opération affectent considérablement l'activité biologique du sol. Cette méthode sera donc écartée si le site à décontaminer est destiné à un usage agricole.

Dans le cas des pollutions par les métaux lourds, les méthodes les plus en vue sont l'immobilisation, la technique électrocinétique ou bien la phytoremédiation qui est aussi utilisée comme technique de finition.

Le choix final serait donc, le plus souvent, une combinaison judicieuse entre différentes techniques.

Références Bibliographiques

- [1]. Emilian Koller. Traitement des pollutions industrielles : eau, déchets, sol, boues. Edition Dunod, 480p, 2004.
- [2]. Jean Baptiste Sirven. Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS), Thèse de doctorat ; Université Bordeaux, septembre 2006. <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00122546/fr/>
- [3]. Sandrine Vessigaud. Re-mobilisation des hydrocarbures aromatiques polycycliques de terres industrielles de cokerie et mécanismes impliqués dans le "vieillissement" du fluoranthène, Thèse de doctorat ; Institut National Polytechnique de Lorraine, février 2007. <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00339421/fr/>
- [4]. Belghazi Abdenacer. Etude de la migration des polluants dans le sol (cas du phénol), Projet de fin d'études, ENP 2006.
- [5]. Paul Lecomte. Les sites pollués ; Editions Tec et Doc Paris, 204p, 1998.
- [6]. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon : http://etat.environnement.wallonie.be/uploads/rapports/parties/chapitres/fiches/etudes/dossier_sols_schadeck_1.pdf
- [7]. Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes: applications dans un contexte de gestion des impacts sur les eaux souterraines, Documents du BRGM 300, nouvelle édition, 155p, 2008. www.brgm.fr
- [8]. Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués, Documents du BRGM 298, nouvelle édition 2001: <http://www.sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DOC298-AnalysesSolsPollues.pdf>
- [9]. É Pili. Comprendre les transferts de contaminants dans le sol et protéger nos ressources en eau, 2008. www.clefscea.fr/articles/clefs/abs/2008/04/.../clefs200857p57.html
- [10]. Guillaume LIMOUSIN. Transfert de solutés réactifs dans la zone non-saturée des sols à différentes échelles, Thèse doctorat ; Université Joseph Fourier - Grenoble 1 <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00128889/fr/>
- [11]. In situ treatment technologies for contaminated soil ; United States Environmental Protection Agency, EPA 542/F-06/013, 35p, Novembre 2006. <http://www.epa.gov/tio/tsp>

- [12]. Otmane Boudouch. Etude de la dépollution des sols par extraction sous pression réduite, Thèse de doctorat ; INSA Lyon, 2009. http://www.sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Quelle_technique_quel_traitement16.pdf
- [13]. Analysis of Selected Enhancements for Soil Vapor Extraction, United States Environmental Protection Agency, EPA-542-R-97-007, Septembre 1997. www.clu-in.org/download/remed/sveenhmt.pdf
- [14]. S. Colombano, C. Blanc. Techniques de dépollution des sites et sols contaminés ; BRGM, BRGM/RP - 58609 – FR, 355p, Mai 2010. http://www.sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Quelle_technique_quel_traitement16.pdf
- [15]. Traitabilité des sols pollués, Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances, Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie ADEME, 246p.
www2.ademe.fr/servlet/getBin?name...pdf
- [16]. Off-gas treatment technologies for soil vapor extraction systems state of the practice, United States Environmental Protection Agency:
www.epa.gov/tio/download/remed/EPA542R05028.pdf
- [17]. M. CHARISSOU, SEDE Ph. LEJEUNE. Etat de l'art sur les potentialités des techniques de bioaugmentation dans le traitement des déchets, sédiments et sols pollués, , INSA de LYON, 101 p, 2009.
www.record-net.org/record/RFpdf/Rap_record07-0417_1A.pdf
- [18]. *Technical and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater* 2nd Ed, Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC) 2005.
www.itrcweb.org.
- [19]. Etat de l'art sur la technologie de dépollution des sols et des eaux souterraines par oxydation *in situ*, Rapport final BRGM, décembre 2005
www.brgm.fr/Rapport?code=RP-54096-FR.pdf
- [20]. Renaud DE RIJDT, Le confinement des sols pollués : un ensemble de techniques éprouvées, BENVITEC WALLONIE S.A. ; Décembre 2008
http://www.ef4.be/documents/conference-4-decembre-2008/013_de_rijdt_benvitec.pdf
- [21]. Karine Plante. La gestion commerciale des sols contaminés excavés au Québec ; Centre universitaire de formation en environnement université de Sherbrooke; Sherbrooke, Québec, Canada, 14 décembre 2005.
www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/.../KPlante.pdf

[22]. Pascal ROUDIER. Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués, Fiches de synthèse ; Techniques de l'ingénieur, C 5 582.

[23]. Marie-Odile SIMONNOT. Véronique CROZE. Procédés de traitements physiques et chimiques des sols pollués ; Techniques de l'ingénieur, J 3 981.

[24]. P. Marceau, P. Broquet. Sur l'importance des hétérogénéités du sous-sol en électrodépollution Laboratoire de Géologie Structurale et Appliquée, Université de Franche-Comté, Février 1999.

www.springerlink.com/index/HWBF6T4E7LHWJAGH.pdf

[25]. Traitement biologique des sols pollués recherche et innovation: Etude réalisée pour le compte de l'ADEME par l'ADIT - Société Nationale d'Intelligence Stratégique ; février 2006. www2.ademe.fr/servlet/getBin?name...pdf

[26]. <http://www.ieg-technology.com/fr/technologies/extraction-de-l-air-du-sol/circulatio...05/05/2010>

[27]. David A. Irvine, Heather L. Frost. Bioremediation of soils contaminated with industrial wastes: a report on the state-of-the-art in bioremediation; 2003. www.uhu.es/masteria/master/material/402.pdf

[28]. Timothy M. VOGEL. Bioremédiation des sols ; Techniques de l'ingénieur, J 3 982 ; 2001. <http://www.techniques-ingenieur.fr/book/j3982/bioremediation-des-sols>

[29]. Environmental Protection Agency () Introduction to Phytoremediation (EPA/600/R-99/107February) 2000. <http://www.clu-in.org/download/remed/introphyto.pdf>

[30]. Mireille VILA. Utilisation de plantes agronomiques et lacustres dans la dépollution des sols contaminés par le RDX et le TNT : approches en laboratoire, Thèse de doctorat ; Institut National Polytechnique de Toulouse. <http://ethesis.inptoulouse.fr/archive/00000469/01/vila.pdf>

[31]. Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised, Interstate Technology & Regulatory Council. Washington, D.C. 2009: <http://www.itrcweb.org/Documents/PHYTO-3.pdf>

[32]. Lucian Vasile Pavel, Maria Gavrilescu. Overview of ex situ decontamination techniques for soil cleanup: Environmental Engineering and Management Journal, Vol.7, No.6, 815-834, November/December 2008.

http://omicron.ch.tuiasi.ro/EEMJ/pdfs/vol7/no6/36_Lucian%20Pavel.pdf