



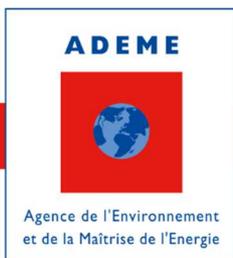
Septembre
2019

PROJET ESTRAPOL

GUIDE TECHNIQUE

Essais de faisabilité de traitement des sols pollués

Version finale



En partenariat avec :



REMERCIEMENTS

Ce projet a été réalisé par le groupement INSAVALOR – Plateforme PROVADEMSE, GINGER-BURGEAP, SUEZ IWS Minerals et ENOVEO avec le soutien financier de l'ADEME. L'ADEME et le groupement des partenaires remercient les acteurs qui ont participé à l'élaboration de ce guide au travers du comité de suivi et du comité de lecture, l'ensemble des 26 experts consultés ainsi que les 69 participants au sondage destiné à cerner les attentes des utilisateurs et tous ceux qui ont relayé ce sondage.

Le comité de suivi était composé des personnes suivantes :

Frédérique CADIERE – ADEME
Philippe BEGASSAT – ADEME
Yves DUCLOS – ADEME
Franck MAROT – ADEME
Guillaume MASSELOT – ADEME
Hubert LEPROND – BRGM
Stéphan COLOMBANO – BRGM
Pascale MICHEL – BRGM

Le comité de lecture était composé des personnes suivantes (liste provisoire) :

Christian VINCQ – DGPR/BSSS
Frédérique CADIERE – ADEME
Yves DUCLOS – ADEME
Hubert LEPROND – BRGM
Christel DE LA HOUGUE – UPDS
Thierry BLONDEL – UCIE
Florent MOURIOT – UCIE
Michel LE MOULT – SNPE
Aude ALMASSIAN – SNPE
Raphaëlle HELLAINE – EDF / RECORD
Patrick CHARBONNIER – LUXCONTROL
Thomas LACAZE – EPF Ile de France
Rémy BAYARD – RECORD

Le comité d'experts était composé des personnes suivantes :

Stéphane ABELLO – GAUTHEY
Christophe BARNIER – GOLDER
Sylvain BERGERONNEAU – SOLER
Romain BRUNEL – COLAS
Gilles CAMSON – AECOM
Christophe CHENE – SOLEO
Véronique CROZE – ELEMENTERRE
Stefaan DE TAVERNIER – EGIS
Alain DUMESTRE – SERPOL
Thierry GISBERT – ARCADIS
Pierre GUIBERT – RAMBOLL
Jan HAEMERS – HAEMERS TECHNOLOGIES
Matthieu HIRRIEN – GRS VALTECH
Simon JEANJEAN – ORTEC
Nicolas JOUHIER – HPC ENVIROTEC
Pierre-Yves KLEIN – REMEA
Jérémy LEPLAT – BIOGENIE
Nathalie MONTIGNY – TAUW
Florent MOURIOT – DEPOLLUTION CONSEIL
Rémy MUTH – SECHE ECO SERVICES
Reynald PEYROT – ERM
Jean-Baptiste ROBLET – ANTEA Group
Nicolas SHARP – ERM
Christelle TARCHALSKI – ARTELIA
Laurent THANNBERGER – VALGO
Bertrand VIDART – AECOM

CITATION DE CE RAPPORT

ADEME, 2019, projet ESTRAPOL, Essais de faisabilité de traitement de sols pollués, Rapport ADEME Expertises, 193 p.

Cet ouvrage est disponible en ligne à l'adresse www.ademe.fr/mediatheque

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME

20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 1772C0009, 1772C0008, 1772C0007 et 1672C0004

Auteurs : PROVADEMSE (Emmanuel VERNUS, Lorena GONZALEZ, Jean-Philippe TAGUTCHOU, Mohamed ABDELGHAFOUR), GINGER BURGEAP (Jean-Marie CÔME, Juliette CHASTANET, Jacques VILLEMAGNE, David ESRAEL), SUEZ IWS Minerals (Jean-Yves RICHARD, Mathieu CHARRIER, Cyrille CURVERS, Sofie HERSSENS), ENOVEO (Olivier SIBOURG, Sandra ENTRESANGLES, Jean-Michel MONIER)

Coordination technique - ADEME : CADIERE Frédérique

Direction Villes et Territoires Durables /Service Friches Urbaines et Sites Pollués

TABLE DES MATIERES

Résumé	7
Abstract	7

1^{ère} Partie - Généralités

1. Contexte du projet.....	9
1.1 Contexte réglementaire et normatif.....	9
1.2 Objectif	10
1.3 Définition des termes « Traitabilité », « Faisabilité », « Essais pilote »	10
1.4 Liste des techniques concernées.....	11
1.5 Application au traitement d'une zone de pollution concentrée et au traitement d'un panache de composés dissous ou gazeux	12
2. Considérations générales applicables à plusieurs ou à l'ensemble des techniques.....	13
2.1 Constantes physico-chimiques pour les polluants organiques	13
2.2 Biodégradabilité des polluants	16
2.3 Perméabilité des sols	21
3. Recommandations générales	27
3.1 Représentativité des échantillons	27
3.2 Conditionnement – Transport avant essais.....	28
3.3 Témoins.....	28
3.4 Réplication d'essais en parallèle.....	28
3.5 Rapport d'essai	28
3.6 Budget prévisionnel.....	29

2^{ème} Partie - Fiches techniques

1. Technique 1 - Venting / Bioventing.....	32
1.1 Description de la technique	32
1.2 Paramètres d'exclusion	32
1.3 Paramètres critiques	33
1.4 Essais en laboratoire.....	35
1.5 Essais de terrain.....	38
1.6 Pour aller plus loin.....	41
2. Technique 2 - Sparging / Biosparging	43
2.1 Description de la technique	43
2.2 Paramètres d'exclusion	44
2.3 Paramètres critiques	44
2.4 Essais en laboratoire.....	46

2.5	Essai de terrain	48
2.6	Pour aller plus loin.....	50
3.	Technique 3 – Récupération de NAPL : pompage-écrémage, pompage de DNAPL, extraction multiphasique.....	51
3.1	Description des techniques	51
3.2	Paramètres d'exclusion	53
3.3	Paramètres critiques	54
3.4	Choix de la technique.....	57
3.5	Essais en laboratoire.....	57
3.6	Essais de terrain.....	58
3.7	Pour aller plus loin.....	65
4.	Technique 4 – Pompage traitement.....	67
4.1	Description de la technique	67
4.2	Paramètres d'exclusion	68
4.3	Paramètres critiques	68
4.4	Essais en laboratoire.....	70
4.5	Essais de terrain.....	70
4.6	Pour aller plus loin.....	73
5.	Technique 5 – Biodégradation aérobie in situ en zone saturée	74
5.1	Description de la technique	74
5.2	Paramètres d'exclusion	74
5.3	Paramètres critiques	75
5.4	Essais en laboratoire.....	77
5.5	Essais de terrain.....	81
5.6	Pour aller plus loin.....	83
6.	Technique 6 – Biodégradation anaérobie in situ en zone saturée	85
6.1	Description de la technique	85
6.2	Paramètres d'exclusion	85
6.3	Paramètres critiques	86
6.4	Essais en laboratoire.....	89
6.5	Essais de terrain.....	91
6.6	Pour aller plus loin.....	95
7.	Technique 7 – Oxydation chimique in situ	96
7.1	Description de la technique	96
7.2	Paramètres d'exclusion	98
7.3	Paramètres critiques	100
7.4	Essais en laboratoire.....	102
7.5	Essais de terrain.....	105

7.6	Pour aller plus loin.....	108
8.	Technique 8 - Réduction chimique in situ.....	109
8.1	Description de la technique.....	109
8.2	Paramètres d'exclusion.....	110
8.3	Paramètres critiques.....	111
8.4	Essais en laboratoire.....	112
8.5	Essai de terrain.....	115
8.6	Pour aller plus loin.....	118
9.	Technique 9 – Désorption thermique in situ.....	119
9.1	Description de la technique.....	119
9.2	Paramètres d'exclusion.....	119
9.3	Paramètres critiques.....	120
9.4	Essais en laboratoire.....	122
9.5	Essais de terrain.....	127
9.6	Pour aller plus loin.....	130
10.	Technique 10 – Lavage in situ (eau, tensio-actifs).....	131
10.1	Description de la technique.....	131
10.2	Paramètres d'exclusion.....	131
10.3	Paramètres critiques.....	132
10.4	Essais en laboratoire.....	134
10.5	Essais de terrain.....	137
10.6	Pour aller plus loin.....	139
11.	Technique 11 - Biodégradation aérobie sur site.....	141
11.1	Description de la technique.....	141
11.2	Paramètres d'exclusion.....	141
11.3	Paramètres critiques.....	141
11.4	Essais en laboratoire.....	144
11.5	Essai de terrain.....	147
11.6	Pour aller plus loin.....	149
12.	Technique 12 – Tri physique sur site.....	150
12.1	Description de la technique.....	150
12.2	Paramètres d'exclusion.....	151
12.3	Paramètres critiques.....	151
12.4	Essais en laboratoire.....	152
12.5	Essais de terrain.....	154
12.6	Pour aller plus loin.....	157
13.	Technique 13 - Venting sur site.....	158
13.1	Description de la technique.....	158

13.2	Paramètre d'exclusion.....	158
13.3	Paramètres critiques	158
13.4	Essais en laboratoire.....	160
13.5	Essai de terrain	161
13.6	Pour aller plus loin.....	163
14.	Technique 14 – Stabilisation – Solidification sur site.....	164
14.1	Description de la technique	164
14.2	Paramètres d'exclusion.....	165
14.3	Paramètres critiques	165
14.4	Essais en laboratoire.....	166
14.5	Essais de terrain.....	171
14.6	Pour aller plus loin.....	173
15.	Méthode de gestion – Atténuation Naturelle Contrôlée (ANC).....	174
15.1	Principales caractéristiques de l'ANC considérée dans le contexte ESTRAPOL.....	174
15.2	Contenu de l'étude de faisabilité de l'ANC.....	177
15.3	Pour aller plus loin.....	183
	Index des tableaux et figures	186
	Glossaire	189
	Lexique des abréviations	192

Résumé

Le présent guide technique élaboré dans le cadre du projet ESTRAPOL vise à apporter aux différents acteurs du domaine des sites et sols pollués des éléments détaillés de contenu des essais de faisabilité de traitement en laboratoire et de terrain pour les principales techniques de traitement de sols mises en œuvre en France.

Il comprend une première partie générale comportant des éléments de contexte, des considérations générales applicables à plusieurs ou à l'ensemble des techniques (constantes physico-chimiques de polluants organiques, biodégradabilité de polluants, perméabilité des sols), des recommandations générales (représentativité des échantillons, conditionnement et transport avant essais, essais témoins, réplication d'essais, rapport d'essai et budget prévisionnel).

Dans la deuxième partie, chacune des techniques considérées fait l'objet d'une fiche comprenant un rappel descriptif de la technique, l'identification de paramètres d'exclusion, caractéristiques du site, du sol et/ou des polluants susceptibles de rendre la technique inappropriée, l'identification des paramètres critiques qui agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité mais sans jamais la remettre en cause complètement, la description des essais de faisabilité en laboratoire et des essais de terrain en présentant leurs principes, champ d'application, objectifs, résultats attendus et des lignes directrices pour la mise en œuvre des essais et l'interprétation de leurs résultats. Un logigramme décisionnel reprend pour chacune des techniques la démarche logique de caractérisation et essais permettant d'aboutir à la validation de la faisabilité de la technique concernée ou la nécessité de rechercher une autre solution de traitement. Enfin des éléments de bibliographie sont proposés pour permettre au lecteur intéressé d'approfondir ses connaissances sur le sujet.

Abstract

This technical guide developed as part of the ESTRAPOL project aims to provide the various actors in the field of polluted sites and soils with detailed content elements of laboratory and field treatment feasibility tests for the main soil remediation technologies used in France.

It includes a first general part containing background information, general considerations applicable to several or all techniques (physico-chemical constants of organic pollutants, biodegradability of pollutants, soil permeability), general recommendations (representativeness of samples, conditioning and transport before testing, control tests, test replication, test report and provisional budget).

In the second part, each of the technology considered is the subject of a sheet containing a descriptive reminder of the technique, the identification of exclusion parameters, characteristics of the site, soil and/or pollutants likely to make the technique inappropriate, the identification of critical parameters that act positively or negatively on the feasibility but never completely question it, the description of laboratory feasibility tests and field tests by presenting their principle, scope, objectives, expected results and guidelines for the implementation of the tests and the interpretation of their results. A decision-making flowchart shows for each of the techniques the logical approach of characterization and tests leading to the validation of the feasibility of the technique concerned or the need to seek another treatment solution. Finally, bibliographical elements are proposed to allow the interested reader to deepen his knowledge on the subject.

1^{ère} partie

Généralités

1. Contexte du projet

La Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués, dans sa version publiée le 19 avril 2017, introduit la notion de « Plan de Conception de Travaux » qui comprend « la réalisation d'essais de faisabilité et de traitabilité en laboratoire ou de terrain qui s'avèrent nécessaires dans la plupart des cas pour sécuriser les scénarios de gestion identifiés et aider au dimensionnement des travaux de réhabilitation et des installations de traitement en limitant les incertitudes ». Cette étape vise à répondre aux enjeux environnementaux et économiques posés par la difficulté, pour les maîtres d'ouvrage et leurs prestataires d'étude et de travaux de dépollution, de s'engager a priori sur la réalisation de travaux de dépollution selon une technique de traitement adaptée aux objectifs de dépollution poursuivis.

La problématique et les conséquences de l'engagement de travaux de dépollution insuffisamment préparés par des analyses ou des essais préliminaires est connue depuis de nombreuses années par les maîtres d'ouvrage. C'est pourquoi l'ADEME a lancé, dès 1998 la réalisation du Guide « Essais de traitement » puis « Traitabilité des sols pollués » paru en 2009.

Le Guide « Traitabilité des sols pollués » a été construit à partir de travaux de laboratoires de recherche pour répondre d'une part aux besoins des Maîtres d'Ouvrage quant à la sélection des techniques appropriées et d'autre part à la nécessité d'encadrer les procédures d'essais en laboratoire.

Depuis 2012, l'ADEME et le BRGM ont créé l'outil en ligne SelecDEPOL pour l'aide à la présélection des techniques de traitement. Cet outil reprend en grande partie le contenu du « Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances » composant le Guide ADEME de 2009 et le rapport BRGM « Quelle technique pour quels traitements ? Analyse coûts-bénéfices » de 2010.

Ainsi, compte tenu des orientations données par le Ministère en charge de l'écologie (DGPR) concernant l'importance des essais de faisabilité de traitement dans le cadre de l'application de la Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (Avril 2017), il est apparu souhaitable au consortium PROVADEMSE-BURGEAP-ENOVEO-SUEZ de mettre à jour la partie du Guide ADEME consacrée aux procédures d'essais, de sorte qu'il réponde plus efficacement aux attentes des prestataires et maîtres d'ouvrage concernés, avec comme objectif principal de contribuer à sécuriser le choix des techniques de dépollution préconisées lors du Plan de Gestion et dans le Plan de Conception de Travaux.

1.1 Contexte réglementaire et normatif

La réalisation d'essais de faisabilité de traitement s'inscrit dans la Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués à deux stades du déroulement de la méthodologie, dans le Plan de Gestion ou dans le Plan de Conception de Travaux. Un document guide consacré au Plan de Conception de Travaux vient compléter la méthodologie nationale.

Les essais de faisabilité de traitement sont mentionnés dans le cadre de la norme de services NF X 31-620-3 (décembre 2018), sous les codifications :

- B111 Essais en laboratoire
- B112 Essais de terrain

Les principaux documents français portant sur l'ingénierie des travaux de dépollution et la réalisation d'essais de faisabilité de traitement sont les suivants :

- Rapport BRGM de 2010 : « Quelles techniques pour quels traitements – analyse coûts-bénéfices » (BRGM/RP-58609-FR)
- Rapports ADEME de 2008 – « Traitabilité des sols pollués – Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances » (synthèse, guide méthodologique, document de référence, cahiers des charges)
- UPDS : « Dimensionnement des travaux - Outil d'aide à la décision précisant, pour chaque technique, la liste des paramètres à fournir dans le dossier de consultation des entreprises (DCE) » La liste des paramètres de dimensionnement est reprise dans l'onglet « Dimensionnement » de chaque technique sur www.selecdepoll.fr.

De nombreuses informations contenues dans ces documents ont été intégrées dans le site www.selecdepoll.fr.

1.2 Objectif

L'objectif principal du guide issu du projet ESTRAPOL est de fournir, pour les différentes techniques qu'il aborde, la nature des études de faisabilité à réaliser pour sécuriser le choix et aider au dimensionnement des techniques de dépollution.

Ainsi le document vise à apporter aux prescripteurs « d'études de faisabilité » de sites et sols pollués, aux administrations de contrôle (DREAL, DRIEE, ARS) ainsi qu'aux prestataires en charge de la réalisation de ces essais des éléments de cadrage qui permettent d'harmoniser les pratiques des différents prestataires dans la perspective de répondre aux principales questions suivantes :

- La technique est-elle appropriée dans son principe compte tenu des caractéristiques du site, du sol et de la pollution ?
- Quelles sont les performances de traitement à attendre de la technique de dépollution et les éléments permettant de la dimensionner ?

La faisabilité du traitement est ainsi évaluée, dans ce guide, sur la base de critères performanciers, l'objectif premier de ces traitements consistant à dégrader, extraire ou stabiliser les polluants présents dans le sol. D'autres critères pouvant relever du bilan coût-avantage (optimisation économique, qualité agronomique ou environnementale des sols traités, ...) ne sont pas pris en compte ici. Ils peuvent donc faire l'objet, le cas échéant, d'études et de caractérisations complémentaires.

Le dimensionnement du traitement de la pollution sur le site en tant que tel relève quant à lui d'un travail d'ingénierie qui vient en aval de ces essais.

L'encadrement des procédures de caractérisation et d'essais proposé dans ce document repose sur le principe selon lequel la sélection des techniques de traitement appropriées s'appuie sur des critères objectifs et vérifiables.

L'esprit de ce livrable repose sur une approche pragmatique qui privilégie :

- dans un premier temps une expertise sur un nombre de paramètres caractérisant le sol à traiter. Ces paramètres (par exemple, la perméabilité des sols, le battement de la nappe, ou la concentration en oxygène dissous dans l'eau souterraine), sont classés en « paramètres d'exclusion » et en « paramètres critiques ». Ils sont réputés être acquis dans le cadre de la phase de diagnostic pollution ;
- dans un second temps, des essais en laboratoire et/ou de terrain qui prennent en compte les attentes des prestataires d'ingénierie des travaux de dépollution ainsi que des opérateurs de travaux de dépollution.

1.3 Définition des termes « Traitabilité », « Faisabilité », « Essais pilote »

Les notions de « Traitabilité », « Faisabilité » et « Essais pilote » nécessitent une définition communément admise.

Une consultation des acteurs de la dépollution des sites sur la définition de ces termes a été lancée par le biais d'un sondage annoncé au colloque INTERSOL le 29/03/2018. Ce sondage a fait l'objet de 69 participations. Les réponses apportées sous forme de champ libre à la question « Quelle est pour vous la définition des termes traitabilité, faisabilité de traitement, essai pilote ? » n'ont pas conduit à un sens clairement différenciant entre les deux premières notions :

- Pour « Traitabilité », les expressions recensées portent principalement sur la capacité d'une pollution à être traitée
- Pour « Faisabilité de traitement », les expressions portent principalement sur les possibilités de traitement dans les conditions de mise en œuvre
- Pour « Essai pilote », les expressions portent principalement autour de la validation en vue de dimensionnement sur le terrain.

A partir de ces retours et après échanges au sein du consortium, il est proposé, en référence à la norme NF X 31-620-3, l'emploi du terme générique « Études de faisabilité » qui comprend dans la norme les essais en laboratoire et les essais de terrain.

Pour éviter les confusions de langage, il est donc proposé d'adopter un terme unique (« étude de faisabilité ») et d'abandonner le terme « Traitabilité » dans ce document. Le terme « étude de faisabilité » regroupe ainsi les 2 notions de faisabilité et de traitabilité. On distingue conformément à la codification NF X 31-620-3 les essais de faisabilité en laboratoire des essais de faisabilité de terrain.

Comme il est indiqué dans le Guide méthodologique relatif au Plan de Conception de Travaux (PCT), il existe, parmi les essais en laboratoire et les essais de terrain, deux catégories d'essais définies ainsi :

- **Essais d'orientation** : ils visent à valider la possibilité de mettre en œuvre une technique de dépollution (par exemple, caractère biodégradable d'un polluant dans un sol donné). A noter que cette typologie d'essais relève principalement (mais pas exclusivement) du laboratoire ;
- **Essais d'évaluation des performances** : ils servent à vérifier l'atteinte des objectifs jusqu'à l'estimation de la vitesse de traitement donc de sa durée prévisionnelle. Ces essais concernent en priorité la mise en œuvre de protocoles expérimentaux sur le terrain (par exemple, estimation de la cinétique d'un venting en conditions réelles sur le terrain et des incertitudes associées).

1.4 Liste des techniques concernées

Les techniques visées par le présent document ont été sélectionnées parmi les techniques in situ ou sur site les plus couramment utilisées d'après les données de recensement ADEME et l'expérience des membres du consortium. Les techniques de traitement mises en œuvre en installation centralisée hors site ne sont pas intégrées dans ce document du fait que les caractérisations et essais nécessaires en amont de ces traitements relèvent de cahiers des charges spécifiques de chaque installation.

Au total, 14 techniques de traitement et 1 méthode de gestion (Atténuation Naturelle Contrôlée) des sites et des sols pollués ont été sélectionnées (Tableau 1).

Tableau 1 – Techniques retenues dans le cadre du projet ESTRAPOL

Mise en œuvre	N°	Technique	Codification NF X 31-620-4
Traitement in situ	1	Venting – Bioventing	C311a – C315b
	2	Sparging - Biosparging	C311c – C315c
	3	Récupération de NAPL : Pompage/Écrémage – Pompage de DNAPL – Extraction multiphasique	C311e – C311b
	4	Pompage – Traitement	C311d
	5	Biodégradation aérobie en ZS	C315a
	6	Biodégradation anaérobie en ZS	C315a
	7	Oxydation chimique	C313b
	8	Réduction chimique	C313c
	9	Désorption thermique	C314a
	10	Lavage (eau, tensio-actifs)	C313a
Traitement sur site	11	Biodégradation aérobie	C325b
	12	Tri physique	C321b
	13	Venting sur site	Non codifiée
	14	Stabilisation – Solidification	C322b
Méthode de gestion	15	Atténuation Naturelle Contrôlée	Non codifiée

1.5 Application au traitement d'une zone de pollution concentrée et au traitement d'un panache de composés dissous ou gazeux

Les techniques appliquées à ces deux cas de figure sont les mêmes mais leur mise en œuvre diffère. Le traitement d'un panache dissous ou gazeux est généralement mis en œuvre lorsque la zone de pollution concentrée (ou zone source) n'est pas accessible au traitement, ou parfois lorsqu'il n'y a pas de zone source identifiée ou encore à la suite d'un traitement d'une source de pollution.

Au stade de la conception du programme d'essais, il doit être défini prioritairement si le traitement prévu à l'échelle du site vise :

- La zone de pollution concentrée ou la zone source,
- Le panache dissous ou gazeux.

Ce choix guidera la réflexion pendant toute la durée de réalisation des essais de faisabilité. Dans certains cas, les deux objectifs peuvent être envisagés en parallèle au départ pour conserver in fine l'approche la plus performante.

2. Considérations générales applicables à plusieurs ou à l'ensemble des techniques

Avant d'envisager la mise en œuvre d'essais pour sécuriser la faisabilité de traitement de sols pollués et d'en identifier les éléments de dimensionnement, il est important d'examiner, en premier lieu, les caractéristiques du site, du sol et/ou des polluants concernés susceptibles de rendre la technique inappropriée. Ces caractéristiques sont désignées dans le guide sous le terme de « paramètres d'exclusion ». D'autres caractéristiques ayant une influence sur l'aptitude au traitement mais ne remettant pas en cause sa faisabilité sont désignées sous le terme de « paramètres critiques ». Ces paramètres (d'exclusion et critiques) sont décrits en détail dans le chapitre correspondant aux techniques concernées.

Ces paramètres (d'exclusion et critiques) peuvent être spécifiques à une technique mais certains s'appliquent à bon nombre de techniques de traitement comme c'est le cas de la perméabilité des sols ou de la biodégradabilité des polluants. Des éléments de compréhension de ces paramètres ainsi que les méthodes de mesure sont présentées dans ce chapitre.

Par ailleurs, certains paramètres concernent les constantes physico-chimiques des polluants dont les valeurs peuvent différer selon la source bibliographique retenue. Il est proposé dans le cadre de ce guide de considérer les valeurs des constantes physico-chimiques caractéristiques des principaux polluants d'intérêt qui sont rassemblées sous forme d'un tableau dans le chapitre suivant.

2.1 Constantes physico-chimiques pour les polluants organiques

Pour les polluants organiques, les systèmes faisant l'objet d'essais sont des sols contenant une phase solide et différentes phases fluides (phase organique dénommée dans ce guide selon le vocable anglo-saxon NAPL (Non Aqueous Phase Liquid), eau, gaz) que l'on peut classer selon les trois compartiments du milieu souterrain. Mentionnons que chacune des phases fluides peut être mobile ou immobile.

- La zone non saturée (ZNS) : elle contient du gaz mobile, de l'eau immobile (et éventuellement mobile, en particulier lors d'un épisode pluvieux), éventuellement du NAPL immobile ainsi que des polluants adsorbés sur la matrice solide
- La zone saturée (ZS) : elle contient de l'eau mobile et des polluants adsorbés, éventuellement du NAPL immobile ou mobile (DNAPL (Dense NAPL))
- La zone de battement de nappe (ZBN) : elle contient de l'eau mobile et immobile, du gaz mobile et immobile, des polluants adsorbés, éventuellement du NAPL immobile et/ou mobile (LNAPL (Light NAPL)).

La Figure 1 montre un exemple de sols contenant de l'eau mobile et du NAPL immobile.

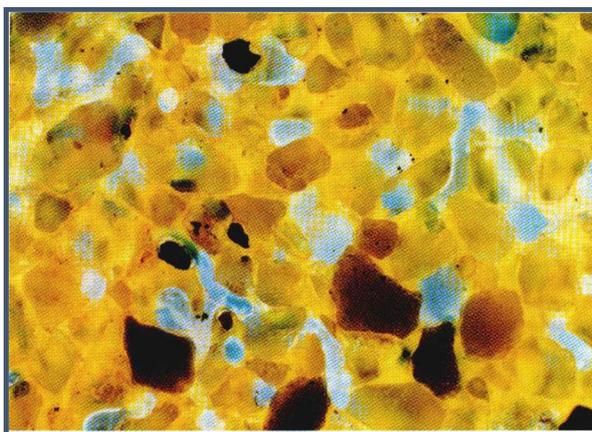


Figure 1 – Exemple de milieu poreux contenant des grains solides (en noir ou jaune foncé), de l'eau mobile (jaune clair) et du NAPL immobile (en bleu) [Source : Wilson et al., 1990]

Dans ce contexte, les polluants organiques peuvent être présents sous différentes formes : NAPL (ici la totalité de la phase est constituée par du polluant), dissoute dans l'eau, gazeuse, adsorbée sur les grains solides. Les échanges entre ces différentes phases sont régis notamment par des constantes physico-chimiques (cf. Figure 2) :

- Solubilité (S) : échanges NAPL/eau
- Pression de vapeur saturante (Pv) : échange NAPL/gaz
- Constante de Henry (H) : échange eau/gaz
- Coefficient d'échange sol/eau (Kd)
- Coefficient d'échange sol/gaz (Kd')

Les grandeurs S, Pv et H correspondent à des constantes physico-chimiques déterminées en laboratoire dans des conditions de température données (souvent 20 ou 25°C). Il convient donc formellement de les adapter aux conditions de température de l'essai.

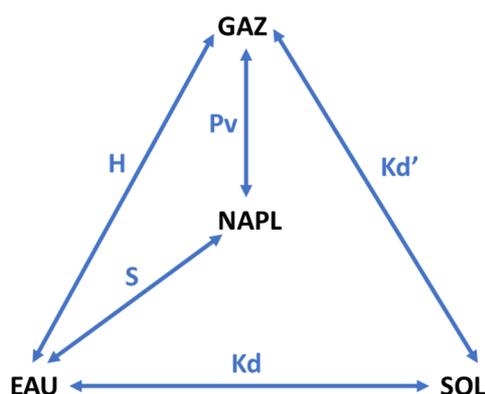


Figure 2 – Grandeurs physico-chimiques reliant les différentes phases (sols pollués par des composés organiques)

Concernant les coefficients d'échange sol/eau et sol/gaz, l'approche utilisée habituellement pour estimer ces propriétés de sorption est la suivante :

$$Kd = foc \cdot Koc$$

avec

- Kd coefficient de distribution sol/eau [L/g (m³/kg)]
- Koc coefficient de partage carbone organique/eau [L/g (m³/kg)]
- foc fraction de carbone organique dans le sol [-]

Cette relation fait l'hypothèse que l'adsorption est strictement liée à la fraction organique des sols. Le coefficient Koc est généralement estimé à partir du coefficient de partage octanol/eau.

Le Tableau 2 présente ces différentes constantes physico-chimiques ainsi que quelques autres propriétés d'intérêt pour les polluants organiques les plus couramment rencontrés sur les sites et sols pollués.

Ces propriétés physico-chimiques permettent en particulier d'estimer les concentrations maximales théoriques (concentration d'équilibre) en polluants organiques dans les différentes phases (eau, gaz, sorbé).

Pour un corps pur, la valeur de la concentration d'équilibre dans l'eau n'est autre que la solubilité du corps pur à une température donnée. Les choses sont plus complexes lorsque l'on a à faire à une phase organique constituée de plusieurs composés (par exemple, les coupes pétrolières). Dans ce cas, la prédiction des concentrations d'équilibre dans l'eau pour chaque composé peut se faire en première approximation par la loi de Raoult :

$$C_{w\beta} = Cs_{\beta} \cdot x_{o\beta}$$

avec :

- $C_{w\beta}$ concentration d'équilibre dans l'eau pour le composé β [mg/L (kg/m³)]
- Cs_{β} solubilité du corps pur β dans l'eau [mg/L (kg/m³)]
- $x_{o\beta}$ fraction molaire du composé β dans la phase organique (= 1 pour un corps pur)

La loi de Raoult peut également s'appliquer pour estimer la concentration d'équilibre dans le gaz en présence d'une phase organique multi-composés.

Tableau 2 - Propriétés physico-chimiques des principaux polluants organiques du sol

Famille	Composé	Masse molaire (g/mol)	Densité	Température d'ébullition (°C)	Constante de Henry (Pa.m3/mol)	Coefficient de partage octanol/eau (Log Kow)	Solubilité (mg/L)	Pression de vapeur saturante (Pa)
n-alcanes	Pentane, n-	72,15	0,63	36	126 656	3,39	38	68 528
	Hexane, n-	86,18	0,66	68,7	182 385	3,9	9,5	20 172
	Heptane, n-	100,21	0,68	98,5	202 650	4,66	3,4	6 133
	Nonane, n-	128,26	0,72	150,8	344 505	5,65	0,22	593
	Decane	142,29	0,73	174,1	521 823	5,01	0,052	191
mono-aromatiques (BTEX)	Benzene	78,11	0,88	80	562	2,13	1 790	12 639
	Toluene	92,14	0,86	110,6	673	2,73	526	3 786
	Ethylbenzene	106,17	0,86	136,1	798	3,15	169	1 280
	Xylènes	106,17	0,86	138,5	672	3,16	106	1 065
	Trimethylbenzene, 1,3,5-	120,2	0,86	164,7	889	3,42	48,2	331
Hydrocarbures polyaromatiques (HAP)	Naphtalene	128,18	1,03	217,9	44,6	3,3	31	11,3
	Acenaphthylene	152,2	0,9	280	11,6	3,94	16,1	0,89
	Acenaphthene	154,21	1,22	279	18,6	3,92	3,9	0,29
	Fluorene	166,22	1,2	295	9,7	4,18	1,69	8,00E-02
	Phenanthrene	178,24	0,98	340	4,3	4,46	1,15	1,61E-02
	Anthracene	178,24	1,28	339,9	5,6	4,45	4,34E-02	8,71E-04
	Fluoranthene	202,26	1,25	384	0,9	5,16	0,26	1,23E-03
	Pyrene	202,26	1,27	404	1,2	4,88	0,135	6,00E-04
	Benzo[a]anthracene	228,3	1,27	437,6	1,2	5,76	9,40E-03	2,80E-05
	Chrysene	228,3	1,27	448	0,53	5,81	2,00E-03	8,31E-07
	Benzo[b]fluoranthene	252,32	nd	442,8	6,66E-02	5,78	1,50E-03	6,67E-05
	Benzo[k]fluoranthene	252,32	nd	480	5,92E-02	6,11	8,00E-04	1,29E-07
	Benzo[a]pyrene	252,32	nd	495	4,63E-02	6,13	1,62E-03	7,32E-07
	Indeno[1,2,3-cd]pyrene	276,34	nd	536	3,53E-02	6,7	1,90E-04	1,67E-08
	Dibenzo[a,h]anthracene	278,36	nd	524	1,43E-02	6,75	2,49E-03	1,27E-07
Benzo[g,h,i]perylene	276,34	nd	486,31	3,35E-02	6,63	2,60E-04	1,33E-08	
Phénols	Phenol	94,114	1,05	181,8	3,37E-02	1,46	82 800	46,7
	Cresol, m-	108,14	1,03	202,2	8,67E-02	1,96	22 700	14,7
	Dimethylphenol, 2,4-	122,17	0,97	210,9	9,64E-02	2,3	7 870	13,6
Phénols chlorés	Chlorophenol, 2-	128,56	1,26	174,9	1,1	2,15	11 300	337,0
	Dichlorophenol, 2,4-	163	1,38	210	0,43	3,06	5 550	12
	Trichlorophenol, 2,4,6-	197,45	1,49	246	0,26	3,69	800	1,07
	Pentachlorophenol	266,34	1,98	309,5	2,48E-03	5,12	14	1,47E-02
Ethylènes chlorés	Chlorure de vinyle	62,5	0,91	-13,3	2 817	1,38	8 800	397 299
	Dichloroéthylène, 1,1-	96,94	1,21	31,7	2 645	2,13	2 420	79 993
	Dichloroéthylène, 1,2-trans-	96,94	1,26	48,7	950	2,09	4 520	44 130
	Dichloroéthylène, 1,2-cis-	96,94	1,28	60,1	413	1,86	6 410	26 664
	Trichloroéthylène	131,39	1,46	87,2	998	2,42	1 280	9 199
	Tetrachloroéthylène	165,83	1,62	121,3	1 793	3,4	206	2466
Méthanes chlorés	Chlorométhane	50,49	0,91	-24	894	0,91	5 320	573 285
	Dichlorométhane	84,93	1,33	40	329	1,25	13 000	57 995
	Trichlorométhane	119,38	1,48	61,1	372	1,97	7 950	26 264
	Tetrachlorométhane	153,82	1,59	76,8	2 797	2,83	793	15 332
Ethanes chlorés	Dichloroéthane, 1,1-	98,96	1,18	57,4	569	1,79	5 040	30 304
	Dichloroéthane, 1,2-	98,96	1,25	83,5	120	1,48	8 600	10 519
	Trichloroéthane, 1,1,1-	133,41	1,34	74	1 743	2,49	1 290	16 532
	Trichloroéthane, 1,1,2-	133,41	1,44	113,8	83	1,89	4 590	3 066
	Tetrachloroéthane, 1,1,1,2-	167,85	1,54	130,2	253	2,93	1 070	1 600
	Tetrachloroéthane, 1,1,2,2-	167,85	1,6	146,5	37	2,39	2 830	616

Source : Site web <https://rais.ornl.gov/index.html> (consultation avril 2019)

Nd : non disponible

2.2 Biodégradabilité des polluants

2.2.1 Conditions de biodégradation

Les procédures pour acquérir et interpréter les données qui rendent compte de la dégradation biologique des solvants chlorés et hydrocarbures sont assez bien documentés (voir en particulier USEPA (1997), ADEME/MACAOH (2007), ADEME/ATTENA (2013)). Les mesures réalisées ont pour objectif d'identifier quel est le processus dégradatif dominant. Le Tableau 3 présente de façon synthétique les différentes conditions de dégradation.

Tableau 3 – Synthèse de la biodégradabilité des solvants chlorés et des hydrocarbures (issue notamment de USEPA (1997), ADEME/MACAOH (2007), ADEME/ATTENA (2013))

Famille		Composé	Biodégradation aérobie	Biodégradation anaérobie	Co-métabolisme
Chloré	éthylène chloré	CV	•	••	•
		11-DCE	• ?	••	•
		c-12-DCE	•	••	•
		t-12-DCE	• ?	••	•
		TCE	non	••	•
		PCE	non	••	• ?
		CA	• ?	non	• ?
	éthane chloré	11-DCA	••	non	•
		12-DCA	••	non	•
		112-TCA	<i>Données insuffisantes</i>		
		111-TCA	non	non	•
	méthane chloré	CM	••	•	• ?
		DCM	•	••	•
		CF	• ?	••	•
CT		non	••	• ?	
hydrocarbure	pétrolier	BTEX	••	•	•
		HCT C5-C10	••	•	
		HCT C10-C40	••	•	
	oxygéné	MTBE - ETBE - TAMA - TBA	••		•
		Naphtalène	••	•	• ?
	HAP	3 cycles	•	•	• ?
		4 et +	•	•	• ?

- Mécanisme principal (pouvant concourir à un abattement significatif du polluant)
- Mécanisme existant (reporté dans la littérature)
- ? Mécanisme probable
- non : « non identifié »

2.2.2 Bioremédiation

La bioremédiation peut être définie comme l'ensemble des technologies visant à modifier les conditions environnementales (physiques, chimiques, biochimiques ou microbiologiques) pour encourager les micro-organismes à dégrader ou à détoxifier les contaminants organiques et inorganiques dans l'environnement. Dans le cas de mécanismes de dégradation, l'action des microorganismes peut conduire à la production d'intermédiaires métaboliques plus ou moins toxiques que la molécule mère (cf. 2.2.6). Il est possible de différencier la biostimulation et la bioaugmentation :

- La biostimulation fait appel aux capacités métaboliques des microorganismes indigènes, c'est-à-dire naturellement présents dans le milieu, que l'on va chercher à stimuler par des apports exogènes (ex : nutriments, substrats, oxygène, ...), en vue de favoriser la dégradation des polluants ;

- La bioaugmentation intervient quant à elle lorsque les capacités métaboliques des microorganismes indigènes ne sont pas adéquates pour la dégradation des polluants impactant le milieu. Cette approche considérée comme la plus invasive, consiste à cultiver des microorganismes indigènes ou exogènes (non présents naturellement dans le milieu) dont les capacités métaboliques sont connues pour leur implication dans les voies de biodégradation caractérisées des polluants ciblés, puis de les (ré)injecter dans le milieu afin de rendre possible ou d'améliorer la dégradation d'un polluant.

Dans le cadre de ce guide, **les traitements biologiques décrits ne concernent que la biostimulation**, la bioaugmentation étant actuellement mise en œuvre de façon marginale dans le cadre de la gestion de sites et sols pollués.

2.2.3 Métabolisme microbien

Pour assurer sa croissance, un microorganisme doit trouver dans son environnement de quoi satisfaire ses besoins énergétiques et nutritifs. Pour générer de l'énergie, un donneur d'électrons et un accepteur d'électrons sont requis. Par le biais d'une cascade de réactions d'oxydoréduction, le donneur d'électrons va libérer des électrons qui seront transférés vers un accepteur final d'électrons. Le donneur d'électrons peut être organique ou inorganique (ex : le dihydrogène, le glucose, ...). Selon la nature chimique de l'accepteur final d'électrons, deux grands types de respiration sont distingués :

- accepteur = O₂ → respiration aérobie ;
- accepteur ≠ O₂ → respiration anaérobie.

Quand il est différent du dioxygène (O₂), l'accepteur final d'électrons peut être minéral (nitrates, sulfates, gaz carbonique) ou organique (ex. : fumarate, COHV, ...), cf. Tableau 4 .

La majorité des bactéries sont dites hétérotrophes et utilisent une source de carbone organique.

Tableau 4 - Type de respiration en fonction de l'accepteur final d'électrons

Accepteur d'électrons	Produits finaux réduits	Type de respiration	Nom du processus
O ₂	H ₂ O	Aérobie	Respiration aérobie = Biodégradation aérobie
NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻ , NH ₃ ou N ₂	Anaérobie	Dénitrification - respiration des nitrates
Fe ³⁺	Fe ²⁺		Ferroréduction - respiration du fer
SO ₄ ²⁻	S ou H ₂ S		Sulfatoréduction - réduction des sulfates
Fumarate COHV	Succinate Autre COHV ou éthylène		Accepteur d'électrons organique = Biodégradation anaérobie
CO ₂	CH ₄		Méthanogenèse

Les microorganismes interagissent entre eux et le terme de « consortium microbien » décrit un ensemble d'au moins deux organismes. La notion de consortium est très importante puisque les interactions sont essentielles pour la réalisation des cycles biogéochimiques. En effet, ces cycles sont souvent dus à des consortia complexes impliquant des individus qui peuvent être très différents. Dans ce modèle, les différentes étapes du cycle sont réalisées par des microorganismes spécifiques qui ne pourraient pas, en l'absence des autres membres, consommer les nutriments ou sources d'énergie présentes.

C'est par exemple le cas lors de l'ajout d'un substrat carboné favorisant la biodégradation anaérobie des éthylènes chlorés en zone saturée. Dans un premier temps, le substrat carboné, facilement fermentescible (huile de soja, la mélasse...) est dégradé par des bactéries à métabolisme fermentaire afin de générer de l'acétate et du dihydrogène. Dans un second temps, les bactéries dites « déhalorespirantes » vont utiliser cet acétate et le dihydrogène pour se développer et réduire les molécules chlorées.

Dans un contexte environnemental, il est important de préciser qu'au-delà de la biodégradabilité, un polluant n'est pas forcément biodégradé. En effet, il est nécessaire que les bactéries indigènes se développent dans un milieu riche en nutriments, sans présence d'inhibiteurs ou de toxiques. Et qu'en fonction de la voie de biodégradation considérée, le potentiel d'oxydo-réduction, la température et le pH soient adéquats.

2.2.4 Les outils de biologie moléculaire

Les outils de biologie moléculaire, au sens large, sont les outils permettant d'isoler, de manipuler ou encore de caractériser les composants moléculaires d'une cellule ou d'un ensemble de cellules. Les composants moléculaires classiquement étudiés sont l'ADN et l'ARN mais peuvent également inclure les protéines de structure (eg, constituant cellulaire) ou de fonction (eg, enzymes responsables de la dégradation des contaminants) et les acides gras (constituant de la membrane des cellules) (Figure 3). Ces outils offrent un intérêt tout particulier pour les microorganismes environnementaux car ces derniers sont rarement isolables et cultivables sur des milieux synthétiques. On observe en effet que près de 99% des microorganismes présents dans un échantillon environnemental (eg, sol) ne sont généralement pas cultivables et sont donc complètement ignorés lors d'études utilisant des méthodes de microbiologie classiques basées sur la culture de ces microorganismes sur milieux synthétiques. Les outils de biologie moléculaire vont permettre de passer outre cette limitation puisqu'ils ne nécessitent pas de cultiver et d'isoler les microorganismes pour les étudier. Leur force réside également dans le fait que l'on puisse étudier et analyser lors d'une même étape l'ensemble des microorganismes présents dans un échantillon.

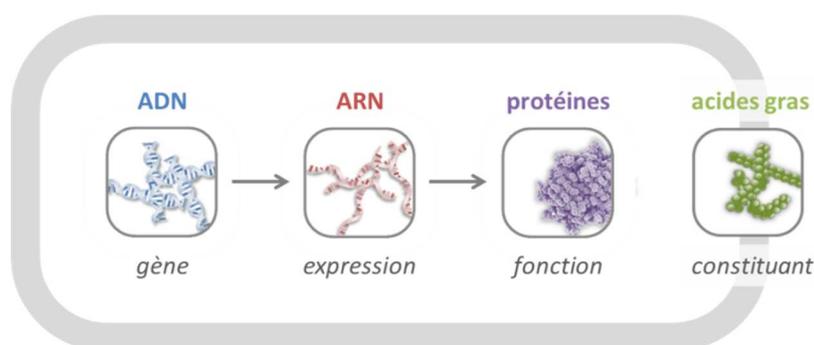
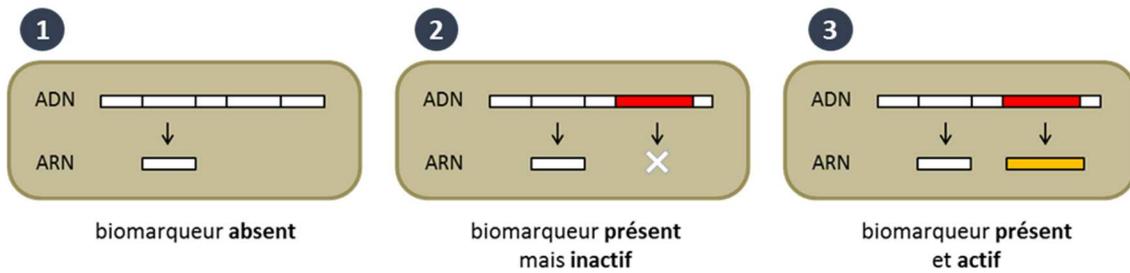


Figure 3 - Composants de la cellule analysés à l'aide des outils de biologie moléculaire (source ENOVEO).

L'ADN (Acide DésoxyriboNucléique) est le support de l'information génétique d'un individu et constitue son génome (ensemble des gènes). Lorsqu'un individu exprime un gène (activité de ce gène), l'ADN est transcrit en ARN. L'ARN (Acide RiboNucléique) est la molécule servant à transférer les instructions génétiques inscrites dans l'ADN. L'ARN, qui constitue un reflet de l'activité de la bactérie, est ensuite traduit pour former les protéines. Les protéines peuvent avoir un rôle structurel (constituant de la cellule) ou fonctionnel (enzymes). Les acides gras sont des constituants de la cellule, pouvant être utilisés pour différencier les organismes.

Bien que leur réalisation n'ait pas vocation à suppléer les outils conventionnels, ils offrent de nombreux bénéfices et fournissent de nouvelles données permettant d'optimiser et sécuriser les stratégies de dépollution. Ils permettent par exemple de déterminer si un traitement par bioremédiation est envisageable ou si la dégradation biotique est effective, de redéfinir les stratégies, de suivre l'efficacité d'un traitement. Leur intérêt réside également dans le fait qu'ils permettent de comprendre les mécanismes microbiens en jeu et ainsi de pouvoir anticiper le devenir des polluants et d'identifier les causes d'un éventuel dysfonctionnement ou d'une perte d'efficacité d'un traitement mis en place.

A titre d'exemple, il est possible de rendre compte de la présence (ADN) et de l'activation (ARN) d'un potentiel de biodégradation vis-à-vis d'un polluant. La recherche des biomarqueurs peut être réalisée par PCR (réaction en chaîne par polymérisation). La qPCR est utilisée pour quantifier des séquences cibles d'ADN et permet de dire si un biomarqueur donné est présent. La RT-qPCR est utilisée pour quantifier des séquences cibles d'ARN et permet de dire si un biomarqueur est actif. Lors de la recherche de biomarqueurs, 3 situations peuvent se présenter : (1) le biomarqueur est absent, (2) le biomarqueur est présent mais n'est pas actif (présent seulement dans l'ADN extrait) et (3) le biomarqueur est présent et actif (présent dans l'ADN et dans l'ARN extraits) (Figure 4).



2.2.5 Essais standardisés de biodégradation

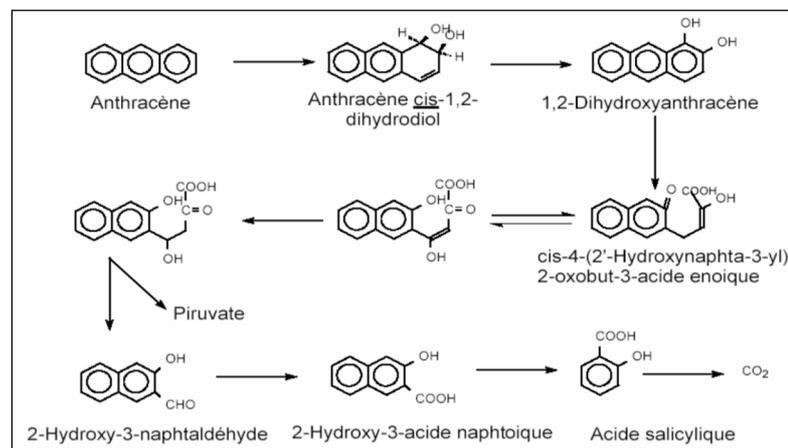
Des protocoles de caractérisation de la biodégradabilité de substances organiques dans un sol ont été standardisés dans les années 90. Ces documents fournissent les bases de l'évaluation de la biodégradation de composés organiques dans des sols. Ainsi, de façon générale, on pourra s'appuyer sur les recommandations de la norme ISO 11266 (1994) pour l'évaluation de la biodégradabilité aérobie de composés organiques dans un sol et du protocole OCDE n°307 pour l'évaluation de la transformation aérobie et anaérobie de composés organiques dans un sol. Ces documents de référence décrivent les lignes directrices pour le choix et la conduite d'essais de biodégradation de composés organiques dans des sols. Ils ne décrivent cependant aucune méthode d'essai spécifique.

2.2.6 Métabolites

La biodégradation des composés organiques génère des composés plus ou moins stables dans le temps. Or, ces métabolites peuvent parfois être plus toxiques ou générer des risques sanitaires plus élevés que les polluants initiaux. Les voies de biodégradation aérobie ont fait l'objet de travaux de recherche pour la plupart des composés organiques d'intérêt dans le domaine des sites et sols pollués. Des synthèses sont également proposées (en particulier RECORD, 2007).

- Cas des Hydrocarbures :

Dans le cas des hydrocarbures, les métabolites sont généralement des composés organo-solubles (alcools, acides, aldéhydes, ...) présentant à la fois une faible toxicité et une faible rémanence dans le milieu souterrain (cf. Figure 5). Hormis des cas spécifiques ou des besoins spécifiques pour l'étude, il peut être considéré que la recherche de métabolites dans le cadre d'une étude de faisabilité de traitement de sols pollués par des hydrocarbures n'est pas nécessaire.



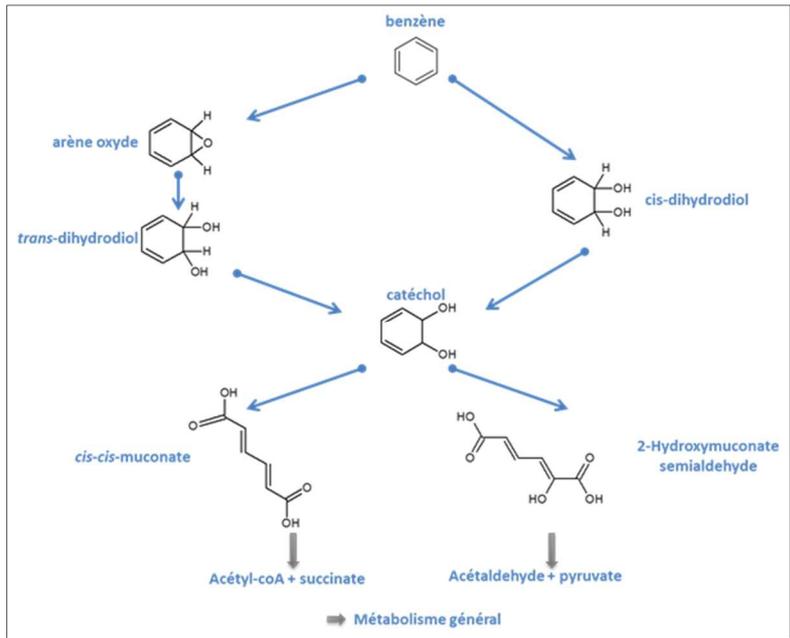


Figure 6 - Voie de biodégradation aérobie du benzène (ENOVEO).

- Cas des composés organo-chlorés aliphatiques :

Dans le cas des composés organo-chlorés aliphatiques, la recherche des métabolites est a contrario nécessaire dans la plupart des cas, car les métabolites sont généralement eux-mêmes des composés organo-chlorés aliphatiques de la même famille ou d'une autre famille (cf. Tableau 3).

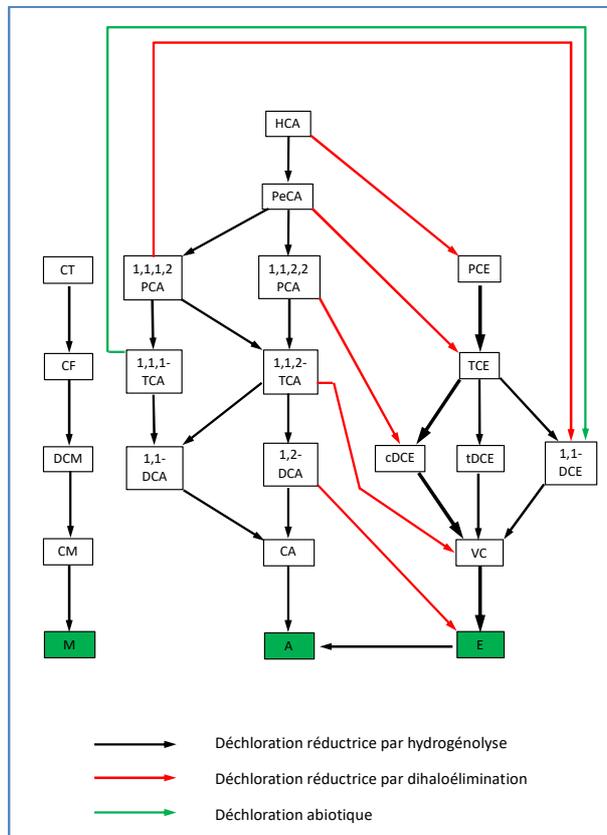


Figure 7 - Dégradation des composés organo-chlorés aliphatiques par voie biologique et abiotique (source ADEME/MACAOH, 2007)

2.3 Perméabilité des sols

2.3.1 Concept de perméabilité dans un milieu monophasique et multiphasique

2.3.1.1 Perméabilité à saturation en eau (conductivité hydraulique)

Dans le cas d'un système monophasique (un seul fluide, ici l'eau), la loi de Darcy, valable pour des vitesses de filtration suffisamment faibles dans un milieu poreux, est généralement utilisée. Elle fait apparaître le concept de perméabilité :

$$V_{\alpha} = k_{\alpha} \cdot i$$

Avec V_{α} vitesse de filtration ou de Darcy (m/s)
 k_{α} perméabilité de la phase α (m/s)
 i gradient hydraulique (-)

Dans ce cas, la perméabilité du fluide (généralement l'eau) correspond à la perméabilité à saturation en eau, appelée également conductivité hydraulique (hydraulic conductivity). Cette perméabilité à saturation est généralement notée K_s .

Dans un sol, la perméabilité n'est généralement pas un paramètre isotrope, ce qui se traduit par une valeur différente selon la direction de l'espace, dû en particulier à la stratification lithologique. En conséquence, lors de la mesure de ce paramètre, en particulier au laboratoire sur des carottes de sols, des différences significatives peuvent être observées entre perméabilité horizontale et perméabilité verticale.

2.3.1.2 Perméabilité dans un milieu multiphasique

Dans un sol pollué, plusieurs fluides peuvent être présents (NAPL/eau, eau/gaz ou NAPL/eau/gaz dans la zone de battement de nappe, eau/gaz ou eau/gaz/NAPL dans la zone non saturée). Dans ces situations multiphasiques, la formulation dite de Darcy généralisée est généralement utilisée. La vitesse de filtration pour la phase α est alors donnée par la relation suivante qui introduit le concept de perméabilité relative :

$$V_{\alpha} = K k_{r\alpha} (\text{grad } p_{\alpha} - \rho_{\alpha} g) / \mu_{\alpha}$$

Avec K perméabilité intrinsèque du milieu poreux [m²]
 $k_{r\alpha}$ perméabilité relative de la phase α [-]
 μ_{α} viscosité dynamique de la phase α [Pa.s]
 p_{α} pression moyenne de la phase α [kg/(s².m)]
 ρ_{α} masse volumique de la phase α [kg/m³]
 g accélération gravitationnelle [m/s²]

Cette perméabilité relative, qui a une valeur entre 0 et 1, est liée aux saturations des phases dans le milieu (la saturation d'une phase étant le ratio volume de la phase / volume des vides). La Figure 8 montre qu'en dessous d'une certaine valeur de saturation (appelée saturation résiduelle ou irréductible), la phase n'est plus mobile et la perméabilité relative a une valeur de 0. Dans le système présenté sur cette figure, la phase mouillante est l'eau et la phase non mouillante est le NAPL. Les saturations résiduelles associées à ces phases sont dénommées S_{wi} (water irreducible) et S_{or} (organic residual). La relation entre perméabilité relative et saturation peut être estimée par des modèles empiriques (Burdin (1953), Mualem (1976), Parker et Lenhard (1987), etc.).

La saturation de chaque phase est par ailleurs liée aux pressions capillaires entre ces phases. La pression capillaire est la différence de pression entre le fluide non mouillant et le fluide mouillant, respectivement le NAPL et l'eau sur la Figure 8.

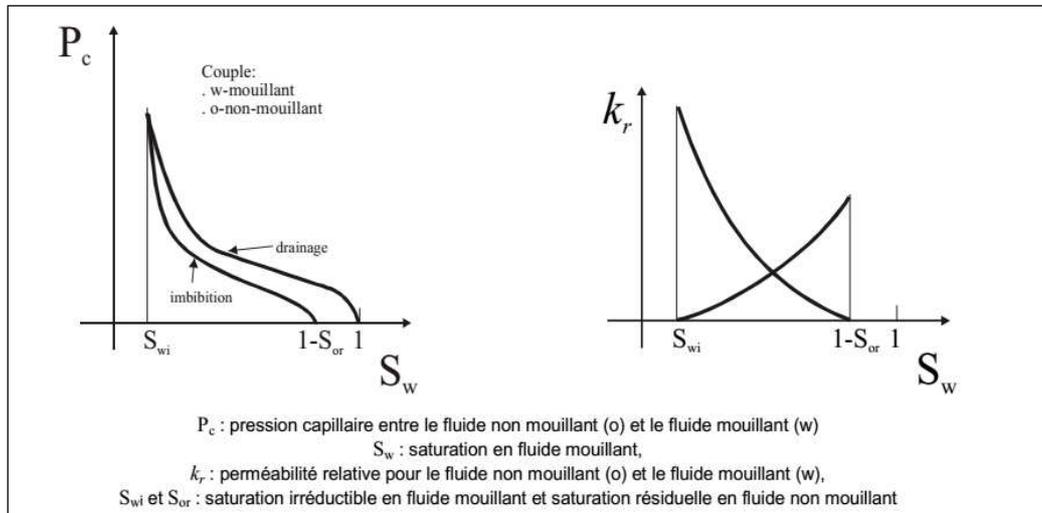


Figure 8 – Relations pression capillaire / saturation et perméabilité relative / saturation

La relation entre la perméabilité d'une phase donnée et la perméabilité intrinsèque du sol est la suivante :

$$k_{\alpha} = \frac{\rho_{\alpha} \cdot g}{\mu_{\alpha}} \overline{K}$$

\overline{K} : perméabilité intrinsèque en [m²]

k_{α} : perméabilité de la phase α en [m/s]

μ_{α} : viscosité dynamique de la phase α en [Pa.s]

ρ_{α} : masse volumique de la phase α en [kg/m³]

D'après cette formule, la perméabilité intrinsèque est donc environ égale à 10⁻⁷ fois la perméabilité à l'eau à température ambiante et à pression atmosphérique.

Dans le cadre de ce guide, les techniques concernées par l'estimation de la perméabilité dans un milieu multiphasique sont en priorité la récupération de NAPL : le pompage-écrémage, l'Extraction multiphasique (perméabilité en NAPL avec présence d'eau ou de gaz), et le Venting – Bioventing (perméabilité au gaz avec présence d'eau et localement de NAPL). Pour ces deux situations, l'estimation de ces perméabilités au NAPL et au gaz est décrite dans les chapitres concernant ces deux techniques.

D'autres techniques sont également concernées plus marginalement par des situations multiphasiques, par exemple la biodégradation in situ en zone saturée, l'oxydation ou la réduction chimique (perméabilité à l'eau avec présence de NAPL immobile et/ou de gaz résiduel). Pour ces situations, l'estimation de la perméabilité à l'eau en conditions multiphasiques est généralement faite à partir d'une estimation de la perméabilité à saturation en eau.

2.3.2 Estimation de la perméabilité à saturation en eau

L'estimation de la perméabilité à saturation en eau (Ks) - ou conductivité hydraulique - peut se faire à partir :

- de mesures de terrain
- de mesures en laboratoire (essais en colonne)
- d'extrapolation de résultats d'analyses granulométriques à l'aide de formules empiriques.

Ces différentes méthodes ne sont pas équivalentes, notamment parce qu'elles ne concernent pas les mêmes volumes de sols, la valeur de Ks ayant tendance à augmenter avec la taille du volume de sols concerné (effets d'échelle, avec des facteurs dépassant souvent un facteur 10 entre un essai en laboratoire et un essai de terrain).

Le choix de l'une ou plusieurs de ces méthodes est fonction du contexte du site (hétérogénéités horizontales et verticales de l'aquifère, taille de la zone à traiter, ...), des objectifs de l'étude, du type de technique de traitement

ciblée, des contraintes de budget temps, et de l'analyse coût/bénéfices. Il convient d'insister par ailleurs sur la complémentarité de certains de ces essais. Par exemple :

- pour un traitement par pompage-écrémage dans un aquifère sableux comprenant un niveau pluri-décimétrique de limons argileux dans la zone de battement de nappe, il pourra être utile de réaliser des mesures en laboratoire pour estimer la perméabilité de ces limons argileux en complément d'essais de pompage qui fourniront une transmissivité globale de l'aquifère utile pour dimensionner le débit de la pompe de rabattement de nappe
- dans un aquifère hétérogène en XY, il pourra être utile de réaliser de nombreux et peu coûteux essais courts à petit débit de type Débit/Rabattement pour estimer la variabilité spatiale de la transmissivité en complément d'essais de pompage à gros débit de plus longue durée.

De façon générale, les très faibles perméabilités (inférieures à 10^{-7} m/s) sont difficilement mesurables sur site. Les estimations de perméabilité à partir d'analyses granulométriques et de formules empiriques sont réputées les moins fiables, en revanche leur coût est faible (et dépendant du nombre de classes granulométriques). Concernant les budgets temps, les essais sur site sont généralement les plus courts (résultat formellement possible le jour J ou à J+1 pour la plupart des essais) alors que les essais en laboratoire (mesure de perméabilité ou de granulométrie) nécessitent souvent une à deux semaines de délais.

2.3.2.1 Mesures sur site

Plusieurs méthodes sont disponibles :

Estimation de la transmissivité et de la perméabilité moyennes

- Rapport Débit/Rabattement (Q/s) : lors d'un court pompage dans un puits, la mesure du rabattement après stabilisation du niveau d'eau permet de fournir une estimation grossière de la transmissivité T de l'aquifère ($T = Q \text{ (m}^3\text{/s)}/s \text{ (m)}$).
- Slug test (ASTM D4044, ASTM D5785) : l'essai consiste à enlever, introduire ou déplacer rapidement (effet quasi-instantané) un volume déterminé d'eau dans un puits et à suivre l'évolution du niveau piézométrique dans le temps jusqu'à retour à l'équilibre. La variation de niveau piézométrique est principalement fonction de la perméabilité horizontale et du niveau des crépines du puits. Les données mesurées sont ensuite interprétées à l'aide de solutions mathématiques (Cooper, Bouwer & Rice, Theis, etc.). Le résultat est une transmissivité de l'aquifère qu'il convient ensuite de traduire en perméabilité moyenne en considérant l'épaisseur de l'aquifère sollicité par l'essai ;
- Essai de pompage (NF ISO 22282-4) : l'essai consiste à rabattre par pompage la surface piézométrique d'une nappe, tout en mesurant le débit pompé et le niveau d'eau au cours de la phase de pompage et/ou au cours de la phase de retour à l'équilibre après arrêt du pompage. Les mesures effectuées dans le puits de pompage sont ensuite interprétées par des solutions analytiques (Dupuit, Theis, Jacob, etc.). Le résultat est une transmissivité de l'aquifère qu'il convient ensuite de traduire en perméabilité moyenne en considérant l'épaisseur de l'aquifère sollicité par l'essai ;
- Borehole dilution test (Drost et al., 1967) : l'essai consiste à introduire un traceur soluble (un sel) dans le puits et à suivre la décroissance de sa concentration au fil du temps. Le calcul de la vitesse de Darcy repose sur l'hypothèse que la pente de diminution de la concentration est proportionnelle à la fois à la vitesse apparente dans le puits et à la vitesse de Darcy dans l'aquifère. La perméabilité est ensuite déduite de la vitesse de Darcy et du gradient hydraulique.

Estimation de la transmissivité et de la perméabilité d'un horizon testé

- Essai de pompage entre packers : l'essai consiste à pomper de l'eau dans un piézomètre dans une fraction de l'aquifère délimitée par deux packers, avec un suivi du débit de pompage et du niveau piézométrique dans le puits de pompage. A partir du débit moyen et de la géométrie de puits, l'interprétation de l'essai permet d'estimer la transmissivité ainsi que la perméabilité de l'aquifère pour l'horizon testé. Plusieurs mesures sur différents horizons permettent ainsi d'estimer les variations verticales de perméabilité horizontales de l'aquifère ;
- Direct Velocity Tool (DVT) : cette technique repose également sur le principe de dilution d'un traceur. L'outil est composé d'une fenêtre réservoir étanche (30 cm de longueur) qui se plaque contre la paroi crépinée du piézomètre (diamètre intérieur supérieur à 60 mm). Les eaux traversant la crépine et la fenêtre réservoir

passent ensuite par un tube relié à un système de mélange. Ce système de mélange permet d'obtenir en sortie une solution homogène entre un traceur injecté dans l'outil et les eaux souterraines le traversant. La concentration obtenue à partir du mélange homogène permet ensuite de calculer la vitesse des eaux traversant la partie crépinée du piézomètre. L'application de cette technique demanderait 10 à 15 minutes pour une gamme de vitesses comprises entre 0,02 m/j et 1m/j¹. La perméabilité est ensuite déduite de la vitesse de Darcy et du gradient hydraulique.

Estimation de profils de transmissivité et de perméabilité

- Essai Lefranc (norme NF P 94-132) : l'essai Lefranc consiste à injecter ou à pomper de l'eau dans une cavité de forme invariable, appelée lanterne et caractérisée par un coefficient de forme C, ouverte dans le terrain dont on veut connaître la perméabilité locale. L'essai est donc réalisé dans le trou nu du forage à l'avancement durant la foration. La réalisation de l'essai à différentes profondeurs permet ainsi d'estimer la variabilité verticale de la perméabilité. Les résultats obtenus peuvent être assez différents des essais de puits dans la mesure où la zone investiguée par l'essai est limitée et plus sensible aux effets de puits. Cet essai est souvent pratiqué pendant l'exécution d'un sondage. Il s'applique à tous les sols granulaires dont la perméabilité est supérieure à 10⁻⁶ m/s. On distingue généralement 2 types d'essai Lefranc :
 - Essai à niveau constant : il consiste à pomper ou injecter l'eau à débit constant dans la cavité jusqu'à stabilisation du niveau d'eau dans le forage, permettant ainsi d'estimer le coefficient de perméabilité à partir de l'évolution du couple niveau d'eau/débit. Ce type d'essai est généralement réalisé dans des sols de perméabilité supérieure à 10⁻⁵ m/s.
 - Essai à niveau variable : il consiste à pomper ou injecter un volume d'eau fini. Le coefficient de perméabilité est déterminé à partir du suivi des niveaux d'eau dans l'ouvrage. Cet essai est en général adapté pour des sols de perméabilité inférieure à 10⁻⁵ m/s.
- Essai au micro-moulinet : l'essai met en œuvre un pompage dans un puits couplé à un micro-moulinet (sonde équipée d'une hélice calibrée) qui est descendu progressivement dans le puits au cours de l'essai. En fonction de la vitesse de rotation de l'hélice, du diamètre du forage et du débit de pompage, l'interprétation de l'essai permet d'estimer la répartition du débit en fonction de la profondeur. Couplé à l'estimation de la transmissivité, cet essai permet donc d'obtenir une diaggraphie de perméabilité dans le puits. Ce qui peut aider au choix de la profondeur de la pompe ou encore, couplée à des mesures multi-niveaux de concentration, d'estimer des flux massiques de polluants dissous ;
- Sonde Hydraulic Profiling Tool (HPT de GEOPROBE) : cette sonde, couplée à un CPT (Cone penetration test, sonde d'enregistrement des pressions d'injection de l'outil dans le sol permettant l'estimation de paramètres géotechniques des matériaux en place et donc une connaissance des niveaux stratigraphiques), mesure la pression nécessaire à l'injection d'un faible débit d'eau dans le sol au fur et à mesure de son enfoncement dans le sol. Le profil résultant est un bon indicateur de la perméabilité. Elle peut également être utilisée pour mesurer la pression hydrostatique et donc estimer le niveau statique de la nappe phréatique.

2.3.2.2 Mesures en laboratoire

En laboratoire, il est recommandé d'estimer la perméabilité sur des carottes intactes de sol représentatives des différentes lithologies du site obtenues à l'aide d'un sondage carotté sous gaine. Il existe deux méthodes de mesure en laboratoire :

- Perméamètre à charge constante (ISO/DIS 17892-11:2018, ASTM D4043, etc.) : le principe de mesure est celui de l'essai de Darcy (Figure 9) : l'eau (débit Q_w) traverse une colonne de sol (de section A et de longueur l) avec une charge hydraulique constante h. La norme ISO/DIS 17892-11 préconise un diamètre et une longueur des carottes contraints par la granulométrie du sol ;
- Perméamètre à charge variable (ISO/DIS 17892-11:2018) : l'échantillon de section A et de hauteur l est placé dans un bac plein d'eau assurant un niveau constant de sortie (cf. Figure 9). L'alimentation en eau est réalisée au sommet de l'échantillon par un tube de faible section a (en général, les appareillages sont équipés de plusieurs tubes de différentes sections permettant de s'adapter à la perméabilité mesurée). On débute l'essai avec une charge initiale h_0 et on mesure au cours du temps les hauteurs h_t , pour construire

¹ Pour plus d'information, voir INNOVASOL/PoCible

un tableau h_t en fonction de temps. La norme préconise une prise d'essai de 50 mm en diamètre et 20 mm de longueur.

Le perméamètre à charge constante permet de mesurer des valeurs de perméabilité supérieures à 10^{-6} m/s (sable fin à graviers) alors que le dispositif à charge variable est utilisé pour des valeurs inférieures à 10^{-6} m/s (argile à sable fin). Les deux essais permettent de mesurer des perméabilités verticales ou horizontales. Pour estimer la perméabilité horizontale, on pratique généralement un sous-carottage dans la gaine de sol provenant du site (réputée représenter un carottage vertical de sol). Mentionnons que ce sous-carottage va générer une diminution significative du volume de sols retenu pour l'essai, ce qui peut impacter la représentativité de l'essai, notamment pour des sols contenant des fractions granulométriques relativement grossières.

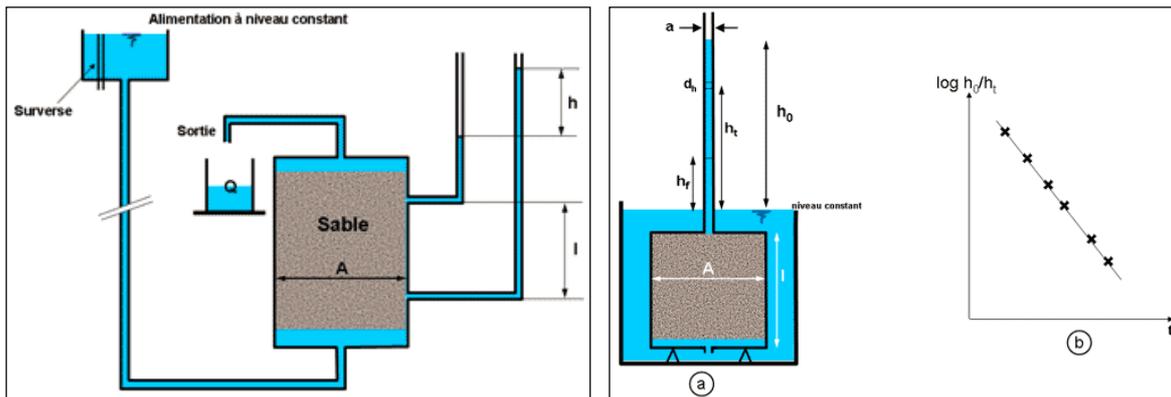


Figure 9 – Mesure de la perméabilité en laboratoire à l'aide d'un perméamètre à charge constante (à gauche) et d'un perméamètre à charge variable (à droite). Source http://tice.inpl-nancy.fr/modules/sciences_techniques/Proprietes-Meca-Sols/chap7

2.3.2.3 Estimation de la perméabilité à partir de la granulométrie

La perméabilité d'un sol peut également être estimée à partir d'une analyse granulométrique de sol. Cette analyse peut être effectuée par différentes méthodes : tamisage (NF ISO 17892-4:2018, avec des tamis entre 2 mm et 0.063 mm), laser à pas variable, sédimentation (NF X11-681-1982). Mentionnons qu'une analyse granulométrique peut poser des problèmes de représentativité de l'échantillon analysé : la norme NF EN ISO 14688-1 recommande une quantité minimale de sol en fonction du diamètre maximal des sols analysés, par exemple 2 kg pour un diamètre maximal de 20 mm, 40 kg pour un diamètre maximal de 63 mm ou encore 100 g pour un diamètre maximal de 2 mm. Comme les essais de perméabilité en laboratoire, elle comporte par ailleurs un biais induit par le faible volume de sols analysé en regard du volume de sol impacté par un essai de perméabilité sur site.

En se basant sur ces analyses granulométriques, différents auteurs ont proposé des relations empiriques pour estimer la perméabilité des sols, dont certaines sont présentées ci-dessous.

Formule de Hazen, valable pour des sols sableux ayant un coefficient d'uniformité $C_U = d_{60} / d_{10}$ inférieur à 2 :

$$k_w = 10^{-2} \cdot (d_{10})^2$$

d_x : diamètre des particules correspondant à x % de la courbe cumulée [m]

Formule de Kozeny-Carmman, valable pour $d_{10} < 3$ mm hors argile :

$$k_w = 8,3 \times 10^{-3} \left(\frac{\phi^3}{1 - \phi^2} \right) d_{10}^2$$

ϕ : porosité du sol

Formule Breyer, valable pour $C_u < 20$:

$$k_w = 6 \times 10^{-4} \log\left(\frac{500}{C_u}\right) d_{10}^2$$

Formule de Slitcher, valable pour $0.01 < d_{10} < 5 \text{ mm}$:

$$k_w = 10^{-2} \phi^{3,287} d_{10}^2$$

Formule de USBR, valable pour $C_u < 5$:

$$\overline{K} = 4,8 \times 10^{-4} d_{20}^{0,3} d_{10}^2$$

2.3.3 Prise en compte des hétérogénéités spatiales de la perméabilité

La présence d'hétérogénéités des propriétés de l'aquifère, et en premier lieu de la perméabilité, peut impacter significativement l'efficacité du traitement. Elles pourront par exemple impacter les vitesses d'écoulement des fluides et leur répartition dans la zone de traitement, ou encore provoquer une discontinuité d'écoulement d'une phase (par exemple du LNAPL mobile dans le cas d'un pompage-écrémage). De façon générale, il s'agit d'un paramètre d'attention à considérer systématiquement pour toutes les techniques, en particulier pour les techniques in situ.

Dans ce contexte, il convient de caractériser au mieux les hétérogénéités verticales et/ou horizontales de perméabilité. Par exemple, la présence d'une couche pluri-décimétrique de limons argileux entre deux couches de sable dans la zone à traiter pourra être caractérisée par des essais en laboratoire afin d'être prise en compte dans l'étude de faisabilité du traitement puis le design et le dimensionnement du procédé.

Mentionnons par ailleurs que la description de la géologie du site est un préalable à réaliser dans le cadre du diagnostic pollution. Elle n'est donc pas incluse dans ce guide.

Enfin, il convient de préciser que les essais présentés dans ce guide s'adressent en priorité aux milieux granulaires. Pour des sites en milieu fissuré (calcaire, craie, granite, ...), une adaptation des essais sera nécessaire, tout particulièrement les essais en laboratoire.

3. Recommandations générales

3.1 Représentativité des échantillons

La pertinence des résultats de caractérisation et d'essais qui seront réalisés dans le cadre de ce guide par rapport à la faisabilité des travaux envisagés par la suite est très dépendante des définitions préalables suivantes :

- Une définition aussi précise que possible de la zone de sol à traiter, sa position par rapport à la zone saturée, ses limites d'extension en surface et en profondeur ;
- Une définition aussi précise que possible de la nature des polluants à traiter et de leur niveau de concentration.

De ces définitions découle la définition d'un échantillon représentatif puisqu'il doit correspondre en tous points aux conditions définies auparavant, c'est-à-dire qu'il doit avoir été prélevé dans la zone de sol à traiter et contenir les polluants tels que définis à leur niveau de concentration.

La principale difficulté pour constituer un échantillon représentatif, selon ces principes, relève de l'hétérogénéité (spatiale) de distribution de la pollution et de l'hétérogénéité (géologique) de constitution de la matrice.

Ainsi, dès le prélèvement, une stratégie d'échantillonnage doit être mise au point en s'appuyant sur la série de normes NF EN ISO 18400 et en se fondant sur un objectif, clairement défini, qui peut être :

- De vérifier la faisabilité du traitement d'un lot représentatif du niveau de concentration le plus élevé et/ou de la matrice la plus difficile à traiter ;
- De vérifier la faisabilité du traitement d'un lot représentatif d'un niveau moyen de concentration et/ou d'une matrice comportant en proportions représentatives les différentes typologies de matrice présentes dans la zone à traiter ;
- De vérifier distinctement la faisabilité du traitement de lots représentatifs de chaque niveau de concentration et/ou typologie de matrice.

Le choix des outils de prélèvement devra également être opéré avec le plus grand soin, en vérifiant, en premier lieu, qu'ils donnent à tous les éléments constitutifs du sol la même probabilité non nulle d'être retenus dans l'échantillon final. Il sera également tenu compte de la nécessité, le cas échéant, de prélever des échantillons non remaniés (carottage sous gaine) si les essais de faisabilité l'imposent ou le préconisent.

Dans les cas d'essais de faisabilité ne nécessitant pas d'échantillons non remaniés, le prélèvement doit généralement être divisé en différents lots équivalents destinés aux différentes procédures de caractérisation et d'essais. Des équipements de division mécanique peuvent être employés s'il est vérifié que cette opération ne conduit pas à une ségrégation de différentes fractions du sol. Si tel devait être le cas, dans le cas de polluants non volatils, l'échantillonnage peut être réalisé par homogénéisation / quartage ou par séparation des fractions et reconstitution de sous-échantillons en reprenant les proportions de chaque fraction séparée.

Dans le cas où la réalisation des essais de faisabilité en laboratoire nécessite un tamisage, le taux de refus de tamisage doit être impérativement précisé de sorte qu'il permette de relativiser la part d'échantillon testée par rapport à la masse totale d'échantillon prélevée, et d'estimer l'impact du tamisage sur les propriétés pétrophysiques de l'échantillon de sol (notamment la perméabilité).



Figure 10 - Quartage d'un sol avant réalisation d'un essai en laboratoire (Source : VALGO)

3.2 Conditionnement – Transport avant essais

Le conditionnement et le mode de conservation et de préparation des échantillons avant essais doivent être adaptés à la nature de la pollution et à la nature des caractérisations et essais à réaliser.

Ils devront permettre de limiter toutes les causes de pertes de polluants liées aux propriétés physico-chimiques des polluants comme en particulier :

- L'adsorption des polluants sur les parois des flacons ou sacs de prélèvements (éviter les plastiques pour les HAP, les PCB, les hydrocarbures, ...)
- La volatilisation de certains polluants (composés organiques, mercure, ...)
- Les transformations physiques et photochimiques ;
- Les transformations chimiques (oxydation, réduction) ;
- Les transformations biologiques (biodégradation).

Cela se concrétise par des précautions à prendre sur le choix du flaconnage, des conditions de stockage (température, abri de la lumière, ...) par des durées de stockage limitées ainsi que lors de toutes les étapes de prétraitement qui peuvent être faites (séchage, tamisage, ...). De telles préconisations figurent dans les normes internationales de la série ISO 18400 (Qualité du sol : Echantillonnage) et en particulier de la partie ISO 18400-105 « Conditionnement, transport, stockage et préservation des échantillons ». Dans le cas des eaux souterraines, il convient de se référer à la norme ISO 5667-3 (conservation et manipulation d'échantillons d'eau)

3.3 Témoins

Dans le cadre de chaque procédure de caractérisation et d'essais il est nécessaire de vérifier dans quelle mesure les résultats obtenus proviennent bien de l'effet escompté de l'expérimentation mise en œuvre par opposition avec l'effet non intentionnel résultant des conditions opératoires.

Les essais témoins permettent de vérifier la part non intentionnelle de l'abattement en polluant pouvant résulter de phénomènes biotiques ou abiotiques (volatilisation, dégradation photochimique, adsorption) par rapport à l'effet généré sur la base du principe de la technique testée. Le premier de ces abattements devra être renseigné et déduit du second.

3.4 Réplication d'essais en parallèle

Pour fiabiliser et faciliter l'interprétation des essais, s'assurer de leur répétabilité et compenser les effets d'hétérogénéité de la pollution et/ou de la matrice, il est préconisé, en particulier dans le cas d'essais sur des échantillons de petite taille, de réaliser les essais en laboratoire en triplicats.

3.5 Rapport d'essai

Chaque procédure d'essai de faisabilité doit faire l'objet d'un rapport d'essai comprenant a minima (en cohérence avec les exigences de la norme NF X 31-620-3) :

- La présentation des objectifs de l'essai (avec rappel des informations utiles générées par les essais en laboratoire dans le cas des essais de terrain),
- la description de l'échantillon testé (dans le cas des essais en laboratoire),
- la description des matériels et méthodes employés,
- la description des opérations de préparation éventuelles avant essai (dans le cas des essais en laboratoire),
- la nature et proportion des fractions d'échantillons qui n'auraient éventuellement pas pu être testées (dans le cas des essais en laboratoire),
- la description des réactifs utilisés : composition, concentrations, pureté,
- la description précise et détaillée des essais réalisés (y compris les essais témoins dans le cas des essais en laboratoire),

- les conditions de température ambiante et la température des matrices liquides (dans le cas des essais en laboratoire),
- les résultats des essais et des interférences ou biais expérimentaux,
- l'exploitation sous forme de tableaux et/ou de graphiques des résultats obtenus et leur interprétation, comprenant en particulier toutes les valeurs brutes mesurées (état initial, état final, suivi pendant l'essai),
- la fourniture en annexe de tous les résultats de mesure ou d'analyse obtenus dans le cadre de ces essais.

L'ensemble de ces résultats devra conduire à une interprétation synthétique qui comprendra a minima (en cohérence avec les exigences de la norme NF X 31-620-3) les items suivants :

- une interprétation des essais avec identification des mécanismes mis en jeu,
- la mise en perspective des résultats des essais en laboratoire avec ceux des essais de terrain (cas des essais de terrain),
- les conclusions quant à la faisabilité de la technique de traitement,
- des préconisations quant à la mise en œuvre de la technique testée ou la réalisation d'essais complémentaires.

3.6 Budget prévisionnel

Les coûts de réalisation des essais de faisabilité sont dépendants de certaines caractéristiques de la pollution à traiter.

En particulier, les essais en laboratoire sont fortement dépendants du niveau de complexité de la pollution à traiter pouvant nécessiter des travaux de préparation avant essais ou l'accroissement du nombre d'essais à réaliser pour fiabiliser les résultats d'essais sur un sol particulièrement hétérogène. Les attentes vis-à-vis de ces essais peuvent être déterminantes selon qu'elles relèvent d'une approche qualitative ou quantitative. Les coûts d'analyses, associés à la nature des polluants à traiter, leur diversité, et au nombre d'essais à réaliser, affectent le chiffrage des coûts de réalisation d'essais de faisabilité de traitement en laboratoire. L'hétérogénéité du sol impose généralement la réalisation de triplicats. Pour certains essais, un nombre plus ou moins important de modalités d'essai peuvent être testées (nature et concentration de réactifs).

Les essais de terrain sont davantage dépendants de la durée des essais qui affecte les coûts de mobilisation de matériel et de personnel ou encore la consommation d'énergie ou de réactifs, de la profondeur de la pollution qui affecte les moyens matériels à mettre en œuvre, de la perméabilité du sous-sol qui, lorsqu'elle est élevée, peut engendrer des débits de fluides (air, eau, solution de traitement, ...) plus importants au cours de l'essai de terrain dont la gestion sera plus coûteuse sur la durée, de l'hétérogénéité du sous-sol, pouvant nécessiter l'installation de puits de traitement ou de contrôle supplémentaires pour acquérir des données dans une direction particulière ou à une profondeur spécifique (horizon moins perméable par exemple), des exigences en matière de niveau de protection des milieux souterrains aval (mesures de contrôle et de protection complémentaires) et du coût global des travaux.

Sur la base du retour des différents experts consultés et de l'évaluation chiffrée des essais préconisés dans ce guide, les coûts de réalisation des essais de faisabilité de traitement pour chaque technique font l'objet d'une estimation sous forme de fourchette de prix dans le tableau suivant :

Tableau 5 – Estimations du coût des essais de faisabilité de traitement en laboratoire et sur le terrain

		1 à 5 K€	5 à 10 K€	10 à 25 K€	25 à 50 K€	> 50 K€
In situ	Venting et Bioventing					
	Sparging et Biosparging					
	Pompage /Écrémage					
	Pompage / Traitement d'eau					
	Biodégradation aérobie en ZS					
	Biodégradation anaérobie en ZS					
	Oxydation chimique					
	Réduction chimique					
	Désorption thermique					
	Lavage (eau, tensio-actifs)					
Sur site	Biodégradation aérobie					
	Tris granulométriques					
	Venting sur site					
	Stabilisation – Solidification					
Méthode de gestion	Atténuation Naturelle Contrôlée					
Essais en laboratoire						
Essais de terrain						

Facteurs influençant le coût des essais laboratoire et susceptibles d’entraîner un dépassement des estimations proposées :

- **Le prix des analyses.** Les essais en laboratoires nécessitent souvent de nombreuses analyses. L’analyse de certains polluants spécifiques (dioxines, pesticides...) est très coûteuse. De plus, le sous-sol est souvent pollué par un mélange de composés dont l’analyse est plus coûteuse.
- **Le nombre d’analyses.** Les phénomènes de volatilisation et d’adsorption sont proportionnellement plus importants sur les petits échantillons utilisés au laboratoire ce qui impose toujours la réalisation d’essais témoins. Par ailleurs, l’hétérogénéité du sol impose souvent la réalisation de triplicat.

Facteurs influençant le coût des essais de terrain et susceptibles d’entraîner un dépassement des estimations proposées :

- **L’hétérogénéité du sous-sol.** La mise en place d’un essai de terrain sur un site présentant un sous-sol très hétérogène nécessite souvent l’installation de puits de traitement ou de contrôle supplémentaires pour acquérir des données dans une direction particulière ou à une profondeur spécifique (horizon moins perméable par exemple). Ces forages supplémentaires génèrent des surcoûts.
- **La profondeur de la pollution** agit directement sur le prix des forages.
- Globalement, **la perméabilité élevée du sous-sol** engendrera des débits de fluides (air, eau, solutions de traitement...) plus importants au cours du pilote dont la gestion sera plus coûteuse surtout sur le long terme.
- Pour certaines techniques, **la consommation d’énergie ou de réactifs** peut représenter une part importante du coût total du pilote (procédés thermiques par exemple).
- La **durée de l’essai** peut également agir sur le prix, principalement si les équipements mobilisés sont chers et si le suivi de l’essai nécessite beaucoup de main d’œuvre.

2^{ème} partie

Fiches techniques

1. Technique 1 - Venting / Bioventing

1.1 Description de la technique

Le venting et le bioventing sont deux techniques de dépollution qui consistent à mettre en dépression la zone non saturée du sol à l'aide de puits connectés à un extracteur d'air pour induire une circulation et un renouvellement de l'air du sol.

On distingue :

- Le VENTING : le polluant est volatil et est extrait avec l'air du sol sans être dégradé. Le venting permet l'extraction de tout type de polluant volatil présent dans la zone non saturée du sol.
- Le BIOVENTING : le polluant est dégradé par la microflore naturelle du sol qui est stimulée par l'oxygène apporté au cours du renouvellement de l'air du sol. Le bioventing permet le traitement de tout type de polluant organique biodégradable en présence d'oxygène localisé dans la zone non saturée du sol.

Si le polluant est à la fois volatil et biodégradable, le sol est dépollué simultanément par les deux phénomènes.

Le venting correspond au code technique C311a et le bioventing au code C315b de la norme NF X 31-620-4. Le traitement des rejets gazeux fait référence aux codes C341a-g.

1.2 Paramètres d'exclusion

1.2.1 Pression de vapeur saturante

C'est le paramètre le plus contraignant pour l'utilisation du venting.

Plus la pression de vapeur (Pv) du polluant est élevée, plus il aura tendance à se volatiliser dans des conditions normales de température et de pression. La pression de vapeur est propre à chaque molécule, elle est constante pour une température donnée.

La pression de vapeur est une donnée facilement accessible dans la littérature pour les principaux polluants des sols et des nappes. En revanche, ce paramètre n'est parfois pas disponible pour certaines molécules synthétisées par l'homme (pesticides, médicaments...) ou certains sous-produits de biodégradation.

La pression de vapeur est un paramètre d'exclusion qui permet d'identifier très simplement les polluants qui ne sont pas traitables par venting. Ainsi, la faisabilité du venting est acquise si la pression de vapeur du polluant dépasse 10 mm Hg (1340 Pa) (US Army, 2002). A l'opposé, on considère généralement que la limite technique basse du venting se situe vers 0,5 mm Hg (67 Pa) (USEPA, 1991). Entre ces deux valeurs et si la traitabilité du polluant n'a pas déjà été démontrée par retour d'expérience, des essais en laboratoire ou de terrain sont alors conseillés pour s'assurer de la faisabilité de la technique.

1.2.2 Constante de Henry du polluant

La constante de Henry (H) ou coefficient de partage air/eau permet d'évaluer la tendance d'un composé dissous dans l'eau à se volatiliser. Plus H est élevée, plus le composé aura tendance à « dégazer » de l'eau. Ainsi, un polluant organique dissous dans l'eau de la zone insaturée du sol sera d'autant plus facile à volatiliser et à extraire que sa constante de Henry sera élevée. Ce paramètre est donc moins critique si l'essentiel du stock de polluant est présent dans le sol sous forme de NAPL et non pas sous forme dissous dans l'eau.

Il est parfois difficile de trouver la constante de Henry de certains polluants spécifiques dans la littérature. Dans ce cas, H peut être approchée par calcul avec la formule :

$$H = P_v \times M / S$$

Avec

H en Pa.m³/mol

P_v la pression de vapeur saturante du composé en Pa

M la masse molaire du composé en g/mol

S la solubilité du composé dans l'eau en g/m³

Le venting atteint sa limite technique quand la constante de Henry du polluant est inférieure à 0,01 Pa.m³/mol à 20 °C (BRGM).

1.2.3 Perméabilité du sol

La faisabilité du venting est également liée à la perméabilité du sol. Pour évaluer ce paramètre, les professionnels des sites et sols pollués ont pour habitude d'utiliser la perméabilité à l'eau, également appelée conductivité hydraulique du sol, notée K et exprimée en m/s. K exprime la plus ou moins grande capacité d'un sol à se laisser traverser par l'eau.

Au cours du venting, le fluide traversant le sol est l'air et non l'eau. Ainsi, la plupart des outils de dimensionnement de venting (logiciels, modèles mathématiques, notes de calcul) et certains guides techniques utilisent la perméabilité intrinsèque (k) qui s'exprime en m². La perméabilité intrinsèque d'un matériau poreux est une constante indépendante de la viscosité et de la densité du fluide qui le traverse. Il est possible de calculer la conductivité hydraulique d'un sol à partir de sa perméabilité intrinsèque et inversement, comme décrit en 1^{ère} Partie au paragraphe 2.3.1.2 Perméabilité dans un milieu multiphasique.

La faisabilité du venting est acquise si la perméabilité à l'eau du sol dépasse 10⁻³ m/s et on considère généralement que le venting atteint sa limite technique vers une perméabilité à l'eau de 10⁻⁷ m/s (EPA, 1991). Entre ces deux valeurs, il peut être intéressant de réaliser des essais pour évaluer la faisabilité du venting.

1.2.4 Biodégradabilité du polluant (BIOVENTING)

Les polluants connus pour être facilement biodégradés en conditions aérobies dans la zone insaturée du sol sont les alcanes linéaires (et dans une moindre mesure les alcanes ramifiés), les hydrocarbures mono-aromatiques (BTEX) et di-aromatiques comme le naphthalène. Les coupes pétrolières de type supercarburant, kérosène et même gazole/fuel domestique possèdent une fraction légère qui sera principalement volatilisée et une fraction plus lourde qui sera principalement biodégradée.

Certains composés sont biodégradables en aérobiose (huile, certains HAP...) mais à des vitesses trop faibles pour pouvoir être traités par bioventing dans un délai acceptable. En cas de doute, un essai de traitement en laboratoire est préconisé.

1.3 Paramètres critiques

Les paramètres critiques agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité mais sans jamais la remettre en cause complètement. Toutefois, l'accumulation de paramètres et/ou valeurs défavorables pourra in fine conduire à la remise en question de la faisabilité de la technique.

1.3.1 Texture du sol

La texture et plus particulièrement la teneur en limons et argile est étroitement liée à la perméabilité du sol. Les sols argileux sont très peu propices aux traitements par venting.

1.3.2 Teneur en eau

La perméabilité à l'air d'un sol baisse quand sa teneur en eau augmente et devient nulle quand le sol est fortement saturé en eau. Bien qu'il soit le plus souvent subi, ce paramètre doit toujours être contrôlé notamment pendant les essais, car il peut en modifier les résultats. Par exemple, un essai pilote de venting réalisé après plusieurs jours de pluie présentera des résultats significativement différents de ceux obtenus en période sèche.

1.3.3 pH

S'ils ne sont pas naturels, les pH extrêmes peuvent limiter l'activité microbienne d'un sol. Un essai de faisabilité en laboratoire est alors conseillé.

Tableau 6 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le venting/bioventing

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Pression de vapeur saturante (Pv)	Pv < 0,5 mm Hg (67 Pa) Faisabilité acquise si Pv > 10 mm Hg (1 340 Pa)
Constante de Henry (H) des polluants	H < à 0,01 Pa.m ³ /mol à 20 °C
Perméabilité à l'eau des sols (K)	K < 10 ⁻⁷ m/s Faisabilité acquise si K > 10 ⁻³ m/s
Biodégradabilité des polluants	Cf 1 ^{ère} Partie § 2.3
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Texture du sol	Les sols fins très limoneux et/ou argileux sont peu perméables et donc plus difficiles à traiter
Teneur en eau	La perméabilité à l'air d'un sol baisse quand sa teneur en eau augmente et devient nulle quand le sol est fortement saturé en eau
pH	Les pH extrêmes non naturels peuvent limiter l'activité biologique du sol

1.4 Essais en laboratoire

Selon l'objectif recherché, 3 types d'essais peuvent être à réaliser au laboratoire :

1.4.1 Essai de faisabilité de VENTING en colonne

Essai
d'ORIENTATION

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à faire circuler un volume donné d'air dans une colonne de sol pollué, et à suivre au cours du temps la quantité de polluant volatilisé (USEPA, 1991). Cet essai est conseillé pour des polluants aux caractéristiques méconnues ou pour des mélanges complexes de composés, mais n'est pas nécessaire pour des polluants classiques ayant déjà été traités avec succès par venting (BTEX, supercarburant...) ou dont la pression de vapeur dépasse 10 mm Hg (1 340 Pa).

Objectif

Cet essai permet de vérifier la faisabilité de l'extraction des polluants du sol à traiter par une circulation d'air forcée.

Résultat attendu

Le résultat attendu est de type go/no go. L'interprétation des données acquises au cours de l'essai devra permettre de valider ou non la faisabilité du venting ou du bioventing.

- Si la faisabilité est validée, des essais plus poussés pourront être réalisés si besoin (voir Figure 14).
- Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

Sauf cas particulier, cet essai ne permet pas de valider la possibilité d'atteindre un seuil résiduel de pollution.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être prélevé dans une zone fortement polluée du site. L'essai nécessite un échantillon de sol de 5 à 10 kg. Cette masse doit être suffisante pour pouvoir répéter l'essai si besoin.
- L'essai ne doit pas être obligatoirement réalisé sur une carotte de sol intact mais le sol doit être le moins remanié possible pour limiter la volatilisation des polluants. Toutefois, travailler sur une carotte de sol intact permet de réaliser en complément une estimation de la perméabilité (voir 1^{ère} Partie au paragraphe 2.3 Perméabilité des sols).
- Les colonnes généralement utilisées présentent un diamètre de 5 à 10 cm pour une hauteur de 30 à 60 cm. Le dispositif expérimental doit permettre a minima la mesure du débit d'air traversant la colonne et une mesure régulière de la teneur en polluant dans l'air en sortie de colonne.
- Le sol est mis en colonne et le test consiste à faire passer à travers le sol un volume d'air correspondant à 2 000 fois le volume des pores sur un laps de temps d'environ 6 jours. Les modélisations montrent qu'un tel renouvellement simule un venting de 3 à 6 ans sur le terrain (USEPA 1991). La concentration en polluant dans l'air en sortie de colonne est suivie tout au long de l'essai. L'interprétation de l'essai se fait grâce au suivi de la teneur en polluant volatilisé :
 - Si la teneur en polluant dans l'air en sortie de colonne a baissé d'au moins 80 % au cours du test, la faisabilité du venting est validée.
 - Si la baisse de concentration dépasse 95 %, une analyse de la concentration résiduelle en polluant dans le sol pourra être réalisée car elle donnera un ordre de grandeur du seuil résiduel qu'il sera possible d'atteindre sur site.
 - Si la baisse de la teneur en polluant dans l'air est inférieure à 80 %, le venting n'est pas recommandé et d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

1.4.2 Essai de faisabilité de BIOVENTING en batch

Essai
d'ORIENTATION

Principe et champ d'application

Après une caractérisation initiale incluant le polluant, les paramètres critiques du bioventing et après contrôle de la capacité théorique de la microflore à biodégrader le polluant (voir 1^{ère} Partie au paragraphe 2.2 Biodégradabilité des polluants), l'essai consiste à placer le sol pollué dans une enceinte hermétiquement close contenant un important ciel gazeux. La concentration en nutriments, l'humidité et la température sont ajustées pour permettre une biodégradation optimale et l'activité microbienne globale aérobie est évaluée par respirométrie (dosage O₂/CO₂). L'activité microbienne du sol est évaluée par le suivi de la consommation d'O₂ ou la production de CO₂ et la biodégradation est confirmée par dosage du polluant dans l'échantillon de sol après incubation.

Ce type d'essai en microcosme est principalement recommandé pour des polluants peu connus ou pour des sols très particuliers où les microorganismes pourraient être inactifs (pH extrême, présence de toxique...). Dans les cas impliquant des polluants connus pour être biodégradables (gazole/fuel domestique, kérosène...) et pour lesquels le bioventing a déjà été utilisé avec succès, cet essai en laboratoire peut être intéressant si la pollution est ancienne et peu biodisponible mais les essais de terrain sont plus appropriés pour évaluer la faisabilité d'un traitement (vitesse de biodégradation, seuil résiduel...).

Objectif

Cet essai permet de confirmer ou non le caractère biodégradable du polluant et la capacité de la microflore naturelle du sol à réaliser cette biodégradation.

L'objectif est de valider ou non la faisabilité d'un traitement biologique aérobie in situ et d'identifier des voies d'optimisation potentielle.

Résultats attendus

Le résultat attendu est de type go/no go. L'interprétation de l'ensemble des données acquises au cours de l'essai devra permettre de valider ou non la faisabilité du bioventing.

- Si la faisabilité est validée, des essais plus poussés pourront être réalisés notamment des essais de terrain.
- Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées. La réalisation d'essais de terrain plus coûteux n'est pas nécessaire.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être prélevé dans une zone représentative de la pollution du site. L'essai nécessite un échantillon de sol de 1 à 5 kg.
- La caractérisation initiale du sol devra intégrer l'ensemble des paramètres critiques (pH, texture...) en plus de la caractérisation qualitative et quantitative du polluant.
- Si besoin, la caractérisation initiale du sol pourra intégrer la recherche des microorganismes biodégradant le polluant. Cette étude pourra par exemple être réalisée par des techniques de biologie moléculaire (guide ADEME janvier 2015).
- Le volume des microcosmes utilisés varie généralement entre 100 et 500 mL pour que le sol testé dispose d'un volume d'air et donc d'oxygène important. Un rapport volume d'air/volume de sol d'au moins 10 est préconisé. La température d'incubation varie entre 20°C et 25°C. L'activité microbienne du sol est suivie au cours du temps par respirométrie (production de CO₂ ou consommation d'O₂) ou par biologie moléculaire (quantification d'ARN).
- La durée de ce type d'essai en batch est généralement compris entre 1 et 6 semaines selon la nature du polluant.
- Ce type d'essai en batch permet de tester facilement différentes voies d'optimisation comme l'ajout de nutriments (azotés principalement) ou de bactéries (bioaugmentation). Ainsi, il doit permettre de connaître les conditions optimales de traitement qui pourront être appliquées au cours de l'essai de traitement en colonne.

1.4.3 Essai de traitement de VENTING et BIOVENTING en colonne

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à placer le sol pollué en colonne et à simuler au mieux un traitement tel qu'il pourrait être *in situ* par une circulation d'air. L'évolution des teneurs en polluant et en O₂/CO₂ dans l'air est suivie au cours du temps et l'essai se poursuit jusqu'à l'atteinte d'une asymptote.

Les essais de traitement en colonne ne sont souvent pas nécessaires mais ils peuvent être utiles dans certains cas complexes ou pour des polluants difficilement biodégradables.

Objectifs

Les objectifs de cet essai sont de :

- Vérifier la faisabilité du traitement par venting ou par bioventing,
- Obtenir un ordre de grandeur de la cinétique,
- Estimer si les objectifs de traitement pourront être atteints ou, le cas échéant, approcher les seuils résiduels atteignables sur le terrain.

Résultats attendus

- Vitesse de traitement (biodégradation ou volatilisation) pour l'estimation d'une durée de traitement
- Concentrations résiduelles en polluants (seuils atteignables)

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- Il est toujours préférable de réaliser l'essai sur une carotte de sol. Si ce n'est pas possible, le sol remanié doit être compacté dans la colonne de façon à se rapprocher le plus possible des conditions de terrain.
- L'échantillon de sol testé doit être prélevé dans une zone fortement polluée du site et de préférence par carottage. L'essai nécessite le prélèvement d'un échantillon de sol de 5 à 10 kg.
- Ce type d'essai est généralement réalisé dans des colonnes de 5 à 10 cm de diamètre et de 30 à 60 cm de hauteur. Le dispositif expérimental doit permettre des mesures de pression, de débit et de température ainsi qu'un prélèvement d'air en sortie de colonne pour analyse.
- La caractérisation initiale du sol doit intégrer l'ensemble des paramètres critiques en plus de la caractérisation qualitative et quantitative du polluant. Si besoin (voir 1^{ère} Partie au paragraphe 2.2 Biodégradabilité des polluants), une recherche des microorganismes biodégradant le polluant est réalisée par des techniques de mise en culture ou de biologie moléculaire (ADEME, 2015).
- Pour le venting, les teneurs en polluant sont mesurées régulièrement dans l'air en sortie de colonne jusqu'à l'atteinte d'une asymptote. La concentration en polluant dans le sol est réalisée à minima en début et en fin d'essai. Un bilan de masse peut être réalisé.
- Pour le bioventing, le suivi respirométrique (O₂/CO₂) permet d'évaluer l'activité microbienne. La durée de l'essai varie de quelques semaines à plusieurs mois. La concentration en polluant dans le sol est réalisée à minima en début et en fin d'essai. Les essais de bioventing sont généralement plus longs que les essais de venting. Un bilan de masse peut être réalisé.
- Ce dispositif expérimental permet également d'estimer la perméabilité du sol si le prélèvement a été réalisé par carottage. Il est ainsi possible de mesurer la perméabilité de différents horizons, mesure parfois délicate sur le terrain. La représentativité du résultat est généralement meilleure qu'une estimation basée sur la granulométrie du sol mais il est toujours préférable de mesurer la perméabilité sur le terrain (voir 1^{ère} Partie au paragraphe 2.3 Perméabilité des sols).



Figure 11 – Mesure respirométrique en sortie d'une colonne de sol (Source : SUEZ REMEDIATION)

1.5 Essais de terrain

1.5.1 Test de perméabilité à l'air

Essai
d'ORIENTATION

Principe et champ d'application

Ce test consiste à extraire de l'air d'un puits à différents débits et à mesurer les dépressions associées. Le test de perméabilité in situ est toujours préférable aux essais en laboratoire pour estimer les débits d'air extraits car il intègre les caractéristiques géologiques du site en vraie grandeur. Cet essai qui peut généralement être réalisé sur une journée est toujours recommandé, quel que soit le polluant et la nature du sol. Les données recueillies pourront directement être utilisées pour le dimensionnement du traitement.

Objectifs

L'objectif du test de perméabilité est de déterminer les paramètres de dimensionnement avant la fabrication de l'unité de venting qui sera utilisée pour la dépollution du site. Ces paramètres sont les débits d'air qu'il sera possible d'extraire du sol pour une dépression donnée et le rayon d'influence. Ces données permettront de définir le réseau d'ouvrages de venting (nombre d'ouvrages et espacement, débits unitaires) à mettre en œuvre, à dimensionner les réseaux puis à définir sur cette base l'extracteur adapté (puissance, débit...) et le traitement des gaz extraits.

Résultats attendus

- Go/no go ou éléments de dimensionnement
- Les débits d'air extrait d'un puits de venting à différentes dépressions
- Les dépressions mesurées dans le sol à différentes distances du puits de venting
- La concentration initiale en polluant dans l'air extrait du puits de venting
- Le rayon d'influence d'un puits d'extraction
- La perméabilité intrinsèque du sol si demandée

NB : Notion de rayon d'influence

Dans la littérature, il existe de nombreuses définitions du rayon d'influence et donc différentes façons de le mesurer, comme par exemple :

- Distance du puits d'extraction à laquelle la dépression dans le sol atteint 250 Pa
- Distance du puits d'extraction à laquelle la dépression dans le sol atteint entre 0,1 et 1 % de la dépression mesurée dans le puits d'extraction
- Distance du puits d'extraction à laquelle le taux annuel de renouvellement de l'air du sol atteint 1 000 pour le venting et 100 pour le bioventing

Ainsi, le rapport d'essai devra toujours donner une définition du rayon d'influence et la méthode utilisée pour sa mesure ou son calcul.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation des essais

- L'essai pilote doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de pollution (nature et concentration) et de géologie.
- L'essai nécessite a minima l'installation d'un puits d'extraction et 2 à 3 puits de suivi idéalement disposés à différentes distances et selon différentes orientations par rapport au puits de venting (Figure 12 et Figure 13). Les caractéristiques du puits de venting (profondeur, diamètre, équipement dont hauteur et positionnement des tubes pleins et crépinés) devront être les plus proches possibles de celles qui seront utilisées ultérieurement pour le traitement. Le diamètre de l'équipement des puits est généralement compris entre 5 et 10 cm selon les débits attendus.
- Si le forage de nouveaux puits n'est pas possible, l'essai pourra éventuellement être réalisé sur des puits existants. Toutefois, la représentativité de l'essai dépendra fortement de l'équipement du puits qui sera utilisé pour l'extraction ; une validation d'expert préalable au test est recommandée. Dans tous les cas, l'équipement des puits réutilisés devra être connu et précisé dans le rapport d'essai.
- L'équipement nécessaire au test de perméabilité comprend un extracteur d'air, un séparateur air/eau, un filtre à charbon actif (Figure 13). L'ensemble est généralement monté sur une unité mobile et instrumentée par : une vanne de régulation, un débitmètre, un manomètre, un thermomètre, des piquages pour prélèvement d'air ou analyse directe.

- L'essai consiste à connecter l'extracteur d'air au puits de venting et à faire varier le débit d'extraction tout en enregistrant la dépression au niveau du puits d'extraction et des puits de suivi. Le test devra présenter au minimum 4 paliers et 3 mesures par palier stabilisé. Ces données permettent de calculer la perméabilité intrinsèque du sol (il existe pour ce faire différentes notes de calcul ou logiciels de modélisation).
- Le plus souvent, on observe un pic de concentration en polluant dans l'air extrait peu de temps après la mise en route de l'extraction. Ce pic de concentration est une donnée intéressante car il est généralement représentatif de la concentration en polluant dans l'air qui sera observée en début de traitement (pollution gazeuse à l'équilibre avec le milieu sol).
- Le calcul de la perméabilité intrinsèque peut être réalisé sur la base de cet essai. Cette valeur peut être nécessaire pour certains modèles ou notes de calcul de dimensionnement.

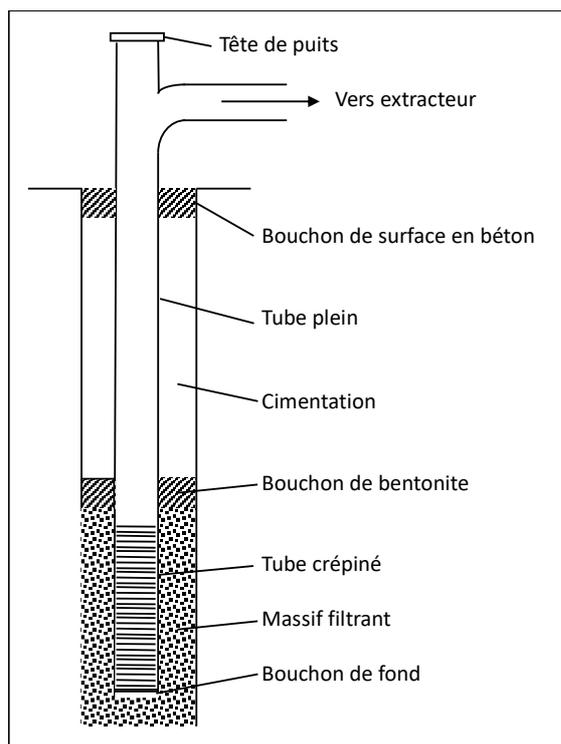


Figure 12 – Schéma d'un puits d'extraction de venting

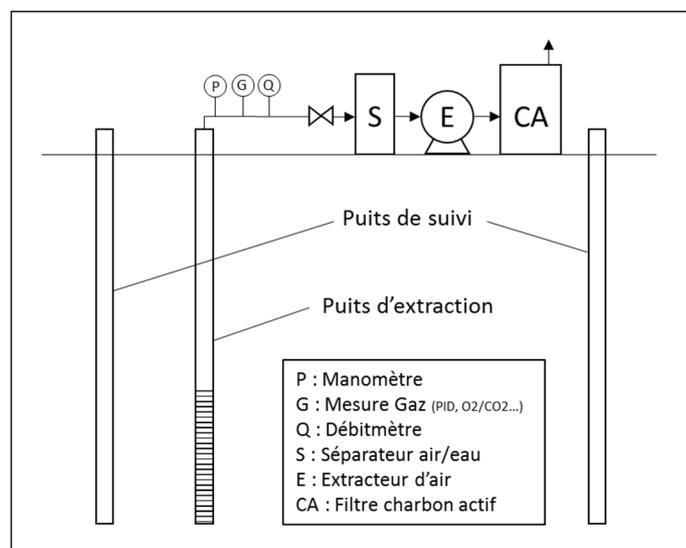


Figure 13 - Dispositif recommandé pour la réalisation d'un test de perméabilité à l'air

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à mettre en œuvre un traitement à échelle réduite. Les mesures physiques nécessaires au dimensionnement sont réalisées sur un puits en début d'essai (voir 1.5.1 Test de perméabilité à l'air) puis l'extraction est maintenue avec suivi de la qualité de l'air extrait (polluant, O₂/CO₂) jusqu'à atteinte d'une asymptote. La durée de l'essai peut atteindre plusieurs mois.

L'essai pilote de traitement est le seul qui permet d'appréhender les difficultés liées à l'hétérogénéité du sol. Il est donc fortement recommandé en cas de géologie complexe.

Objectifs

L'objectif de l'essai de traitement est d'acquérir en plus des paramètres physiques de dimensionnement (voir 1.5.1 Test de perméabilité à l'air), des données sur la vitesse du traitement et donc sur sa durée. Cet essai peut également permettre d'évaluer l'homogénéité de la distribution des flux d'air dans le sol.

Résultats attendus

- Les débits d'air extrait d'un puits de venting à différentes dépressions
- Les dépressions mesurées dans le sol à différentes distances du puits d'extraction
- Le rayon d'influence d'un puits d'extraction et la perméabilité intrinsèque du sol (si demandée)
- L'évolution de la concentration en polluant (venting) et/ou en O₂/CO₂ (bioventing) dans l'air extrait du puits
- La masse de polluant extrait/biodégradé et, le cas échéant, le bilan de masse de l'essai
- L'estimation des vitesses de traitement (extraction ou biodégradation) et de la durée du traitement
- L'estimation des teneurs résiduelles envisageables

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation des essais

- L'essai de traitement doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de pollution (nature et concentration) et de géologie.
- L'essai nécessite l'installation d'un puits d'extraction et de 2 à 3 puits de suivi répartis à différentes profondeurs, différentes distances et différentes orientations autour du puits d'extraction. Ces puits permettront d'évaluer la distribution spatiale des flux d'air dans la zone d'influence du puits d'extraction. Les caractéristiques du puits d'extraction (profondeur, diamètre, équipement) devront être identiques à celles qui seront utilisées ultérieurement pour le traitement. Le diamètre de l'équipement des puits est généralement compris entre 5 et 10 cm (2 à 4") selon les débits attendus.
- Un puits d'injection d'air (éventuellement réchauffé) pourra également être testé pour évaluer son intérêt sur le traitement surtout pour les pollutions profondes ou les sites très fortement étanchés en surface.
- En cas de lithologies variables, un ou des puits supplémentaires pourront être implantés dans un ou des horizons spécifiques. Ces ouvrages permettront d'évaluer la perméabilité de la couche et les rayons d'influence associés.
- Le pilote de venting peut également être une opportunité pour un essai pilote de traitement de l'air extrait. Différents procédés de traitement peuvent être testés et/ou optimisés dans les conditions réelles de chantier. Ces essais ont d'autant plus d'intérêt que la masse de polluant à extraire est importante car dans ce cas, le prix du traitement d'air représente une part importante du coût total de la dépollution.
- L'évaluation de l'efficacité du venting/bioventing doit être réalisée de préférence par des analyses de gaz du sol plutôt que par des analyses de sol. En effet, pour contrer l'hétérogénéité de la distribution du polluant dans le sous-sol et avoir une bonne représentativité, un très grand nombre d'échantillons de sol est nécessaire ce qui est très rarement possible pour des raisons économiques.

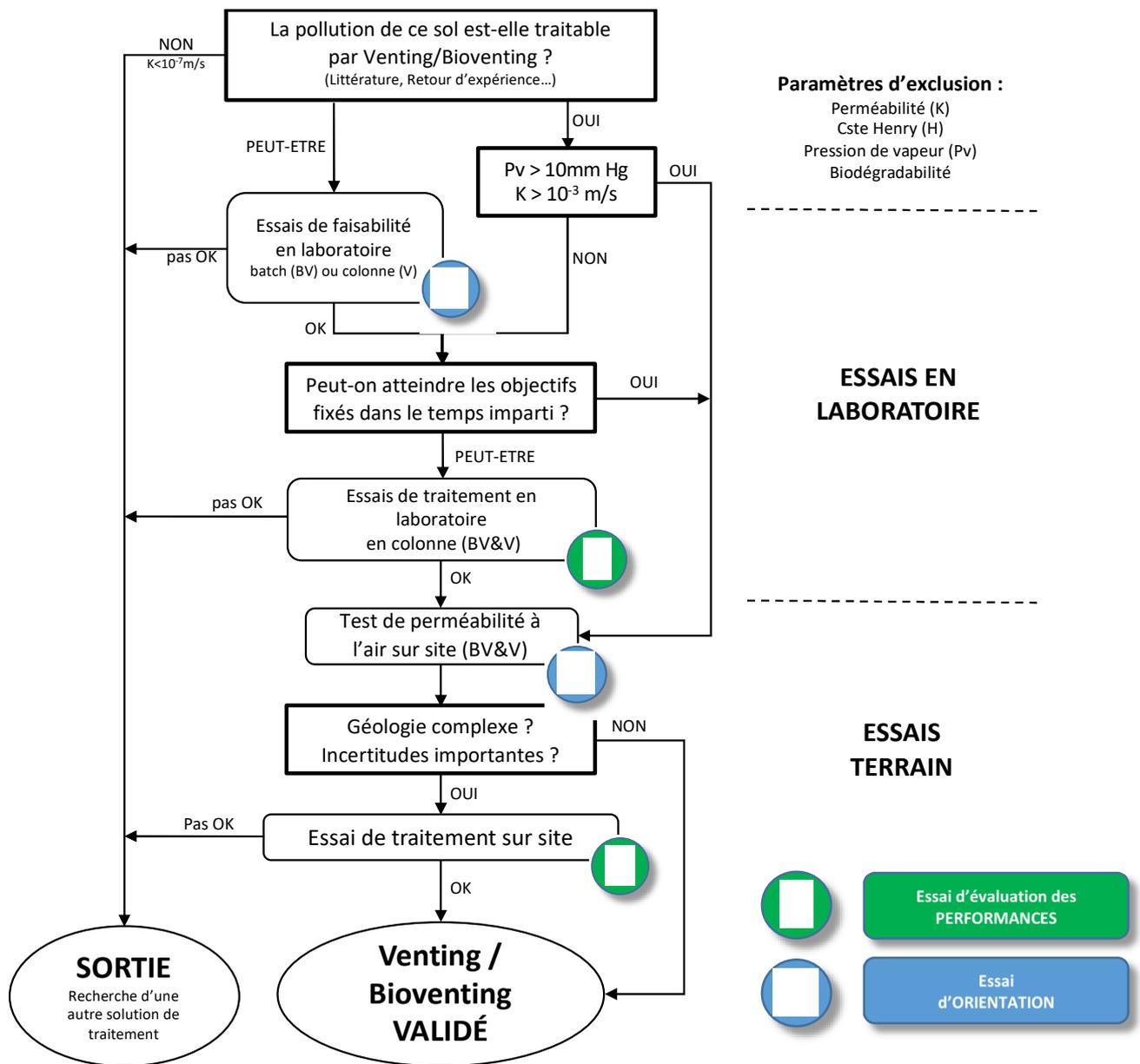


Figure 14 – Logigramme décisionnel de faisabilité du venting / bioventing

1.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

Le venting a fait l'objet de nombreux articles et guides depuis la fin des années 1980. La plupart des documents porte sur les paramètres critiques, le dimensionnement, la mise en œuvre et le suivi du traitement. En revanche, les essais de faisabilité sont moins décrits. Un guide fait toutefois référence (Guide for conducting treatability studies under CERCLA : Soil Venting Extraction, 1991, EPA/540/2-91/019A) et a été largement utilisé pour la rédaction de ce guide. Pour le venting, les essais en laboratoire ne sont pas systématiquement considérés comme nécessaires mais ceux réalisés sur le terrain sont fortement préconisés pour un dimensionnement optimal.

Références bibliographiques

- ADEME. 2015. Les outils de biologie moléculaire et leur utilisation dans le domaine de la gestion des sites pollués
- BASS David H., 1993. Estimation of effective cleanup radius for soil-vapor extraction systems. Journal of Soil Contamination 2(2)
- EDELSTEIN Gary A., 2014. Guidance for design, installation and operation of soil venting systems. Wisconsin Department of Natural Resources, PUB-RR-185.
- EPA. 1991. Guide for conducting treatability studies under CERCLA : Soil Vapor Extraction. EPA-540-2-91-019A.
- EPA. 1992. Ground Water Issue. DIGIULIO Dominic C. Evaluation of Soil Venting Application. EPA-540-S-92-004
- EPA. 1997. Analysis of selected enhancements for soil vapor extraction. EPA-542-R-97-007
- EPA. 2006. In situ treatment technologies for contaminated soil. EPA 542-F-06-013
- PIERCE K., PRETORIUS WA., 1998. A bioventing feasibility test to aid remediation strategy. ISSN 0378-4738, Water SA Vol. 24 No. 1
- US Air Force. 2001. Guidance on soil vapor extraction optimization. US Air Force Environmental Restoration Program, SF298
- US Army Corps of Engineers. 2002. Soil vapor extraction and bioventing. EM 1110-1-4001

2. Technique 2 - Sparging / Biosparging

2.1 Description de la technique

Le sparging (ou air sparging) et le biosparging sont deux techniques de dépollution qui consistent à injecter sous pression de l'air dans la zone saturée du sol à l'aide d'un puits connecté à un compresseur d'air pour induire une circulation d'air sous eau et un enrichissement en oxygène dans la nappe (Figure 15).

- Si le polluant est « strippable » c'est-à-dire facilement volatilisable lorsqu'il est dissous dans l'eau, il est transféré de la phase aqueuse vers la phase gazeuse et est entraîné vers la zone non saturée ; on parle alors de SPARGING.
- Si le polluant est biodégradable en présence d'oxygène, il est dégradé par la microflore naturelle du sol stimulée par l'aération ; on parle de BIOSPARGING.

Le sparging permet l'extraction de tout type de polluant organique « strippable » présent dans la zone saturée du sol. Le sparging est toujours couplé avec un traitement par VENTING pour la récupération des polluants volatilisés. La faisabilité d'un venting doit donc être évaluée en parallèle de celle du sparging.

Le biosparging permet le traitement de tout type de polluant organique biodégradable en présence d'oxygène localisé dans la zone saturée du sol.

Si le polluant est à la fois volatil et biodégradable, comme c'est souvent le cas pour les hydrocarbures, le sol est dépollué simultanément par les deux phénomènes.

Le sparging et le biosparging sont déconseillés en cas de présence massive de phase organique flottante (LNAPL) ou coulante (DNAPL).

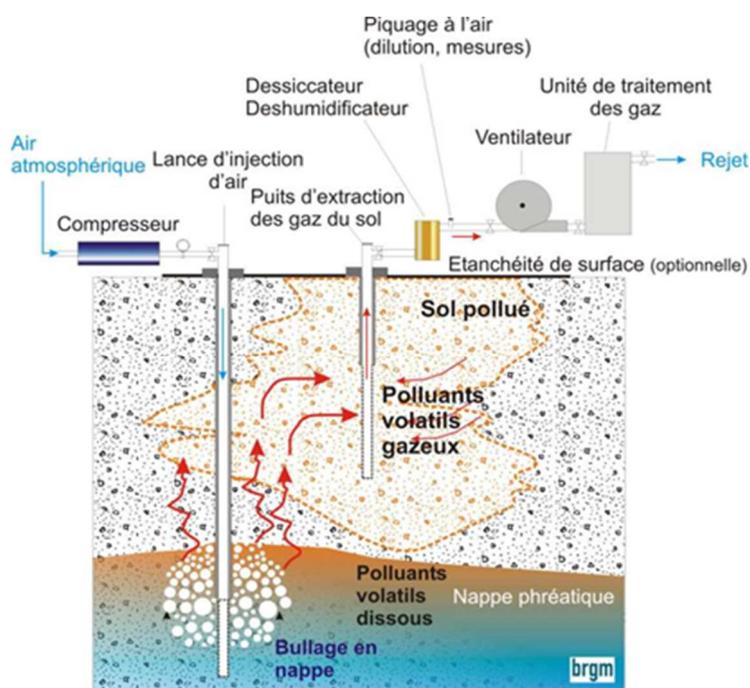


Figure 15 - Schéma de principe d'un sparging (source BRGM)

Le sparging (ou air sparging) correspond au code C311c de la norme NF X 31-620-4 et le biosparging au code C315c de la norme. Le traitement des rejets gazeux fait référence aux codes C341a-g.

2.2 Paramètres d'exclusion

2.2.1 Constante de Henry du polluant (SPARGING)

La constante de Henry (H) ou coefficient de partage air/eau permet d'évaluer la tendance d'un composé dissous dans l'eau à se volatiliser. Plus cette constante est élevée, plus le composé aura tendance à « dégazer » de l'eau. La constante de Henry, propre à chaque molécule, est fonction de la température.

La constante de Henry se mesure empiriquement mais est moins facile à trouver dans la littérature que la tension de vapeur notamment pour certains polluants spécifiques. Dans ce cas, H peut être approchée par calcul avec la formule :

$$H = P_v \times M / S$$

Avec :

H en Pa.m³/mol

P_v la pression de vapeur saturante du composé en Pa

M la masse molaire du composé en g/mol

S la solubilité du composé dans l'eau en g/m³

Le sparging atteint sa limite technique quand la constante de Henry du polluant est inférieure à 2.10⁻³ atm.m³/mol (ou 200 Pa.m³/mol) (à 20 °C) (USEPA 1994).

2.2.2 Perméabilité du sol (SPARGING / BIOSPARGING)

La faisabilité des traitements *in situ* (sol en place) est toujours liée à la perméabilité du sol. Pour évaluer ce paramètre, les professionnels des sites et sols pollués ont pour habitude d'utiliser la perméabilité à l'eau, également appelée conductivité hydraulique du sol, notée K et exprimée en m/s. K exprime la plus ou moins grande capacité d'un sol à se laisser traverser par l'eau. Il existe de nombreuses façons d'estimer et de mesurer la perméabilité d'un sol tant au laboratoire que sur le terrain (comme décrit en 1^{ère} Partie au paragraphe 2.3 Perméabilité des sols). Les données acquises sur le terrain sont toujours à privilégier pour cette technique.

La faisabilité du sparging est acquise si la perméabilité du sol dépasse 10⁻⁵ m/s et on considère généralement que le sparging atteint sa limite technique vers une perméabilité de 10⁻⁶ m/s. Toutefois :

- la littérature précise qu'en dessous de ces valeurs, le sparging peut être tout de même efficace mais que des essais sont à mener.
- entre ces deux valeurs, il peut être intéressant de réaliser des essais pour évaluer la faisabilité du traitement.

2.2.3 Biodégradabilité du polluant (BIOSPARGING)

Un traitement par biosparging n'est applicable qu'aux polluants rapidement biodégradables en présence d'oxygène (aérobie) par la microflore naturelle du sol.

D'une façon générale, il est admis / éprouvé les catégories suivantes :

- Polluants dégradables en voie aérobie : BTEX, HC, chlorure de vinyle, alcools, phénols.
- Polluants peu (ou non) biodégradables en voie aérobie (ou à cinétique de dégradation très lente) : PCE, TCE, Huile, PCB, HAP (sauf naphthalène), Métaux

2.3 Paramètres critiques

Les paramètres critiques agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité mais sans jamais la remettre en cause complètement. Toutefois, l'accumulation de valeurs défavorables pourra in fine conduire à la remise en question de la faisabilité de la technique.

Le sparging est toujours couplé à une récupération des gaz dans la zone insaturée (venting). Ainsi, les paramètres critiques du venting doivent également être pris en compte.

2.3.1 Présence de NAPL mobile

La présence d'une phase NAPL mobile doit être évaluée avant d'envisager un traitement par sparging/biosparging pour plusieurs raisons :

- L'injection d'air dans la nappe peut favoriser la migration de la pollution
- La phase NAPL peut être à l'origine d'effets « rebond »
- La présence de NAPL entraîne une forte augmentation du coût de traitement des gaz extraits

En présence de NAPL, une étude au cas par cas doit être réalisée pour évaluer la pertinence du sparging/biosparging au regard des risques environnementaux et économiques et des objectifs de réhabilitation.

2.3.2 Contexte géologique

Le rayon d'influence d'un puits de sparging/biosparging est proportionnel à l'épaisseur de l'aquifère. Les nappes de faible épaisseur sont donc peu favorables à ces techniques.

Les milieux fortement fracturés sont difficiles à traiter de façon homogène (incertitudes quant à la circulation d'air, quant à la répartition de la pollution). De plus, les contextes où la récupération d'air est délicate (milieu fracturé, faible épaisseur de zone saturée et de zone non saturée, infrastructures enterrées, ...) sont également défavorables à la mise en place d'un traitement par sparging/biosparging.

Dans ces contextes, un essai de terrain de sparging / venting est fortement recommandé et permettra de limiter les incertitudes.

2.3.3 Conditions géochimiques

Si elles ne sont pas naturelles, les conditions géochimiques extrêmes de pH et de salinité peuvent limiter l'activité microbienne d'un sol et donc l'efficacité d'un biosparging. Un essai de faisabilité en laboratoire est alors conseillé.

Le sparging dans une nappe réductrice peut aboutir à la précipitation de composés dissous (fer, manganèse par exemple) pouvant entraîner des problèmes de baisse de perméabilité du sol et de colmatage des ouvrages. De même, en perturbant les équilibres calco-carboniques, le sparging peut entraîner des précipitations de carbonates risquant à terme d'abaisser la perméabilité du sol. Ces problèmes peuvent être anticipés sur la base d'un bilan ionique complet et de calculs d'équilibres (indice de Ryznar, Hallopeau-Dubin...).

2.3.4 Présence de composés toxiques

Certains composés toxiques peuvent inhiber ou limiter l'activité microbienne au-dessus de certaines concentrations. Ces problèmes potentiels peuvent être mis en évidence au stade de l'essai de faisabilité en laboratoire.

Tableau 7 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le sparging/biosparging

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Constante de Henry (H) des polluants	$H < 2.10^{-3} \text{ atm.m}^3/\text{mol}$ (ou $200 \text{ Pa.m}^3/\text{mol}$) à 20°C
Perméabilité des sols (K)	$K < 10^{-6} \text{ m/s}$ Faisabilité acquise si $K > 10^{-5} \text{ m/s}$
Biodégradabilité des polluants	Voir 1 ^{ère} Partie § 2.2
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Présence de NAPL mobile	Technique mal adaptée aux pollutions massives ; Risque important de migration de cette phase
Contexte géologique	Les milieux très fracturés sont défavorables au traitement
Conditions géochimiques	pH et salinité extrêmes non naturels limitent l'activité biologique La précipitation de certains éléments (Fe, Mg, CaCO ₃ ...) peut entraîner une baisse de la perméabilité du sol
Composés toxiques	Impact négatif sur l'activité biologique du biosparging

2.4 Essais en laboratoire

Pour le sparging, les essais en laboratoire sont rarement recommandés car peu représentatifs de la mise en œuvre sur le terrain.

Dans le cas du biosparging :

- Les essais ne sont pas utiles pour les molécules dont la biodégradabilité en voie aérobie est reconnue (cf. 1^{ère} Partie au paragraphe 2.2 Biodégradabilité des polluants) mais sont recommandés en cas de doute
- Les essais sont recommandés dans certains contextes défavorables à une activité microbienne (pH extrême, milieu salin, présence de composé potentiellement toxique, etc...)

2.4.1 Essai de respirométrie en batch (BIOSPARGING)

Essai
d'ORIENTATION

Principe et champ d'application

Après une caractérisation initiale incluant les paramètres critiques, l'essai consiste à placer un mélange de sol et d'eau dans une enceinte hermétiquement close contenant un important ciel gazeux. Les essais sont classiquement effectués à température ambiante. La concentration en nutriments est ajustée pour permettre une biodégradation optimale et l'activité microbienne aérobie est suivie par respirométrie (dosage O₂ et CO₂). Le test consiste à évaluer l'activité microbienne du sol par suivi de la diminution de la teneur en oxygène, et l'augmentation de la teneur en dioxyde de carbone. La biodégradation du polluant est confirmée par dosage du polluant en fin d'essai.

Objectif

Cet essai permettra de confirmer ou non la capacité de la microflore naturelle du sol à réaliser cette biodégradation.

L'objectif est de valider ou non la faisabilité d'un traitement biologique aérobie in situ et d'identifier les voies d'optimisation potentielles sur les bases de l'activité respiratoire.

Résultats attendus

Le résultat attendu est de type go/no go. L'interprétation de l'ensemble des données acquises au cours de l'essai devra permettre de valider ou non la faisabilité d'un traitement biologique aérobie.

- Si la faisabilité est validée, des essais plus poussés pourront être réalisés notamment des essais de terrain.
- Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées. La réalisation d'essais de terrain plus coûteux n'est pas nécessaire.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation des essais

- Les échantillons de sol et d'eau testés doivent être prélevés dans une zone représentative de la pollution du site.
- La caractérisation initiale devra intégrer l'ensemble des paramètres limitants en plus de la caractérisation qualitative et quantitative du polluant. Si besoin, la caractérisation initiale du sol pourra intégrer la recherche des microorganismes biodégradant le polluant. Cette étude pourra par exemple être réalisée par des techniques de biologie moléculaire.
- Il est recommandé de suivre en parallèle la consommation de l'oxygène et la libération de dioxyde de carbone car ces paramètres peuvent être influencés par d'autres facteurs (libération de CO₂ par des sols riches en carbonates, consommation d'oxygène par du fer dissous).
- La durée de ce type d'essai en batch est généralement de l'ordre de quelques semaines selon la nature du polluant.
- L'essai doit intégrer l'ensemble des témoins nécessaires à la bonne interprétation des résultats.
- Ce type d'essai en batch peut permettre de tester facilement différentes voies d'optimisation comme l'ajout de nutriments (azotés principalement) ou de bactéries (bioaugmentation).

2.4.2 Essai de faisabilité en batch (BIOSPARGING)

Essai
d'ORIENTATION

Principe et champ d'application

Après une caractérisation initiale incluant les paramètres limitants et une caractérisation géochimique des eaux et après contrôle de la capacité de la microflore à biodégrader le polluant (si nécessaire), l'essai consiste à placer un mélange de sol (<25% en général) et d'eau dans une enceinte hermétiquement close contenant un important ciel gazeux. Les essais sont classiquement effectués à température ambiante. Différents réacteurs sont créés de façon à disposer plusieurs conditions d'essais et ainsi évaluer la pertinence de différents amendements ou autres paramètres de dégradation (pH, par exemple). Il est préparé un grand nombre de réacteurs de façon à sacrifier à échéances régulières des réacteurs et mesurer la concentration en polluant dans les sols et les eaux de chaque flacon (et les gaz si suspicion de volatilisation).

Les essais sont mélangés et aérés, afin de simuler un apport d'air dans le sous-sol.

Objectif

Cet essai donne une information qualitative sur la faisabilité d'un traitement biologique aérobie de la pollution des eaux du site. L'objectif est simplement de répondre à la question : Le biosparging est-il une technique de dépollution potentiellement adaptée à mon polluant ?

Les objectifs complémentaires visent également à déterminer la présence d'éventuels toxiques dans le sol, et une éventuelle carence en nutriment.

Résultat attendu

Le résultat attendu est de type go/no go et permet de vérifier si les conditions d'un site (polluant/géochimie, micro-organismes, ...) sont favorables à un traitement, ou peuvent être rendues favorables.

- Si la faisabilité est validée, des essais plus poussés pourront être réalisés si besoin.
- Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

Cet essai en laboratoire ne permet pas de valider la possibilité d'atteindre un seuil résiduel de pollution ou une durée de traitement sur site.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- Les échantillons de sol et d'eau testés doivent être prélevés dans une zone représentative de la pollution du site.
- La caractérisation initiale devra intégrer l'ensemble des paramètres limitants en plus de la caractérisation qualitative et quantitative du polluant. Si besoin, la caractérisation initiale du sol pourra intégrer la recherche des microorganismes biodégradant le polluant. Cette étude pourra par exemple être réalisée par des techniques de biologie moléculaire.
- Pour fiabiliser et faciliter l'interprétation des essais, il est recommandé de travailler en triplicat et de mettre en place plusieurs témoins dont un témoin de volatilisation et un témoin abiotique.
- L'évolution des teneurs est comparée à celles des réacteurs « témoin » de façon à prendre en compte les éventuelles disparitions abiotiques.
- Une cinétique de biodégradation du polluant peut être approchée. Toutefois, l'expérience montre que les vitesses de biodégradation observées sur le terrain peuvent être significativement différentes de celles mesurées au cours de cet essai.

2.5 Essai de terrain

2.5.1 Essai de traitement (Sparging / Biosparging)

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à mettre en œuvre un traitement à échelle réduite. L'injection d'air est maintenue dans les eaux souterraines, et le suivi de l'évolution de différents paramètres est effectué au cours du temps.

La durée de l'essai varie selon les objectifs :

- De l'ordre de la journée pour l'acquisition des données physiques d'injection (débit et pression dans les puits d'injection)
- De quelques jours pour suivre l'évolution des pressions dans des puits de contrôle implantés à proximité du puits d'injection
- De quelques semaines pour suivre l'augmentation de la teneur en oxygène dissous
- De quelques semaines à quelques mois pour évaluer la baisse des teneurs en polluants dissous.

Cet essai permet d'appréhender les difficultés liées à l'hétérogénéité du sol. Il est donc fortement recommandé de le réaliser sur de longues durées en cas de géologie complexe. Il peut permettre également d'optimiser le nombre d'ouvrages nécessaires en approchant les zones d'influence.

Pour le sparging, cet essai devra être couplé à un essai de venting pour la récupération des gaz du sol.

Objectifs

L'objectif de l'essai de traitement est d'acquérir les paramètres physiques de dimensionnement (débit/pression d'injection notamment) et d'estimer une zone d'influence sur la base de différents indicateurs.

Résultats attendus

- go/no go ou éléments de dimensionnement
- Les débits d'air injectés dans le puits de sparging à différentes pressions
- Une estimation de la zone d'influence d'un puits d'injection
- Le suivi de la baisse des concentrations en polluants dans la nappe pour les essais de longue durée (>1mois)

NB : Notion de rayon d'influence

Dans la littérature, il existe de nombreuses définitions du rayon d'influence et donc différentes façons de le mesurer, comme par exemple :

- Distance du puits d'injection, à laquelle une augmentation du niveau d'eau est observée (méthode historique)
- Distance du puits d'injection, à laquelle une augmentation de la teneur en oxygène dissous ou du potentiel rédox est observée
- Distance du puits d'injection, à laquelle une augmentation de la pression dans la zone non saturée est observée
- Distance du puits d'injection, à laquelle une augmentation de la pression en tête d'ouvrages crépinés uniquement sous eau est observée
- Distance du puits d'injection, à laquelle un gaz traceur co-injecté avec l'air est détecté dans l'eau
- Distance du puits d'injection à laquelle une diminution des teneurs en polluants dissous est observée
- Distance du puits d'injection à laquelle une augmentation des teneurs en gaz du sol est observée
- Distance du puits d'injection à laquelle une modification de la saturation en eau des terrains est observée

Ainsi, le rapport d'essai devra toujours donner une définition du rayon d'influence et la méthode utilisée pour sa mesure ou son calcul.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation des essais

- L'essai de traitement doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de pollution (nature et concentration) et de géologie.
- Il est conseillé de répéter l'essai plusieurs fois (3 à 5) afin de vérifier la répétabilité des résultats.
- L'utilisation a minima d'un ouvrage d'injection et de 3 ouvrages de contrôle est recommandée. Les ouvrages de contrôles sont généralement éloignés de l'ouvrage d'injection d'une distance comprise entre 1,5 m et une distance correspondant au double de la profondeur immergée de la crépine d'injection. Le positionnement des ouvrages de contrôle selon différentes directions (et différentes profondeurs si possible) peut permettre de mieux apprécier l'hétérogénéité du terrain. Les caractéristiques des ouvrages (profondeur, diamètre, équipement dont hauteur et positionnement des tubes pleins et crépinés) doivent être les plus proches possibles de celles des puits qui seront utilisés ultérieurement pour le traitement.
- Le sparging prévoit une injection d'air en fond d'aquifère. La réalisation d'injection d'air dans des piézomètres classiques, crépinés sur toute la hauteur de la nappe, n'est pas pertinente. Dans tous les cas, l'équipement des puits utilisés devra être connu et précisé dans le rapport d'essai.
- L'équipement nécessaire au test comprend un compresseur d'air et des éléments de réglage et de mesure (vannes, manomètres...). Une unité pilote pour le venting pourra également être nécessaire selon la durée de l'essai et le niveau de pollution.
- L'essai consiste à connecter le compresseur au puits de sparging et à faire varier le débit d'injection tout en enregistrant les variations au niveau du puits d'injection et des puits de suivi.
- Pour les aquifères puissants, l'acquisition des données permettant d'avoir une vision 3D de la zone d'influence du puits d'injection peut être intéressante. Généralement, le rayon d'influence est plus faible en profondeur.

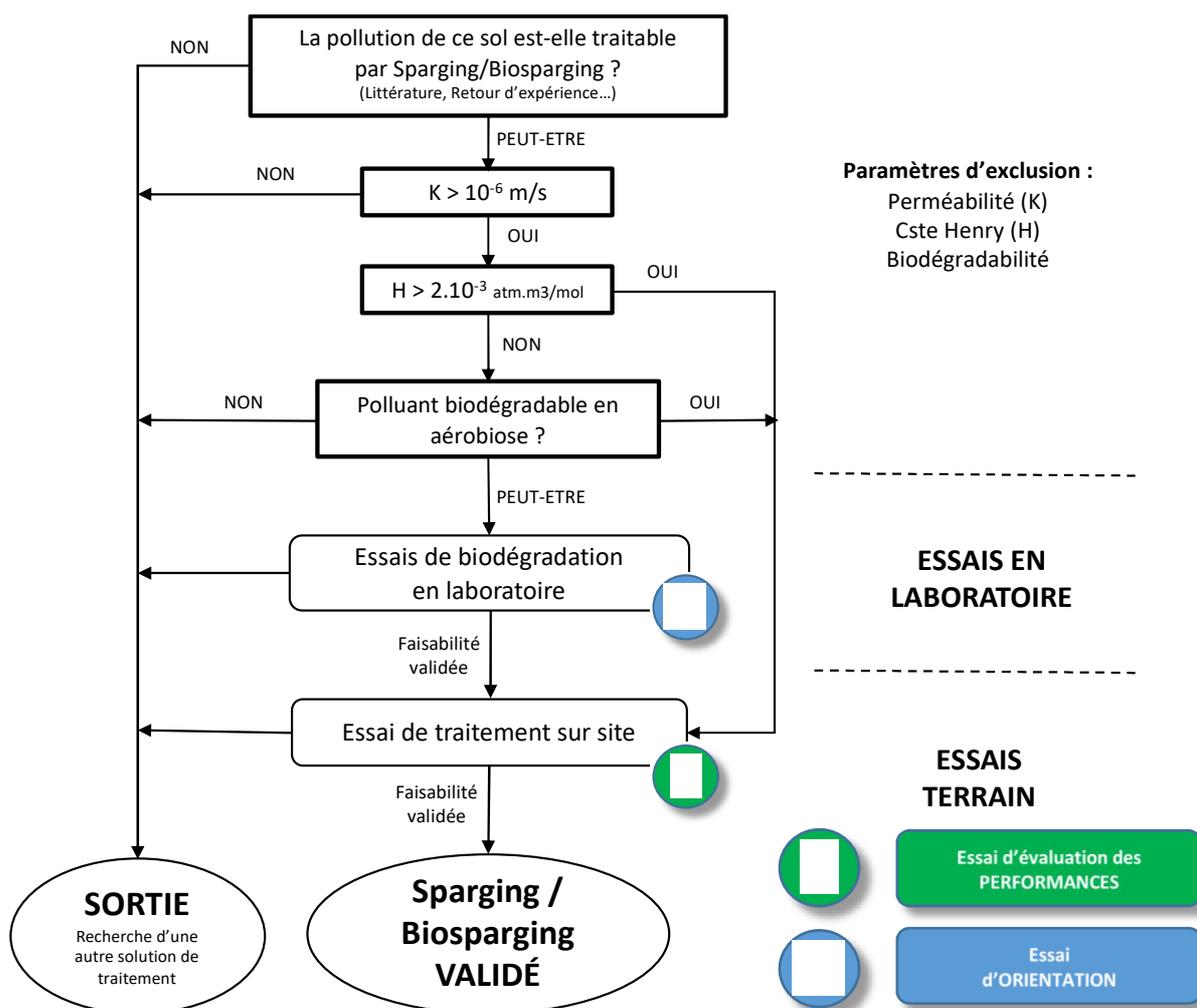


Figure 16 – Logigramme décisionnel de faisabilité du Sparging / Biosparging

2.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

Il existe de nombreux guides techniques portant sur le sparging. Ces documents proviennent principalement des USA et ont été publiés entre 1990 et 2015. La plupart de ces guides ne recommandent pas d'essais en laboratoire de façon systématique, mais uniquement quand le polluant est mal connu. Les essais sur le terrain sont globalement mieux décrits et recommandés.

Références bibliographiques

- CRC. Contamination Assessment and Remediation of the Environment. Application Guide for In Situ Air Sparging. 2017
- EDELSTEIN Gary A., 2015. Guidance for design, installation and operation of in situ air sparging systems. Wisconsin Department of Natural Resources, RR-186.
- FIELDS Keith, GIBBS James, CONDIT Wendy, LEESON Andrea, WICKRAMANAYAKE Godage, 2002. Air sparging : a project manager's guide
- HINCHEE Robert E., 1994. Air sparging for site remediation
- HINCHEE Robert E., MILLER Ross N., JOHNSON Paul C., 1995. In situ aeration : air sparging, bioventing, and related remediation process
- HOLMAN H. Y., TSANG Y. W. Effect of soil moisture on biodegradation of petroleum hydrocarbons. In situ aeration, air sparging, bioventing, and related remediation processes. 3rd International in situ on-site bioreclamation symposium. 1995
- JOHNSON Richard L., JOHNSON Paul C., AMERSON-TREAT Illa, TIM Bruce, LEESON Andrea, VOGEL Catherine. 2001. Diagnostic tools for integrated in situ air sparging pilot tests. US Air Force – SERDP. AFRL-ML-TY-TP-2000-4579
- LEESON Andrea, JOHNSON Paul C., JOHNSON Richard L., VOGEL Catherine M., HINCHEE Robert E., MARLEY Michael, PEARGIN Tom, BRUCE Cristin L., AMERSON Illa L., COONFARE Christopher T, GILLESPIE Rick D, McWHORTER David B. Air sparging design paradigm. BATTELLE. 2002
- LODEN Mary E. A technology assessment of soil vapor extraction and air sparging. EPA-600-R-92-173, 1992
- NAVFAC – BATTELLE. Final air sparging guidance document. TR-2193-ENV. 2001
- SUTHERSAN S. S, 1999. In situ air Sparging. Remediation Engineering Design Concept
- US Army Corps of Engineers. 2013. In situ air sparging. EM 200-1-19

3. Technique 3 – Récupération de NAPL : pompage-écrémage, pompage de DNAPL, extraction multiphasique

3.1 Description des techniques

Il est décrit ici différentes techniques in situ de récupération de NAPL :

- le pompage-écrémage, qui concerne le LNAPL mobile (phase organique « flottante », de densité inférieure à 1). Cette technique correspond au code C311e de la norme NF X 31-620-4 ;
- le pompage de DNAPL mobile, qui correspond au pompage d'une phase organique plus dense que l'eau au fond d'un puits. Cette technique n'est pas codifiée dans la norme NF X 31-620-4 ;
- l'Extraction Multiphasique (EMP), qui concerne à la fois le LNAPL et le DNAPL. Il s'agit d'un ensemble de techniques visant à extraire de façon simultanée deux ou trois phases fluides dans un puits ou éventuellement une tranchée. L'EMP diphasique a généralement trait aux phases gaz et eau, alors que l'EMP triphasique inclut la phase NAPL. Cette technique correspond au code C311b de la norme NF X 31-620-4, le traitement des rejets aqueux aux codes C333a-e et le traitement des rejets gazeux aux codes C341a-g.

Le terme NAPL désigne ici indifféremment du LNAPL ou du DNAPL, à la différence des termes LNAPL et DNAPL qui sont utilisés spécifiquement pour désigner une phase organique de densité inférieure ou supérieure à 1.

La faisabilité de ces techniques de traitement se cristallise généralement sur la question de la récupération de la phase NAPL qui est leur objectif commun, soit de façon directe, soit par dissolution ou volatilisation de la phase NAPL. Les différences entre les techniques peuvent être résumées comme suit :

- **le pompage-écrémage**, comprenant deux variantes :
 - **l'écémage** (terme anglais : Skimming) consiste à récupérer le LNAPL mobile par un dispositif spécifique actif (pompe à vessie, pompe pneumatique, bande oléophile, etc.) ou passif (bailer, matériau absorbant, etc.) sans rabattement de la nappe.
 - **le pompage-écémage** (terme anglais : dual pump extraction ou water-enhanced skimming) consiste à générer un cône de rabattement par pompage de la nappe dans lequel va migrer gravitairement le LNAPL mobile. L'enlèvement du LNAPL accumulé dans le puits est réalisé par différents dispositifs spécifiques (pompe à vessie ou flottante, bande oléophile, etc.) puis le LNAPL est évacué hors site. Selon les concentrations et les modalités de retour au milieu naturel ou pas, la phase aqueuse extraite peut quant à elle nécessiter un traitement (séparateur LNAPL/eau, stripping, filtre charbon, etc.), cf. Figure 17 ;
- **le pompage de DNAPL** : cette technique consiste à pomper du DNAPL mobile localisé au fond d'un puits. Elle comprend a minima une pompe pour récupérer le DNAPL mobile et dans certains cas une seconde pompe (placée dans le même puits que la pompe dédiée au DNAPL ou dans un puits différent) visant à rabattre légèrement la nappe et faciliter ainsi la récupération de DNAPL (cf. Figure 17). La technique comprend généralement en surface un dispositif de séparation DNAPL/eau avant évacuation hors site du DNAPL ;
- **l'extraction multiphasique (EMP)** : les différentes variantes de cette technique ont en commun une mise en dépression intéressant de façon variable la zone non saturée, la frange capillaire et la zone saturée. Elles ont pour objectifs de récupérer du NAPL selon différentes configurations :
 - extraction de NAPL mobile (LNAPL mobile en surface de nappe ou DNAPL en fond d'aquifère)
 - extraction d'eau chargée en polluants issus de la dissolution de NAPL immobile (LNAPL ou DNAPL)
 - extraction de gaz chargé en polluants issus de volatilisation de NAPL immobile (LNAPL ou DNAPL).

On distingue l'EMP double phase (généralement ciblée sur l'extraction de gaz et d'eau) de l'EMP triple-phase (eau, gaz, NAPL). Les vocables anglais correspondant sont Dual Phase Extraction (DPE) et Slurping (pour l'EMP triple phase), le terme général étant Multi-Phase Extraction (MPE).

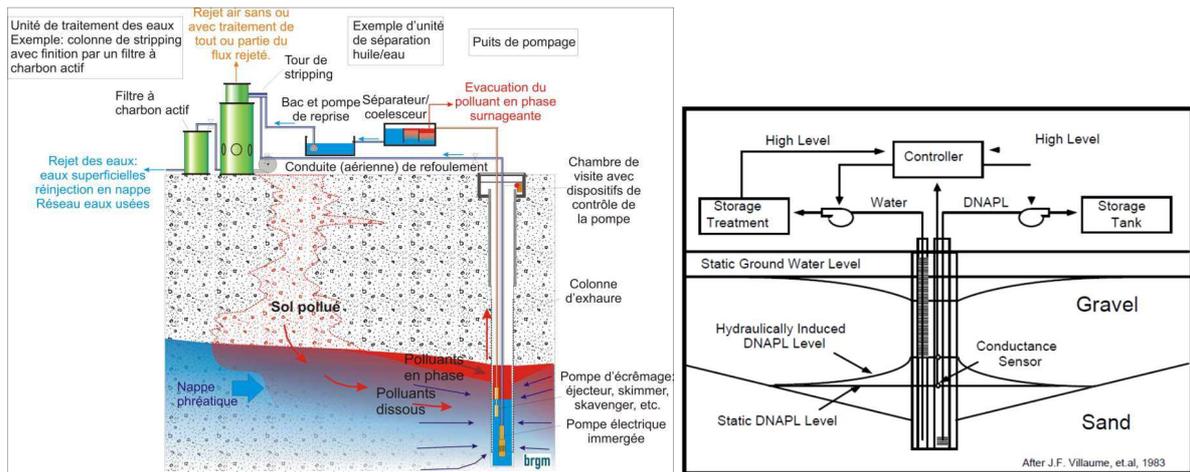


Figure 17 - Schéma d'un traitement par pompage-écrémage (à gauche. Source : BRGM reprise sur www.selecdepol.fr) et par pompage de DNAPL (à droite. Source : USEPA, 1991)

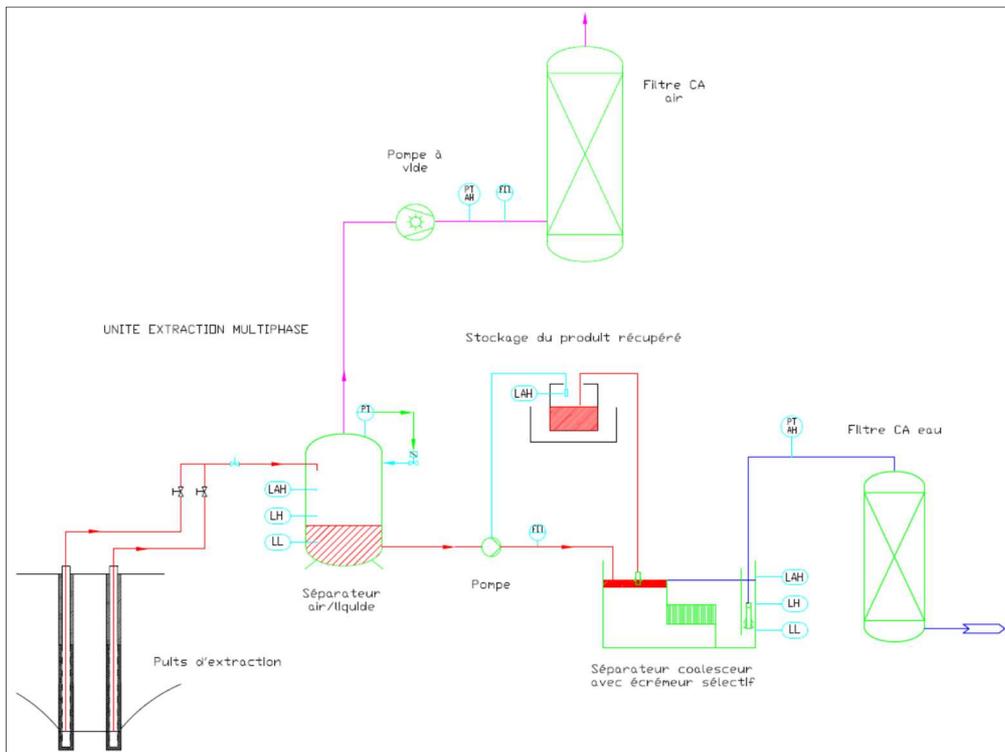


Figure 18 - Schéma d'un traitement par extraction triple phase (source : Sêché Eco Services)

Sa mise en œuvre se fait en réseau unitaire ou séparatif, le choix entre les deux dispositifs se faisant sur un critère de perméabilité des terrains, avec un seuil de 10^{-6} m/s (perméabilité à saturation) :

- **Réseau unitaire** (terme anglais : MPE single pump) : les effluents liquides et gazeux sont extraits du même puits par un conduit et une pompe unique située en surface, ce qui limite cette technique à 7 ou 8 m de profondeur. Ce système nécessite l'application d'une dépression importante à l'aide d'une pompe dans un puits crépiné dans la zone non saturée et la zone saturée. Ce système s'adresse de préférence à des aquifères de perméabilité inférieure à 10^{-6} m/s. Cette technique s'applique classiquement à du LNAPL mais peut aussi être utilisée pour du DNAPL (DNAPL immobile sur des niveaux peu perméables de l'aquifère ou DNAPL mobile en fond d'aquifère récupéré lorsque la nappe est rabattue totalement)

- **Réseau séparatif** (terme anglais : MPE dual pump) : les effluents liquides et gazeux sont extraits du même puits par des conduits et des pompes différentes. Ce système s'adresse à des aquifères de perméabilité supérieure à environ 10^{-6} m/s. Cette technique s'applique classiquement pour du LNAPL mais peut aussi être utilisée pour du DNAPL (DNAPL immobile sur des niveaux peu perméables de l'aquifère ou DNAPL mobile en fond d'aquifère récupéré avec une pompe pneumatique ou électrique posée au fond d'un puits ancré dans le substratum).

Dans ce document, seuls les paramètres et les essais liés à la récupération de la phase NAPL sont présentés. Le traitement d'air et le traitement d'eau ne sont pas abordés ici (mentionnons cependant que des essais de faisabilité de traitement d'air et d'eau réalisés de façon simultanée sont recommandés).

3.2 Paramètres d'exclusion

Quatre paramètres d'exclusion concernent ces techniques :

- la perméabilité des sols (conductivité hydraulique)
- l'épaisseur de NAPL mobile (« flottant » ou « coulant »)
- la viscosité dynamique du NAPL
- La transmissivité au NAPL. Mentionnons que ce paramètre est un paramètre de synthèse des trois précédents.

3.2.1 Perméabilité des sols

La valeur seuil proposée de perméabilité (au sens de perméabilité à saturation en eau, K_s) en-dessous de laquelle on estime que les techniques de récupération de NAPL ne sont plus envisageables est de 10^{-7} m/s.

La perméabilité à saturation en eau est estimée par des essais sur le terrain, en laboratoire sur des carottes de sols ou à partir de relations perméabilité/granulométrie (cf. 1^{ère} Partie au paragraphe 2.3).

3.2.2 Epaisseur de NAPL (« flottant » ou « coulant ») mesurée dans un puits

La valeur seuil proposée d'épaisseur de NAPL mesurée dans un puits en-dessous duquel on estime que les techniques de récupération de NAPL ne sont pas réalisables est d'environ 1 cm. Rappelons que l'épaisseur mesurée dans un puits est différente de celle présente dans le milieu souterrain à proximité immédiate du puits. Ce paramètre est mesuré classiquement par une sonde d'interface, avec une précision de quelques millimètres :

- Cas des LNAPL : la sonde détecte les interfaces air/LNAPL par une mesure de résistivité optique et l'interface LNAPL/eau par une mesure de conductivité électrique.
- Cas des DNAPL : la sonde détecte l'interface DNAPL/eau par une mesure de conductivité électrique et le fond du puits par un contact de la sonde avec une surface dure (bouchon du tube piézométrique ou terrain naturel).

Il est recommandé de réaliser des mesures sur les ouvrages présentant du LNAPL à différentes temporalités et localisations afin de préciser au mieux la variabilité des épaisseurs de LNAPL en fonction des variations de niveaux de nappe au fil des saisons (Cf. paragraphe 3.3.1).

3.2.3 Viscosité dynamique

Le seuil maximal proposé pour la viscosité dynamique est de 30 cP. Un seuil éventuellement supérieur peut être retenu en fonction des objectifs du traitement, de la perméabilité des sols et/ou de l'épaisseur de NAPL.

Généralement, le paramètre déterminé au laboratoire est la viscosité cinématique pour une température donnée (la viscosité diminue quand la température augmente). Elle peut être mesurée par un viscosimètre sur un échantillon de NAPL (ISO 3104, ASTM D445). La viscosité dynamique est ensuite estimée à partir de la relation suivante :

$$\mu = \nu \cdot \rho$$

μ viscosité dynamique (cP – centipoise (Pa.s))

ν viscosité cinématique (cSt – centistokes (m^2/s))

ρ densité (-)

La viscosité dynamique pour une essence fraîche est de l'ordre 0,7 cP, celle pour un gazole frais de l'ordre de 2 à 3 cP. Pour rappel, l'eau a une viscosité dynamique d'environ 1 cP.

3.2.4 Transmissivité au NAPL

Le seuil proposé est une valeur minimale de transmissivité en NAPL de $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$.

Ce paramètre est estimé à l'aide d'essais de terrain (cf. §3.6). Il est recommandé de réaliser plusieurs essais sur différents ouvrages et à différentes temporalités en cas de variation significative d'épaisseur de NAPL et/ou de niveau de nappe. Sur la base de simulations réalisées avec le logiciel LDRM (API, 2007), l'API (American Petroleum Institute) propose des conditions d'infaisabilité de la récupération de LNAPL en fonction de trois paramètres d'exclusion : perméabilité de l'aquifère, viscosité dynamique du LNAPL et épaisseur de LNAPL mesuré dans le piézomètre (Figure 19).

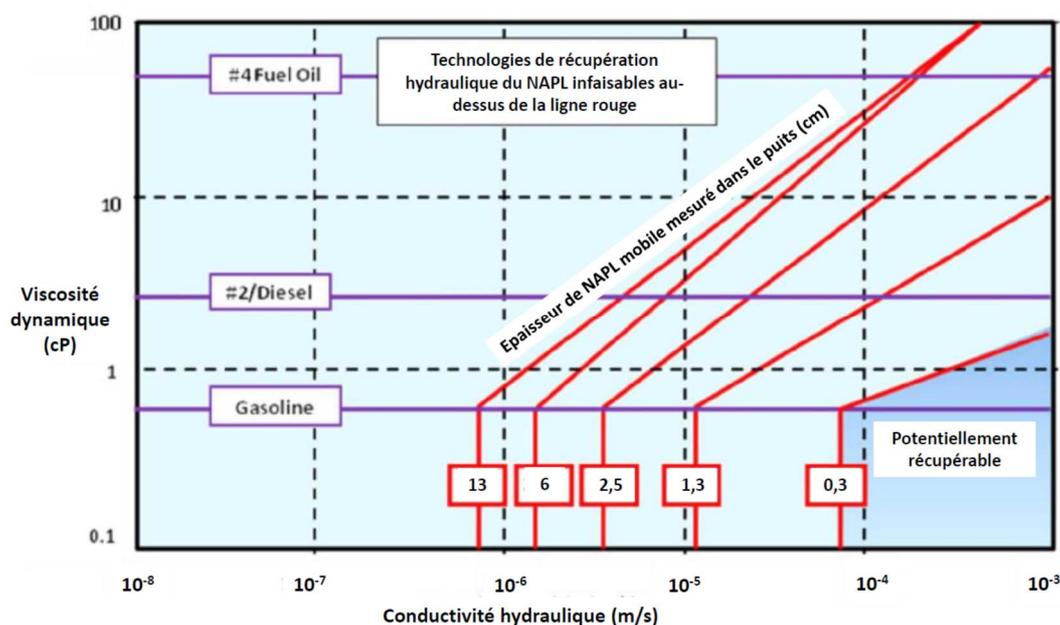


Figure 19 - Conditions de faisabilité de récupération de LNAPL par des techniques conventionnelles (source API interactive LNAPL guide V2, 2007)

3.3 Paramètres critiques

3.3.1 Variations temporelles et spatiales d'épaisseur de NAPL mobile, variations spatiales des propriétés de l'aquifère

Cas des LNAPL (« flottant »)

Une baisse du niveau de la nappe entraîne généralement une augmentation de l'épaisseur de LNAPL mobile dans les piézomètres, induit par le fait que la saturation résiduelle dans la zone saturée est généralement supérieure à celle dans la zone non saturée (ce qui n'est pas toujours vérifié pour des polluants très visqueux). Cet effet est plus prononcé pour les matériaux granulaires grossiers que pour les matériaux granulaires fins. Dans ce contexte, il est recommandé de disposer d'un suivi de l'épaisseur de LNAPL sur, a minima, un cycle hydrologique afin de préciser l'amplitude des variations d'épaisseur de LNAPL et de niveau de nappe associé. Ce suivi est généralement réalisé à l'aide d'une sonde à interfaces, mesurant les interfaces air/LNAPL et eau/LNAPL, générant par différence l'épaisseur de LNAPL dans le puits (Cf. paragraphe 3.2.2).

Concernant les variations spatiales d'épaisseur de flottant, il est recommandé de réaliser des mesures sur un maximum de puits car l'épaisseur de LNAPL peut varier très fortement entre deux puits situés à quelques mètres l'un de l'autre.

De fortes variations spatio-temporelles d'épaisseur de LNAPL mobile peuvent impacter significativement l'efficacité du traitement, ces variations étant souvent liés en bonne part aux hétérogénéités spatiales de perméabilité (latérales et/ou verticales).

Cas des DNAPL (« coulant »)

Dans ce cas, les variations d'épaisseur de DNAPL mobile ne sont formellement pas liées aux variations de niveau de nappe, et varient généralement peu en régime statique de nappe. Une attention est à porter en priorité aux contrastes verticaux et latéraux de perméabilité à l'interface aquifère/substratum où est généralement localisée le DNAPL mobile ainsi qu'à la topographie de cette interface (pendage du substratum, topographie de type boîte à œufs ou en chenaux étroits, etc.).

3.3.2 Densité du NAPL

La densité est un facteur permettant de déterminer le comportement du NAPL dans l'aquifère.

Dans des cas spécifiques où la densité du NAPL est très proche de 1, la densité peut évoluer et par conséquent impacter le comportement du NAPL dans l'aquifère.

Dans le cas d'un NAPL de densité inférieure mais proche de 1, il est possible que sa densité augmente au cours d'une opération de pompage/écrémage (par volatilisation, dissolution, etc.), pouvant générer ainsi un NAPL de densité supérieure à 1 qui va couler dans la nappe. Dans ce cas de figure, un traitement par pompage-écrémage n'est alors plus faisable.

Dans le cas d'un NAPL de densité supérieure mais proche de 1, il est a contrario possible, dans certains cas très spécifiques, que sa densité diminue au cours d'une opération de pompage de DNAPL, pouvant générer ainsi un NAPL de densité inférieure à 1.

La mesure de ce paramètre est facilement réalisée en laboratoire à l'aide d'un densimètre (ISO 12185, ISO 15212, ASTM D287-55, etc.).

3.3.3 Teneur en matière organique du sol

La matière organique a la capacité d'adsorber les polluants organiques.

Dans des cas spécifiques, un sol ayant une forte teneur en matière organique génère formellement une fraction mobile de NAPL plus faible.

Par ailleurs, elle peut modifier les mouillabilités et les conditions capillaires des phases présentes, ce qui se traduit par une saturation résiduelle en NAPL plus importante, et donc par une efficacité plus faible du traitement.

Les normes NF ISO 14235 et ISO 10694 décrivent les méthodes de mesure de la teneur en matière organique du sol (Foc).

3.3.4 Solubilité et volatilité de la phase NAPL

Dans le cas spécifique de l'EMP double phase avec récupération d'eau et de gaz chargés en polluants (donc sans récupération de polluants sous forme de NAPL), il convient de prendre en compte la solubilité et la volatilité des composés présents dans la phase NAPL.

Leur estimation grossière avec une hypothèse d'équilibre entre les phases peut se faire de deux manières :

- à partir de la solubilité et de la pression de vapeur saturante de chacun des composés principaux présents dans la phase NAPL, de la composition molaire de la phase NAPL et de la Loi de Raoult (cf. 1^{ère} Partie au paragraphe 2.1 Constantes physico-chimiques pour les polluants organiques)
- à partir d'un essai en laboratoire de mise en équilibre de la phase NAPL avec de l'eau (ou de gaz) puis quantification de la concentration en composés dans l'eau (ou dans le gaz).

Une faible valeur de solubilité et/ou de volatilité va impacter plus ou moins fortement le flux de polluants extraits par EMP et donc la durée du traitement.

Tableau 8 – Synthèse des paramètres d'exclusion et critiques pour les techniques de récupération de NAPL

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Perméabilité des sols	$K < 10^{-7}$ m/s
Epaisseur de NAPL mobile mesurée dans un puits	1 cm
Viscosité dynamique	> 30 cP
Transmissivité au NAPL	$K < 10^{-9}$ m ² /s
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Variations temporelles et spatiales d'épaisseur de NAPL mobile, variations spatiales des propriétés de l'aquifère	De fortes variations spatio-temporelles d'épaisseur de LNAPL mobile peuvent impacter significativement l'efficacité du traitement.
Densité du NAPL	Lors du traitement, pour des situations spécifiques de NAPL présentant une densité très proche de 1, il est possible que du « flottant » devienne du « coulant » et inversement.
Teneur en matière organique du sol	Une forte teneur en matière organique génère une efficacité plus faible du traitement.
Solubilité et volatilité de la phase NAPL	Une faible valeur de solubilité et/ou de volatilité va impacter plus ou moins fortement le flux de polluants extraits par EMP double phase (gaz et eau)

3.4 Choix de la technique

Le choix de la technique dépend de la nature du polluant (LNAPL vs DNAPL, NAPL mobile vs NAPL immobile) et du contexte du site pollué à traiter. Des critères de choix des principales différentes techniques de récupération de LNAPL ont été proposés par l'USEPA (1996). Ils sont présentés de façon synthétique dans le Tableau 9. Il convient de mentionner des combinaisons ou des adaptations de chacune de ces techniques.

Concernant le choix des variantes de l'EMP, mentionnons que l'un des principaux intérêts du réseau unitaire est son application à un contexte de nappe peu productive et peu profonde, avec un grand nombre de puits pour un budget relativement limité.

Concernant la récupération de DNAPL mobile, si l'EMP (en particulier en réseau séparatif) peut techniquement permettre sa récupération, son intérêt vis-à-vis d'un pompage de DNAPL pourra être analysé en termes de ratio « masse de polluant sous forme DNAPL / masse de polluant sous forme gazeuse et dissoute » et de contraintes/coûts associés pour le traitement en surface. Il en est de même pour les LNAPL avec le choix entre EMP et pompage-écrémage où les contraintes de l'EMP liées au traitement des différentes phases pourront réserver cette technique à des contextes difficiles (perméabilité faible, ...) où le pompage-écrémage peut s'avérer moins efficace.

Tableau 9 – Critères d'application des variantes techniques concernant la récupération de LNAPL (USEPA, 1996)

Système	Principe	Domaine d'application
Ecrémage passif	Récupération passive de NAPL dans un puits ou une tranchée par canister, bailer, matériau absorbant	<ul style="list-style-type: none"> • faible transmissivité • rayon d'influence limité • faible volume total • récupération de NAPL pur • souvent utilisé lors de la mise en place de mesures d'urgence ou pour des opérations à court terme
Ecrémage mécanique	Récupération de LNAPL mobile dans un puits ou une tranchée par une pompe ou une bande oléophile	<ul style="list-style-type: none"> • faible ou moyenne transmissivité • rayon d'influence limité • faible volume total • faible coût • récupération de NAPL pur • pas de contrôle hydraulique
Pompage écrémage	Pompage d'eau souterraine et de LNAPL. Le cône de rabattement de la nappe permet d'accélérer la migration gravitaire de LNAPL dans le puits	<ul style="list-style-type: none"> • transmissivité moyenne à forte • pas de limite de profondeur • rayon d'influence moyen à grand • volume total important • opération sur du long terme • coût moyen à élevé (selon le traitement de l'eau) • récupération de NAPL pur
Extraction multiphasique / réseau unitaire	Une dépression est appliquée dans le puits juste au-dessus du toit de la nappe pour récupérer les hydrocarbures sous forme de LNAPL, gazeuse et dissoute.	<ul style="list-style-type: none"> • transmissivité faible à moyenne • limité à 8 m de profondeur • rayon d'influence moyen à grand • volume total important • opération sur du long terme • NAPL mobile au niveau du toit de la nappe et NAPL immobile dans la zone non-saturée • coût moyen à élevé
Extraction multiphasique / réseau séparatif	En plus de la dépression appliquée dans le puits, un pompage de la nappe et du LNAPL est appliqué dans le même puits	<ul style="list-style-type: none"> • transmissivité faible à modérée • pas de limite de profondeur • rayon d'influence moyen à grand • volume total important • opération de long terme • NAPL mobile au toit de la nappe et NAPL immobile dans la ZNS • coût moyen à élevé

3.5 Essais en laboratoire

Les essais en laboratoire sont à éviter du fait de la trop faible représentativité des mécanismes à caractériser (échelle trop réduite notamment) vis-à-vis des essais sur le terrain.

3.6 Essais de terrain

Les essais de terrain proposés répondent à deux objectifs :

- une estimation de la transmissivité en LNAPL : baildown test
- une évaluation de l'efficacité de la récupération de NAPL :
 - essai d'écumage de LNAPL avec ou sans pompage, le choix de la variante étant fonction du type de traitement envisagé et/ou des contraintes du site (difficulté d'évacuer les eaux de pompage de nappe, etc.)
 - essai de pompage de DNAPL
 - essai d'extraction multiphasique, avec réseau séparatif ou unitaire (LNAPL ou DNAPL).

Selon le contexte du site, ces différents dispositifs sont parfois mis en œuvre en parallèle ou les uns après les autres. Il est par ailleurs nécessaire de considérer la gestion selon des filières adaptées des effluents récupérés, thématique qui n'est pas abordée dans ce guide.

Essai
d'ORIENTATION

3.6.1 Baildown test (LNAPL)

Principe

L'essai est basé sur le prélèvement dans un temps court d'une quantité définie de LNAPL (phase organique flottante) dans un puits en utilisant un bailer ou une pompe. L'enlèvement rapide de LNAPL provoque une pression différentielle. L'évolution temporelle des interfaces eau/LNAPL et LNAPL/air dans le puits est alors suivie jusqu'à stabilisation des deux interfaces dans le puits. L'interprétation des données permet ensuite d'estimer la transmissivité au LNAPL.

Champ d'application

Cette technique est considérée dans la norme ASTM E2856-13 (Standard Guide for Estimation of LNAPL Transmissivity) comme applicable pour des transmissivités en LNAPL supérieures à 6.10^{-9} m²/s et pour des épaisseurs de LNAPL dans le piézomètre dépassant 15 cm (et non applicable au-dessous de 6 cm). Sa limite est la représentativité de l'essai compte tenu du rayon d'influence limité de l'essai (typiquement de 1 à 2 mètres).

Objectifs

Cet essai, simple à mettre en œuvre, généralement rapide et peu coûteux, fournit une information quantitative à l'échelle du piézomètre et de son environnement immédiat (quelques mètres au mieux) sur l'efficacité potentielle des techniques de récupération de LNAPL ainsi que la transmissivité du LNAPL. Les résultats de l'essai peuvent donc être utilisés pour orienter le choix et le dimensionnement de la technique de traitement.

Résultats attendus

Le résultat attendu est une transmissivité au NAPL.

Lignes directrices pour la mise en œuvre de l'essai

- L'essai doit être réalisé dans une zone représentative du site en termes de pollution et de lithologie
- le niveau crépiné du piézomètre doit correspondre au niveau de la zone de battement de nappe et donc de la présence de LNAPL pendant la durée de l'essai.
- Les caractéristiques du piézomètre (diamètre, profondeur totale, profondeur et ouverture des crépines, granulométrie du massif filtrant) doivent être connues pour l'interprétation de l'essai.
- Les conditions initiales et finales de l'essai doivent être des conditions d'équilibre (stabilisation des niveaux et de l'épaisseur de LNAPL).
- La durée de l'essai peut prendre quelques dizaines de minutes à plusieurs semaines selon la viscosité du LNAPL et la perméabilité de milieu
- Les effets d'emmagasinement de LNAPL dans le massif filtrant doivent être pris en compte dans la réalisation et l'interprétation de l'essai, surtout dans des conditions de nappe confinée.
- L'enlèvement de LNAPL doit être rapide et total. Il peut être réalisé par :
 - une pompe : la crépine de la pompe doit être située au plus près de l'interface NAPL/eau ;
 - un ou plusieurs bailers (pour les puits de gros diamètre).

- Suite à l'enlèvement du LNAPL, les interfaces air/NAPL et NAPL/eau doivent être suivis dans le temps avec un pas de temps adapté et ce, jusqu'à stabilisation des deux interfaces.
- Les conditions dynamiques de la nappe à proximité du puits utilisé pour l'essai (pompage éventuel, etc.) peuvent influencer l'interprétation d'un essai réalisé sur une longue durée. Dans ce cas, leur impact sur les résultats de l'essai devra être apprécié.

Lignes directrices pour l'interprétation de l'essai

Le guide API 4762 (Charbeneau et al., 2016) propose des recommandations pour l'interprétation de l'essai avec une estimation de la transmissivité en LNAPL pour des conditions de nappes non confinées, confinées et perchées selon trois choix de solutions analytiques, respectivement :

- Method Generalized Bouwer and Rice, 1967
- Method Cooper and Jacob, 1946
- Method Cooper, Bredehoeft and Papadopoulos, 1967.

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

3.6.2 Essai d'écrouissage (LNAPL)

Principe

Cet essai consiste à réaliser sur une longue durée un prélèvement mécanique (pompe, bande oléophile, etc) de LNAPL à un débit qui maintient la présence de LNAPL dans le puits ou éventuellement dans une tranchée avec une épaisseur faible mais non nulle (de façon à maintenir une alimentation continue en LNAPL dans le puits ou la tranchée). Cet essai est donc réalisé sans pompage d'eau.

Il est possible de déterminer le rayon d'influence du puits d'extraction ou de la tranchée par un suivi des épaisseurs de LNAPL sur les piézomètres situés à proximité.

La durée de l'essai peut varier entre quelques heures et quelques semaines.

Champ d'application

Cette technique est considérée comme applicable à partir d'une transmissivité de 10^{-9} m²/s et pour des épaisseurs de LNAPL dans le piézomètre dépassant 5 cm. Sa limite est le rayon d'influence du pompage, généralement limité à proximité immédiate du dispositif de pompage.

Objectifs

L'objectif de l'essai est d'estimer la productivité de LNAPL ainsi que le rayon d'influence du pompage. Ces données permettent ensuite d'évaluer par extrapolation la faisabilité technique et économique de la technique d'écrouissage pour le site à traiter.

Résultats attendus

Les données mesurées au cours de l'essai fournissent directement l'évolution du débit de LNAPL dans le temps, ce qui permet d'estimer la productivité au LNAPL. Par ailleurs, le suivi des interfaces air/LNAPL et LNAPL/eau dans des piézomètres situés à différentes distances du puits d'écrouissage de LNAPL permet d'estimer le rayon d'influence du dispositif.

Lignes directrices pour l'essai mené dans un puits

- L'essai doit être réalisé dans une zone représentative du site en termes de pollution et de lithologie.
- Le niveau crépiné du piézomètre doit correspondre au niveau de la zone de battement de nappe et donc de la présence de LNAPL pendant la durée de l'essai.
- Il est recommandé le suivi des épaisseurs de LNAPL dans quelques piézomètres répartis à différentes distances du puits de pompage. Ces ouvrages permettront d'évaluer le rayon d'influence du pompage et éventuellement (en fonction du nombre de puits de suivi) la distribution spatiale de répartition du LNAPL.
- Les caractéristiques du piézomètre (diamètre interne, profondeur des crépines, profondeur totale, etc.) doivent être connues.
- Le débit de LNAPL est maintenu constant pendant une certaine durée (par exemple jusqu'à atteinte de l'asymptote de l'évolution des débits de LNAPL). Des essais à différents paliers peuvent être utiles pour préciser l'optimum de récupération du LNAPL.
- Les interfaces air/NAPL et NAPL/eau doivent être suivis pendant l'essai.

- Les conditions dynamiques de la nappe à proximité du puits utilisé pour l'essai (pompage éventuel, etc.) peuvent influencer l'interprétation de l'essai. Dans ce cas, leur impact sur les résultats de l'essai devra être apprécié.

Lignes directrices pour l'essai mené dans une tranchée

- L'essai peut être réalisé dans une tranchée, ce qui peut être aisé et rapide à mettre en œuvre dans le cas d'une nappe située à faible profondeur dans des terrains qui se tiennent (matériaux consolidés, ...). C'est par ailleurs une solution technique mise en œuvre pour gérer des situations d'urgence (pollutions accidentelles, etc.)
- Le suivi nécessite également des piézomètres de chaque côté de la tranchée pour déterminer l'influence du pompage et la recharge en LNAPL.

Lignes directrices pour l'interprétation de l'essai

- Le rayon d'influence est estimé à partir des données de suivi sur les piézomètres d'observation. Il permet de dimensionner le nombre total de puits/tranchées nécessaire au traitement du site par cette technique.
- Pendant l'essai, le débit et le volume total de LNAPL est mesuré, ce qui permet de calculer un bilan de masse et de définir ainsi le temps nécessaire au traitement.
- Pendant l'essai, la récupération de LNAPL est potentiellement accompagnée par un certain volume d'eau. Dans ce cas, le bilan de masse doit prendre en compte la masse de polluants dissous en plus de la masse de LNAPL. La masse en polluants dissous est obtenue par des mesures périodiques des concentrations aqueuses (par exemple HCT C5-C40) traduites ensuite en masse équivalente de LNAPL.

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

3.6.3 Essai de pompage-écrémage (LNAPL)

Principe

Cet essai consiste à mettre en œuvre un traitement à échelle réduite incluant un dispositif de rabattement de la nappe et un dispositif de récupération du LNAPL. L'extraction du LNAPL est maintenue jusqu'à atteinte d'une asymptote du volume cumulé de LNAPL extrait du puits. La durée de l'essai peut atteindre plusieurs semaines. Vis-à-vis d'un essai d'écémage, cet essai mobilise généralement un volume d'aquifère nettement plus conséquent et permet de prendre en compte les hétérogénéités spatiales des propriétés du sol et du LNAPL.

Champs d'application

Cet essai peut être réalisé pour un spectre très large de conditions de site. Il est principalement limité par des transmissivités très faibles de l'aquifère et/ou du LNAPL.

Objectifs

L'objectif de l'essai est de fournir une estimation de la productivité en LNAPL du puits (évolution du débit de LNAPL et donc une estimation de la durée du traitement) ainsi que des paramètres physiques utiles au dimensionnement du traitement.

Résultats attendus

- L'estimation de la productivité en LNAPL.
- Le débit optimal de rabattement de la nappe et le positionnement de la pompe, correspondant à un compromis entre une récupération efficace de LNAPL et des concentrations en polluants dissous les plus faibles possibles afin de limiter au mieux les contraintes de rejet/traitement des eaux pompées.
- Le rayon d'influence du puits de pompage, et donc le nombre de puits de pompage nécessaires pour la zone à traiter.
- Les données nécessaires permettant de décider de mettre en œuvre ou pas un séparateur de phases LNAPL/eau.
- Dans le cas d'un traitement de l'eau pompée, la concentration en polluants dissous dans l'eau en vue du choix et dimensionnement de son traitement (stripping, charbon actif, etc.).

Lignes directrices pour l'essai

- L'essai doit être réalisé dans une zone représentative du site en termes de pollution et de lithologie.
- Les niveaux et les ouvertures des crépines doivent être adaptés aux caractéristiques du site (niveau de nappe, épaisseurs de LNAPL mobile, variations temporelles du niveau de nappe, géologie, etc.).
- L'essai nécessite l'installation d'un puits de pompage et de 2 à 4 puits de suivi répartis à différentes distances autour du puits de pompage (dimensionnement en fonction des transmissivités de l'eau et du LNAPL). Ces puits de suivi permettront d'évaluer le rayon d'influence du pompage et éventuellement (en fonction du nombre de puits de suivi) la distribution spatiale des flux de LNAPL dans la zone d'influence du puits d'extraction. Un suivi à l'aide de capteurs enregistreurs de pression est recommandé.
- L'optimisation du débit d'eau devra faire l'objet d'une attention particulière : un débit d'eau important augmente le cône de rabattement de la nappe et donc la récupération du LNAPL mais peut engendrer d'une part un traitement plus coûteux de l'effluent aqueux et provoquer d'autre part une contamination supplémentaire de l'aquifère par le LNAPL présent au toit de la nappe, réduisant ainsi le volume de LNAPL récupérable et impactant par ailleurs la qualité d'eau souterraine. Dans certains cas, il peut s'avérer utile de réaliser un essai par paliers en vue d'optimiser le débit d'eau.
- Le diamètre du puits de pompage doit être adapté aux deux systèmes d'extraction (eau et LNAPL) ainsi qu'à d'éventuelles sondes de mesures.
- L'évaluation de l'efficacité de cette technique doit être réalisée en priorité par la mesure du volume cumulé de LNAPL au cours du temps.
- Les conditions dynamiques de la nappe à proximité du puits utilisé pour l'essai (autre pompage éventuel, crue d'un cours d'eau, ouvrages enterrés fonctionnant potentiellement comme des drains, etc.) peuvent influencer l'interprétation d'un essai réalisé sur une longue durée. Dans ce cas, leur impact sur les résultats de l'essai devra être apprécié.

Lignes directrices pour l'interprétation de l'essai

- Le rayon d'influence peut être estimé à partir des données sur les puits de suivi, permettant de dimensionner le nombre de puits nécessaire au traitement.
- Pendant l'essai, le débit et le volume total de LNAPL sont mesurés, ce qui permet de calculer un bilan de masse et de définir ainsi le temps nécessaire au traitement
- Pendant l'essai, la récupération de LNAPL est potentiellement accompagnée par un certain volume d'eau. Dans ce cas, le bilan de masse doit prendre en compte la masse de polluants dissous en plus de la masse de LNAPL. La masse en polluants dissous est obtenue par des mesures périodiques des concentrations aqueuses (par exemple HCT C5-C40) traduites ensuite en masse équivalente de LNAPL.
- Une fois le bilan de masse de l'essai calculé, le temps nécessaire au traitement par cette technique peut être calculé en estimant le volume total de polluants dans l'aquifère et la pollution résiduelle estimée suite à l'application de cette technique.

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

3.6.4 Pompage de DNAPL

Principe

Cet essai consiste à mettre en œuvre un traitement à échelle réduite par pompage du DNAPL dans un ou plusieurs puits. Une variante de cette technique consiste à un pompage supplémentaire de la nappe visant à faciliter la récupération de DNAPL, ce pompage de nappe se faisant dans le même puits que le pompage de DNAPL ou dans un puits différent situé à proximité et crépiné dans la partie supérieure de la nappe.

Le dispositif de pompage est généralement couplé à un séparateur DNAPL/eau. L'extraction du DNAPL est maintenue jusqu'à atteinte d'une asymptote du volume cumulé de DNAPL extrait du puits. La durée de l'essai peut atteindre plusieurs semaines.

Champs d'application

Cet essai peut être réalisé pour un spectre très large de conditions de site. Il est principalement limité par des transmissivités très faibles de l'aquifère et/ou éventuellement du DNAPL.

Objectifs

L'objectif de l'essai est de fournir une estimation de la productivité en DNAPL du/des puits ainsi que des paramètres physiques utiles au dimensionnement du traitement.

Résultats attendus

- L'estimation de la productivité en DNAPL.
- Le débit optimal de pompage de DNAPL, correspondant à un compromis entre une récupération efficace de DNAPL et des concentrations en polluants dissous les plus faibles possibles afin de limiter au mieux les contraintes de rejet/traitement des eaux pompées.
- Les données nécessaires permettant de décider de mettre en œuvre ou pas un séparateur de phases DNAPL/eau, et lorsque c'est le cas de le dimensionner.
- Dans le cas d'un traitement de l'eau pompée, la concentration en polluants dissous dans l'eau en vue du choix et dimensionnement de son traitement (stripping, charbon actif, etc.).

Lignes directrices pour l'essai

- L'essai doit être réalisé dans une zone représentative du site en termes de pollution et de lithologie.
- La localisation du/des puits de pompage doit tenir compte des caractéristiques topographiques de l'interface aquifère/substratum (pendage, thalwegs, etc.).
- Les niveaux crépinés doivent être adaptés aux caractéristiques de la pollution (épaisseurs de DNAPL, crépine à l'interface aquifère/substratum et quelques décimètres en-dessous, etc.).
- L'essai nécessite généralement l'installation de plusieurs puits de pompage et éventuellement de puits de suivi localisés autour des puits de pompage. Ces puits de suivi permettent d'apprécier plus ou moins grossièrement le rayon d'influence du pompage par un suivi de l'évolution dans le temps de l'épaisseur de DNAPL.
- Dans le cas d'un dispositif comprenant un pompage de DNAPL et un pompage de la nappe, il convient d'évaluer l'impact du pompage de nappe sur l'évolution de l'interface DNAPL/eau ainsi que sur les débits de DNAPL extraits.
- L'optimisation du débit de pompage de DNAPL fera l'objet d'une attention particulière : un débit de pompage important augmente le cône d'appel du DNAPL et donc la récupération du DNAPL mais peut engendrer un traitement plus coûteux de l'effluent aqueux.
- L'évaluation de l'efficacité de cette technique doit être réalisée en priorité par la mesure du volume cumulé de DNAPL au cours du temps.

Lignes directrices pour l'interprétation de l'essai

- Le rayon d'influence peut être estimé à partir des données sur les puits de suivi, permettant de dimensionner le nombre de puits nécessaire au traitement.
- Pendant l'essai, le débit et le volume total de DNAPL sont mesurés, ce qui permet de calculer un bilan de masse et de définir ainsi le temps nécessaire au traitement
- Pendant l'essai, la récupération de DNAPL est généralement accompagnée par un certain volume d'eau. Dans ce cas, le bilan de masse doit prendre en compte la masse de polluants dissous en plus de la masse de DNAPL. La masse en polluants dissous est obtenue par des mesures périodiques des concentrations aqueuses traduites ensuite en masse équivalente de DNAPL.
- Une fois le bilan de masse de l'essai calculé, le temps nécessaire au traitement par cette technique peut être estimé par extrapolation à partir du volume total de polluants dans l'aquifère avant la réalisation de l'essai.

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

3.6.5 Essai d'extraction multiphasique

Principe

Cet essai consiste à mettre en œuvre un traitement par extraction multiphasique (réseau unitaire ou séparatif), à une échelle réduite vis-à-vis d'un traitement de l'ensemble de la zone impactée. Durant l'extraction des fluides (généralement eau et gaz dans le cas de l'EMP double phase, et eau, gaz et NAPL dans le cas de l'EMP triple phase), il est réalisé un suivi des débits de différentes phases fluides ainsi que les concentrations en polluant

dans l'eau et le gaz jusqu'à atteinte d'une asymptote. La durée de l'essai est généralement de plusieurs semaines à plusieurs mois.

Champ d'application

Le choix du type de dispositif est principalement fonction de la perméabilité (conductivité hydraulique) et de la profondeur de la nappe :

- Le réseau unitaire est à privilégier pour une perméabilité inférieure à 10^{-6} m/s et un niveau de nappe située à moins de 8 m de profondeur ;
- Le réseau séparatif est à privilégier pour une perméabilité supérieure à 10^{-6} m/s.

Objectifs

L'objectif de l'essai est d'estimer une récupération optimale de polluant (bilan à faire sur les différentes phases) ainsi que le rayon d'influence du pompage. Ces données permettent ensuite d'évaluer par extrapolation la faisabilité technique et économique de la technique pour le site à traiter.

Résultats attendus

- L'évolution des débits d'extraction (eau, gaz, NAPL), en vue d'estimer la productivité
- Le rayon d'influence du puits d'extraction, en vue d'estimer le nombre de puits d'extraction nécessaires pour le traitement de la pollution pour l'ensemble de la zone à traiter.
- La dépression à appliquer dans le puits pour une récupération optimale des polluants.
- Le positionnement optimal d'ouverture du/des conduits d'extraction.
- Le débit de chaque phase (gaz, eau, NAPL).
- Le dimensionnement du séparateur de phases.
- Les concentrations en polluants dans les rejets aqueux et gazeux, en vue de choisir et dimensionner la méthode la plus adaptés à leur traitement.

Lignes directrices de l'essai

- L'essai de traitement doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de pollution et de lithologie.
- L'essai nécessite l'installation d'un puits d'extraction et 2 à 4 puits de suivi répartis à différentes distances autour du puits d'extraction. Ces puits permettront d'évaluer la distribution spatiale des flux de polluants dans la zone d'influence du puits d'extraction. Un suivi à l'aide de capteurs enregistreurs de pression est recommandé.
- Pour les applications de l'EMP au LNAPL mobile, il est recommandé de suivre les niveaux des interfaces air/LNAPL et eau/LNAPL.
- Pour les applications de l'EMP au DNAPL mobile, il est nécessaire de suivre les niveaux de l'interface aquifère/substratum sur lequel du DNAPL peut être présent, et d'en définir le pendage.
- Il est recommandé de réaliser des mesures de pression sur des piézaires à différentes distances du puits d'extraction.
- Le choix de la dépression et la position d'ouverture des conduits dans le puits sont des paramètres à dimensionner avec attention, car une forte dépression peut engendrer une discontinuité du NAPL mobile (rupture dans l'arrivée du NAPL dans le puits). Pour un réseau unitaire, afin d'assurer la continuité de l'aspiration de la phase NAPL dans le puits, il est recommandé d'avoir une vitesse minimale de la phase gazeuse de 4 à 5 m/s dans le conduit d'extraction.
- Les niveaux et les ouvertures des crépines doivent être adaptés aux caractéristiques du site (niveau de nappe, épaisseurs de NAPL mobile, variations temporelles du niveau de nappe, géologie, etc.).
- Pour un réseau unitaire, une vérification de la vitesse de l'air dans l'aiguille d'aspiration est nécessaire (vitesse minimale de 4 m/s recommandée).
- Pendant l'essai, le débit de NAPL, d'eau et de gaz sont mesurés, permettant de calculer le bilan de masse et de définir le temps nécessaire pour le traitement.
- L'évaluation de l'efficacité de cette technique doit être réalisée en priorité sur la mesure du volume de NAPL récupéré dans le temps.

Lignes directrices pour l'interprétation de l'essai

- Le rayon d'influence de récupération des phases liquides est estimé à partir des données obtenues sur les puits de suivi, permettant ainsi de dimensionner le nombre de puits nécessaire au traitement de la pollution du site.
- Le rayon d'influence de l'extraction de la phase gazeuse est défini à partir de mesures de pression sur des piézajais à différentes distances du puits d'extraction (cf. 1^{ère} Partie au paragraphe 1.5.1).
- Le bilan de masse doit prendre en compte la masse de polluants dissous ainsi que la masse de polluants volatilisés dans la phase gazeuse et, lorsque c'est le cas, la masse de NAPL extraite. Ce bilan peut s'appuyer sur des mesures périodiques des concentrations aqueuses et gazeuses.
- Le traitement peut générer une émulsion NAPL/eau. Dans ce cas, le bilan de masse devra prendre en compte les concentrations en polluants dans l'émulsion.

La Figure 20 présente un logigramme d'aide à la décision concernant les techniques de récupération de NAPL.

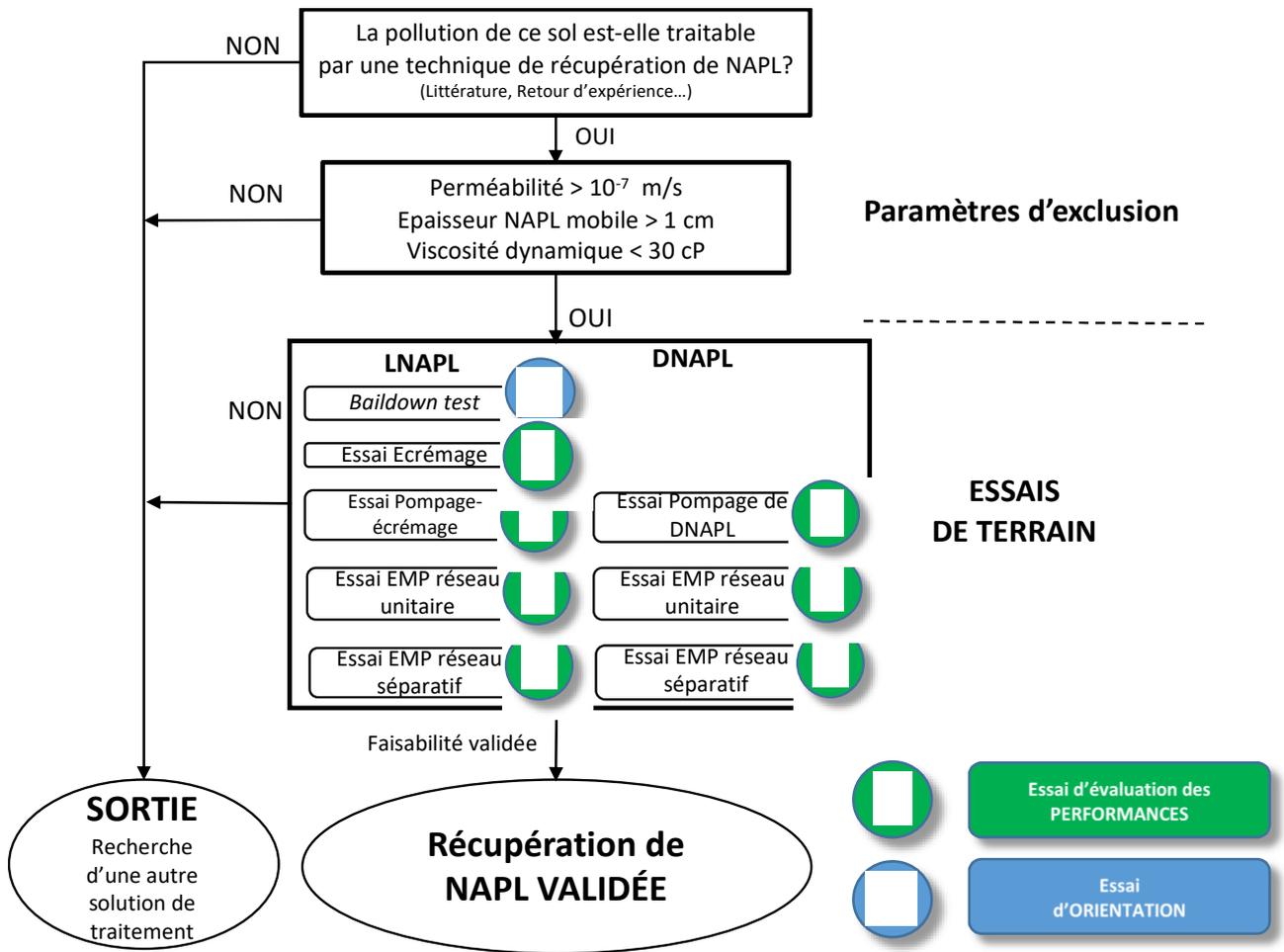


Figure 20 – Logigramme décisionnel de faisabilité pour les techniques de récupération de NAPL

3.7 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

La revue de la littérature montre que les paramètres des sols et du NAPL sont utiles à prendre en compte pour caractériser la mobilité du NAPL dans le cadre d'un traitement par écrémage, pompage-écrémage ou EMP. Il est à mentionner que la plupart des documents ont trait aux LNAPL et que très peu de documents évoquent spécifiquement le cas des DNAPL.

La littérature montre également l'absence d'essais de mobilité de NAPL en laboratoire, mis à part l'essai centrifuge (ASTM D425M) qui permet d'estimer la transmissivité au NAPL. Mentionnons que les exemples d'application opérationnelle de ce test semblent rares.

Concernant les essais de terrain, le baildown test est l'essai le plus couramment cité. D'autres essais sont également décrits, comme des essais d'écumage et de pompage-écumage, avec une description particulièrement détaillée de ces différents essais dans la norme ASTM E2856-13 (Standard Guide for Estimation of LNAPL Transmissivity). Les essais de pompage de DNAPL semblent peu documentés.

Références bibliographiques

- American Petroleum Institute, 1998. Recommended Practices for Core Analysis. RP 40.
- American Petroleum Institute, 2001. Methods for Determining Inputs to Environmental Petroleum Hydrocarbon Mobility and Recovery Models. 4711. American Petroleum Institute. Repéré à <http://www.api.org/ehs/groundwater/upload/4711.pdf>
- API, 2004. API Interactive LNAPL Guide, Version 2.0.4.
- ASTM, 2013. Standard Guide for Estimation of LNAPL Transmissivity. Repéré à <https://www.astm.org/Standards/E2856.htm>
- Bruxelles Environnement, 2017. Code de Bonne Pratique 1 Pompage de fluides dans la zone saturée du sol. CBR N°1. Repéré à https://environnement.brussels/sites/default/files/user_files/cbp_1_2017_fr.pdf
- Carsel R.F. et Parrish R.S., 1988. Developing Joint Probability Distributions of Soil Water Retention Characteristics. Water Resour. Res., 24(5), 755-769. doi:10.1029/WR024i005p00755
- Charbeneau R., 2007. LNAPL Distribution and Recovery Model (LDRM). API. Austin, Texas, USA : The University of Texas. Repéré à <http://www.api.org/ehs/groundwater/lnapl/lnapl-reg.cfm>
- CRCCARE, 2015. practitioner's guide for the analysis, management and remediation of LNAPL. Technical report N°34. Adelaide, Australia. Repéré à <https://www.crccare.com/files/dmfile/CRCCARETechnicalReport34-PractitionersguideforanalysismanagementandremediationofLNAPL.pdf>
- Dunford, D., Brookman, J., Billica, J. et Milligan, J., 1991. LNAPL Distribution in Cohesionless Soil: A field investigation and cryogenic Sampler. GWMR, 115-122. doi:10.1111/j.1745-6592.1991.tb00387.x
- Interstate Technology & Regulatory Council., 2009. Evaluating LNAPL Remedial Technologies for Achieving Project Goals (Technical/Regulatory Guidance). LNAPL2. Washington, USA. Repéré à <https://www.itrcweb.org/guidancedocuments/LNAPL-2.pdf>
- Kittel, J. A., Leeson, A., Hinchee, R. E., Miller, R. E. et Haas, P. E., 1995. Results of a Multi-Site Field Treatability Test for Bioslurping: A Comparison of LNAPL Rates Using Vacuum-Enhanced Recovery (Bioslurping), Passive Skimming, and Pump Drawdown technologies. In Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Groundwater: Prevention, Detection, and Remediation Conference and Exposition. (p. 305-321). Houston, USA.
- Massachusetts Department of Environmental Protection., 2016. Light nonaqueous phase liquids (LNAPL) and the MCP: Guidance for site assessment and closure. Policy #WSC-16-450. Repéré à <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/cleanup/lnaplfnl2-2016.pdf>

- McElwee, C. D., Butler, J. J. et Healey, J. M., 1991. A new sampling system for obtaining relatively undisturbed samples for unconsolidated coarse sand and gravel. *Ground Water Monitoring Review*. doi:10.1111/j.1745-6592.1991.tb00390.x
- Ministry of Environment British Columbia., 2006. Approaches and Methods for Evaluation of Light non- Aqueous - Hydrogeological Assessment Tools Project. 05-1412-058. British Columbia, Canada. Repéré à [http://www.sabcs.chem.uvic.ca/LNAPL Guidance 02-15-06 rev.pdf](http://www.sabcs.chem.uvic.ca/LNAPL%20Guidance%2002-15-06%20rev.pdf)
- Schaap, M. G., Leij, F. J. et van Genuchten, M. T., 2001. Rosetta : a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology*, 251(3-4), 163-176. doi:10.1016/S0022-1694(01)00466-8
- US Army Corps of Engineers., 1999. Engineering and Design: Multi-phase extraction (Engineering Manual). EM 1110-1-4010. Washington, USA. Repéré à http://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerManuals/EM_1110-1-4010.pdf
- USEPA, 1991. Ground Water Issue. Dense Nonaqueous Phase Liquids. EPA/504/4-91-002, 21 p.
- USEPA, 1996. How to Effectively Recover Free Product At Leaking Underground Storage Tank Sites: A guide for State Regulators (Guide for State Regulators). EPA 510-R-96-001. Repéré à <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-03/documents/fprg.pdf>
- Wösten, J. H. . H. M., Lilly, A., Nemes, A., Le Bas, C., 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90(3-4), 169-185. doi:10.1016/S0016-7061(98)00132-3

4. Technique 4 – Pompage traitement

4.1 Description de la technique

Le pompage et traitement (pump and treat) est une technique in-situ qui peut être appliquée à de nombreux contaminants à condition qu'ils soient solubles et que le milieu soit perméable. La stratégie appliquée vise à augmenter le gradient hydraulique à l'aide d'une pompe afin de favoriser la migration de l'eau contaminée vers le ou les puits de pompage. Cette augmentation du gradient accélère le mouvement des contaminants en direction des puits.

En fonction du contexte réglementaire, l'eau pompée est traitée en surface, puis réinjectée/réinfiltrée dans l'aquifère ou rejetée dans un réseau ou les eaux superficielles.

En fonction du contexte environnemental, des débits pompés et des autorisations administratives, les rejets pourront être réalisés :

- À certaines concentrations, dans les réseaux d'eaux usées, les réseaux d'eaux pluviales, les eaux superficielles, la nappe (réinjection),
- Dans certains cas, dans des centres d'élimination agréés. En pratique, étant donné les volumes pompés, l'élimination en centre agréé est peu fréquente ; elle se limite à des rejets faibles et concentrés.

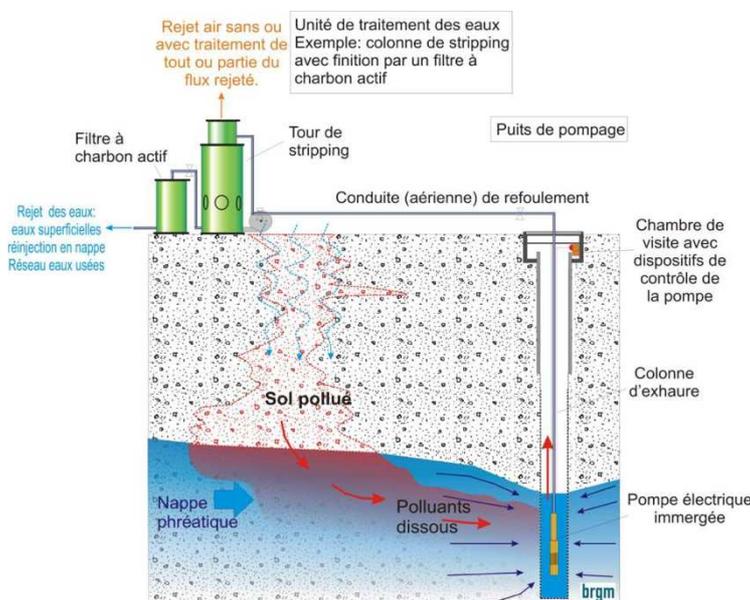


Figure 21 : Schéma de principe du pompage et traitement (source BRGM reprise sur www.selecdepol)

Pour ce qui concerne la partie traitement des eaux pompées, il s'agit généralement de mettre en place un système de traitement par filtration pouvant utiliser différents support (charbon actif, résines, zeolithes), ou par stripping pour les composés à pression de vapeur et constante de Henry élevées. Dans certains cas un traitement par oxydation (chimique ou U.V.) ou physique peut être envisagé. Un pré-traitement peut également être envisagé (filtre à sable, déferrisation, floculation, coagulation, etc.)

Compte tenu de l'importante variété de support de traitement envisagé, cette fiche est principalement orientée sur les aspects opérationnels liés à la mise en place du pompage au sein de la zone saturée.

Le pompage traitement in-situ correspond au code technique C311d de la norme NF X31-620-4, le traitement des rejets aqueux aux codes C333a-e et le traitement des rejets gazeux aux codes C341a-g.

4.2 Paramètres d'exclusion

Comme toute technique visant à mettre en place un pompage dans une zone saturée le paramètre considéré comme exclusif vis-à-vis de la faisabilité de la stratégie est la perméabilité des sols.

4.2.1 Perméabilité des sols

Les valeurs seuils de perméabilité (au sens de perméabilité à saturation en eau, K_s) en-dessous de laquelle on estime que les techniques de pompage ne sont plus réalisables sont 10^{-6} à 10^{-7} m/s. Lorsque la perméabilité est $>10^{-5}$ m/s alors la faisabilité est acquise. La perméabilité à saturation en eau est estimée par des essais sur le terrain, en laboratoire sur des carottes de sols ou à partir de relations perméabilité/granulométrie. Les méthodes d'estimation de ce paramètre sont décrites en 1^{ère} Partie au paragraphe 2.3 Perméabilité des sols.

4.3 Paramètres critiques

4.3.1 Solubilité des polluants

L'efficacité du pompage-traitement est limitée dans le cas de contamination par des polluants hydrophobes. Les phases flottantes ne limitent pas le traitement en tant que tel mais il faudra le compléter par un écrémage.

Les phases plongeantes nécessitent de bien connaître la géologie profonde notamment le niveau du roc sain ou d'une couche imperméable. La faible solubilité du polluant et sa capacité d'adsorption limitent le potentiel d'extraction de la masse, et allongent fortement les durées de traitement. Également dans le cas de contamination par des polluants type NAPL, il convient de garder à l'esprit que la durée du traitement peut être longue en raison des cinétiques de dissolutions du contaminant dans la nappe.

4.3.2 Contexte géologique

La compréhension du sens d'écoulement des eaux souterraines et d'une manière plus générale, le contexte géologique de la zone saturée est un élément important de la réussite du pompage traitement. A titre d'exemple, il est nécessaire d'adapter la profondeur de pompage pour récupérer la pollution aux variations de nappe. Si la pollution se situe dans la partie supérieure de la zone de battement de la nappe, le traitement ne pourra se réaliser uniquement en période de hautes eaux (il est donc nécessaire de connaître l'épaisseur de la zone saturée concernée par l'impact). Par ailleurs, les milieux fortement fracturés seront délicats à traiter de façon homogène (incertitudes quant à la circulation de l'eau, quant à la répartition de la pollution). En effet, la présence de chemins préférentiels (hétérogénéité de l'aquifère ou anisotropie) peut réduire l'efficacité de la récupération voir la rendre impossible.

Enfin, dans certains cas, une trop faible épaisseur de l'aquifère peut impliquer une difficulté dans la mise en place du pompage, notamment sur le positionnement de la pompe. Il faudra alors adapter le type de pompage (Comme remplacer une pompe de puits immergé par une pompe à vide).

Tableau 10 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres critiques pour le pompage traitement

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Perméabilité des sols (K)	K < 10 ⁻⁷ m/s Faisabilité acquise si K > 10 ⁻⁵ m/s
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Solubilité des polluants	Des polluants hydrophobes peuvent limiter l'efficacité du traitement (phase organique flottante ou plongeante). La cinétique de dissolution du polluant a un effet direct sur la durée du traitement.
Contexte géologique	Connaissance du sens d'écoulement Connaissance du comportement de la nappe phréatique (battement de nappe, épaisseur de l'aquifère) Risque d'écoulement préférentiel

4.4 Essais en laboratoire

Pour le pompage traitement, les essais en laboratoire sont rarement recommandés car peu représentatifs de la mise en œuvre sur le terrain. En effet, l'application de ce type de technique implique une connaissance adaptée de l'hydrogéologie du site. Néanmoins, les caractérisations complémentaires pouvant être réalisées en laboratoire vont principalement s'appuyer sur des paramètres physico-chimiques permettant d'appréhender au mieux le comportement et les interactions du milieu.

A titre d'information, l'analyse de paramètres tels que le pH, la conductivité, l'oxygène dissous et les ions majeurs (carbonates, hydrogénocarbonates, sulfates, fer dissous, manganèse) permettront d'appréhender les risques de colmatage du système de pompage. En effet, la modification des conditions géochimiques de l'eau peut impliquer des processus de précipitation de certaines espèces (ex : précipitation du fer sous forme de rouille, carbonates, calcaire)

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

4.5 Essais de terrain

4.5.1 Détermination de la perméabilité et essai de pompage – Impact du débit sur la concentration en polluant

Le facteur clé de la réussite de la mise en œuvre du pompage traitement est sans aucun doute la connaissance de la perméabilité du milieu. Dans un objectif de dimensionnement du dispositif de traitement, il convient de déterminer par ce type d'essai les conditions adéquates permettant de prendre en compte les contraintes lithologiques et les variations de perméabilité verticale.

Ainsi, en préambule de toute réflexion, il est nécessaire de pouvoir bénéficier d'une estimation la plus précise de ce paramètre.

Les essais visant la détermination de la perméabilité sont présentés en 1^{ère} Partie dans le paragraphe 2.3.

Principe et champ d'application

Comme expliqué en 1^{ère} Partie dans le paragraphe 2.3.2.1, l'essai de pompage selon la norme NF ISO 22282-4 consiste à pomper la nappe, tout en mesurant le débit pompé et le niveau d'eau au cours du temps, pendant les phases de pompage et de retour à l'équilibre c'est-à-dire après l'arrêt du pompage. Dans ce contexte, une fois le débit de pompage déterminé à la perméabilité théorique, il apparaît pertinent de relier la concentration en polluant en fonction de la variation du débit de pompage : le débit de pompage optimal d'un point de vue hydraulique ne correspondra pas forcément au débit de pompage optimal de récupération de la pollution. Ce deuxième pourra être plus faible que le premier.

Objectifs

La concentration en polluant peut dépendre du débit de pompage. Dès lors, l'objectif de cet essai de pompage vise à faire varier le débit au voisinage d'un débit théorique permettant ainsi de définir un optimum de la concentration (ou d'un flux) en polluant extraite. Il sera recherché le débit auquel le système de pompage récupère le plus de pollution et non le plus de volume d'eau (flux critique de polluant). En effet, plus le volume d'eau pompée sera important, plus le traitement ultérieur sera important et donc coûteux au regard de la quantité de polluants récupérés et traités.

Résultats attendus

1. Les concentrations en polluants en fonction du débit de pompage : Dimensionnement lié au débit et à la concentration (détermination du flux de pompage optimal et du flux critique de polluant) ;
2. La concentration initiale en polluant dans la nappe ;
3. La perméabilité du sol ;
4. Le cône de rabattement d'un puits de pompage (rayon d'influence du puits de pompage). Ce rabattement est quantifié via un suivi sur un, ou plusieurs, piézomètres ;
5. Validation d'une géologie compatible avec le traitement.

Il est précisé que l'homogénéité de l'aquifère peut être un point critique ainsi que la concentration du contaminant en fonction du débit permet de définir le débit adapté pour le traitement.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation des essais

- L'essai pilote doit être réalisé sur une zone contaminée représentative du site en termes de géologie ;
- Un dispositif de traitement des eaux pompées doit être prévu et mis en place si nécessaire pendant cet essai ;
- Le suivi des essais doit permettre l'acquisition des piézométries et de leurs évolutions en fonction des débits et pressions des eaux injectées et des débits des eaux pompées ;
- La fiabilité des résultats augmente avec la durée de l'essai, et avec le nombre de piézomètre d'observation ;
- Les moyens à mettre en œuvre (débit de pompage, positionnement des puits, ...) seront fortement dépendants de la géologie attendue ;
- Dans certains cas, l'essai pilote peut permettre d'évaluer certaines interactions du milieu sur le traitement. A titre d'exemple, la présence de carbonates ou de dépôts biologique peuvent générer des effets de colmatage ou de perte d'efficacité du débit de pompage.
- Des investigations supplémentaires doivent permettre de connaître les variations piézométriques naturelles mais également d'identifier des ouvrages influençant le niveau piézométrique du site à l'étude.

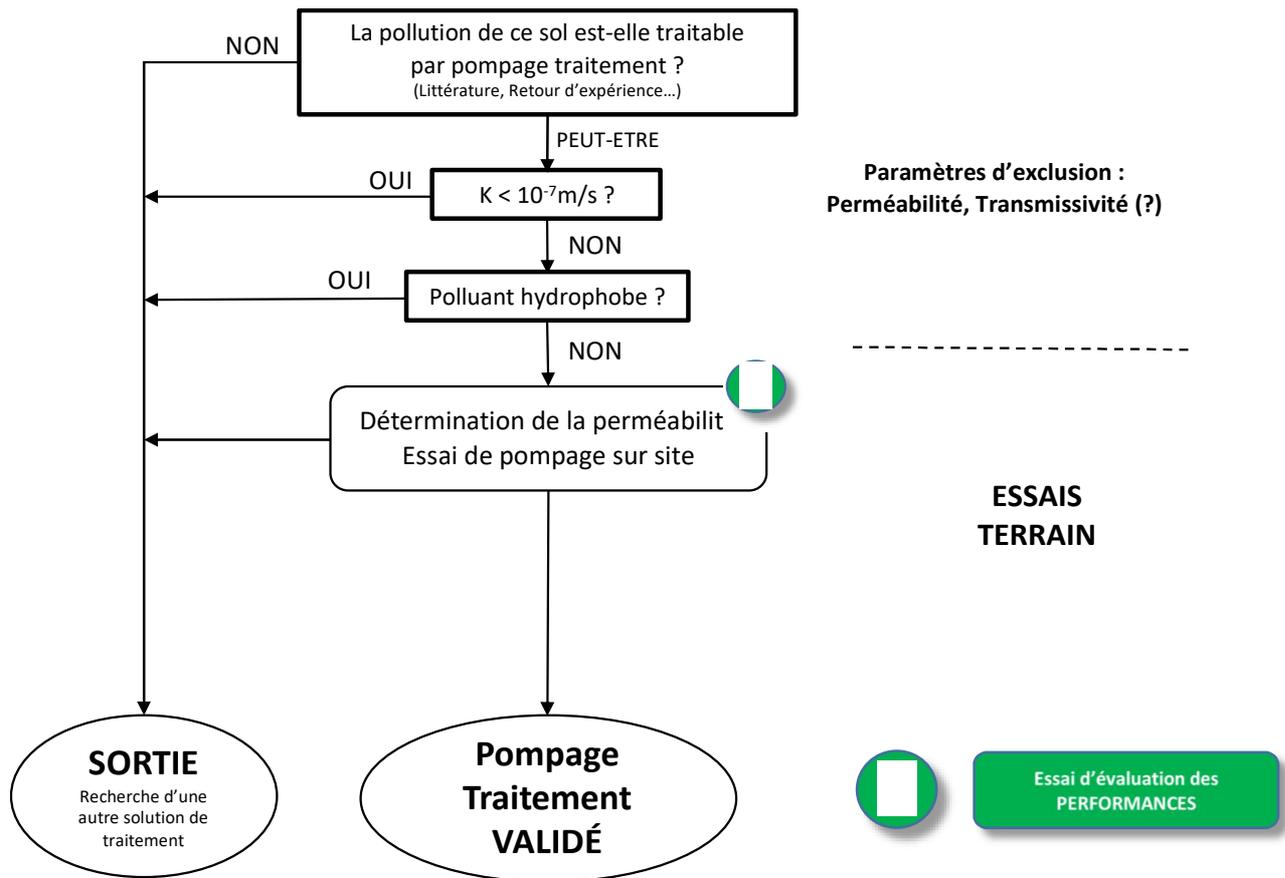


Figure 22 – Logigramme décisionnel de faisabilité du pompage traitement

4.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

La revue de la littérature sur le sujet du pompage traitement montre l'importance de la bonne connaissance hydrogéologique du site sur lequel la stratégie est envisagée. La plupart des documents ne recommandent pas de réalisation d'essais en laboratoire, les essais terrains étant plus pertinents pour ce type d'approche.

Les ouvrages de l'US EPA sensibilisent le lecteur sur l'importance de la répartition spatiale de la pollution dans la zone saturée et l'importance d'appréhender les risques liés aux effets rebonds de ce type d'approche.

Enfin, l'impact économique et le retour d'expérience du pompage traitement sont particulièrement bien appréhendés dans le document : Ground Water Monitoring & Remediation - Performance Assessment of Pump-and-Treat Systems - Juillet 2017

Références bibliographiques

- Bartow, G., C. Davenport. 1995. Pump-and-Treat Accomplishments: A Review of the Effectiveness of Ground Water Remediation in Santa Clara Valley, California. Ground Water Monitoring and Remediation. 15(2):140-146.
- TRUEX, M., JOHNSON, C., MACBETH, T., BECKER, D., LYNCH, K., GUIAUDRONE, D., FRANTZ, A., LEE, H., 2017. Performance Assessment of Pump-and-Treat Systems. Ground Water Monitoring & Remediation. 37. N°3. P28-44.
- US Department of Energy, 2015. Performance Assessment for Pump-and-Treat Closure or Transition. PNNL-24696 RPT-DVZ-AFRI-029
- USEPA, 1996. Pump-and-Treat Ground-Water Remediation, A Guide for Decision Makers and Practitioners. EPA/625/R-95/005
- USEPA, 1997. Design Guidelines for Conventional Pump-and-Treat Systems. EPA/540/S-97/504 1997
- USEPA, 2002. Elements for Effective Management of Operating Pump and Treat Systems. EPA 542-R-02-009
- USEPA, 2008. A Systematic Approach for Evaluation of Capture Zones at Pump and Treat Systems. EPA 600/R-08/003

5. Technique 5 – Biodégradation aérobie in situ en zone saturée

5.1 Description de la technique

Cette technique concerne la biodégradation aérobie in situ dans la zone saturée. Elle concerne donc :

- les polluants organiques se dégradant en conditions aérobies,
- les polluants présents sous forme dissoute, adsorbée et/ou sous forme de NAPL immobile (avec une capacité de la flore bactérienne à développer un biofilm au contact des gouttelettes de NAPL),
- la zone saturée, dont le niveau de nappe varie formellement entre le niveau haut et bas de la zone de battement de nappe, et parfois davantage compte tenu du dispositif hydraulique de traitement.

Le champ d'application de cette technique concerne généralement en priorité des sols contenant du NAPL immobile (zone source dans la zone de battement de nappe). La technique peut également être mise en œuvre dans le panache d'eau souterraine (composés dissous et adsorbés, absence de NAPL immobile) où elle est généralement très efficace. Cependant, les panaches de composés dissous étant généralement très courts, sa mise en œuvre exclusive dans des panaches de composés dissous semble concerner un nombre limité de sites pollués. Mentionnons que la distinction NAPL immobile/composé sorbé n'est pas toujours aisée.

Les polluants visés en priorité sont les hydrocarbures pétroliers (coupes pétrolières, hydrocarbures aromatiques mono-composé (toluène, ...) ou multi-composés (BTEX, HAP, ...)), mais peut aussi concerner d'autres composés, notamment des organo-solubles (alcools, cétones, acides, ...).

Compte tenu des polluants visés, cette technique est mise en œuvre sous forme de biostimulation, procédé visant à stimuler la croissance des micro-organismes présents dans le milieu souterrain.

En termes techniques, différents schémas hydrauliques peuvent être utilisés :

- injection
- injection / pompage
- infiltration
- infiltration / pompage

Rappelons que l'injection se fait dans la nappe alors que l'infiltration se fait dans la zone non saturée, par exemple dans des fosses d'infiltration.

La biodégradation aérobie in situ en zone saturée correspond au code technique C315a (sous le vocable Biodégradation dynamisée) de la norme NF X 31-620-4.

Les termes anglais correspondants sont Enhanced Biodegradation/Bioremediation ou Enhanced Natural Attenuation.

5.2 Paramètres d'exclusion

Trois paramètres d'exclusion sont proposés : la perméabilité des sols, la présence de NAPL mobile, la dégradabilité du polluant.

5.2.1 Perméabilité des sols

Le critère proposé est une perméabilité des sols (perméabilité à saturation en eau, K) inférieure à 10^{-8} m/s. Les méthodes d'estimation de ce paramètre sont décrites en 1^{ère} Partie au paragraphe 2.3 Perméabilité des sols.

5.2.2 Présence de NAPL mobile

La présence de NAPL mobile est à éviter, compte tenu de la faible surface d'échange NAPL/eau. En revanche, cette technique est bien adaptée à la présence de NAPL immobile, compte tenu d'une surface d'échange NAPL/eau élevée et de la capacité des bactéries à dégrader du polluant sous forme de NAPL.

Dans le cas général des LNAPL (coupes pétrolières de type essence ou gazole, ...), l'absence de NAPL mobile (« flottant ») correspond à une épaisseur inférieure au seuil de détection d'une sonde de mesure (généralement quelques millimètres). Rappelons qu'en fonction des variations naturelles ou anthropiques du niveau de la

nappe, il est possible de mesurer une absence de NAPL mobile lors d'une campagne puis la présence de NAPL mobile la campagne suivante, d'où l'importance de disposer de différentes campagnes de mesures réalisées dans des contextes représentatifs. Cependant, la présence temporaire de NAPL mobile durant une part faible de la durée du traitement (quelques jours à quelques semaines par an) ne remet pas en cause le choix de la technique, mais impacte le bilan de masse (concentrations en polluants dans les sols avant/après traitement) et limite l'efficacité du traitement durant cette période où du NAPL mobile est présent (par limitation des surfaces d'échanges NAPL/eau).

5.2.3 Dégradabilité du polluant

Les polluants ciblés ici sont principalement les hydrocarbures (composés comprenant des atomes de carbone et d'hydrogène : alcanes, BTEX, certains HAP, coupes pétrolières de type essence, kérosène, gazole, etc.), mais le traitement peut également concerner les composés organo-solubles (acides, alcools, aldéhydes, cétones, etc.), les phénols, certains COHV et PCB.

Le paragraphe 2.2 de la 1^{ère} Partie présente des informations qualitatives concernant la biodégradabilité des polluants organiques sous des conditions aérobies en régime d'atténuation naturelle. Elles permettent de faire une première évaluation grossière du potentiel de biodégradation pour les composés les plus couramment rencontrés, en particulier les hydrocarbures pétroliers.

5.3 Paramètres critiques

Huit paramètres potentiellement limitants sont proposés : battement de la nappe, présence de lithologie particulière, caractéristiques des polluants, Carbone organique, Oxygène dissous, POR et Eh, nutriments, pH, Fer et manganèse.

5.3.1 Battement de la nappe

Comme cette technique est appliquée couramment à la zone de battement de nappe (typiquement une pollution par une coupe essence ou gazole), il convient d'estimer (i) l'épaisseur de la zone de battement de nappe, (ii) l'épaisseur de sols entre le toit de la zone de battement de nappe et le niveau moyen de nappe mesuré lors du diagnostic, (iii) l'ampleur et la temporalité des variations de niveau de nappe ainsi que leur origine (battement saisonnier, crue d'un cours d'eau, marnage, cycle de pompage d'un forage localisé à proximité de la zone de traitement, etc.).

L'estimation de ces grandeurs est utile pour estimer l'importance des débits d'eau nécessaires à une éventuelle saturation en eau (si nécessaire) de la zone de battement de nappe ainsi que l'adaptation éventuelle du dispositif de traitement en fonction des variations temporelles de niveau de nappe. Dans certaines situations (par exemple en cas de très forte perméabilité de l'aquifère qui peut nécessiter de très gros débits de pompage), l'étude de ce paramètre pourra conduire à coupler le traitement par biodégradation dans la zone saturée à une technique ciblée sur la zone non saturée, par exemple le Bioventing.

5.3.2 Caractéristiques des polluants

Concernant les polluants, différents paramètres sont à prendre en compte :

- La forme du polluant : NAPL immobile, polluant dissous, éventuellement présence plus ou moins temporaire de NAPL mobile. Les cinétiques de biodégradation sont généralement différentes selon qu'il s'agisse de NAPL immobile ou de polluant dissous. En cas de présence marginale de NAPL mobile, il conviendra d'estimer la recharge de NAPL mobile dans le stock de polluant à dégrader (suivi des épaisseurs de NAPL mobile, estimation de la transmissivité au NAPL, ...) et son impact éventuel sur la durée du traitement
- L'ancienneté de la pollution (signature chromatographique du NAPL, composition du NAPL, viscosité, densité, etc.). Généralement plus une pollution est vieille, plus difficilement elle sera dégradée
- La composition du NAPL : mono-composé ou mélange de plusieurs composés. La composition du NAPL, qui a un impact plus ou moins important sur le flux de dissolution et de volatilisation, peut réduire plus ou moins fortement le flux de polluant biodégradé.

5.3.3 Carbone organique

La mesure du carbone organique, en priorité le carbone organique total (COT) dans les sols, peut constituer dans certains cas spécifiques est un paramètre d'attention, car les accepteurs d'électrons et les nutriments utilisés pour le traitement vont potentiellement être utilisés à la fois par les polluants d'intérêt mais également par des polluants non ciblés par le traitement et/ou le carbone organique naturel dégradable sous des conditions aérobies. En particulier, les milieux présentant une très forte teneur en carbone organique, comme par exemple les tourbes, sont à éviter.

Ainsi, le ratio polluants d'intérêt à dégrader/COT peut fournir une information utile. Rappelons que les composés organiques volatils sont en partie éliminés lors de la préparation de l'échantillon pour la mesure de COT. En cas de présence de COV, le COT est donc sous-estimé. Rappelons aussi que le seuil de détection du COT est de l'ordre de 1 g/kg, alors que les concentrations en polluants d'intérêt sont parfois inférieures à 1 g/kg.

5.3.4 Oxygène dissous

Le principal accepteur d'électrons ciblé est ici l'oxygène dissous. Une valeur élevée et relativement homogène entre l'amont hydraulique et la zone à traiter peut signifier une faible utilisation d'oxygène pour biodégrader les polluants organiques présent. À l'inverse, une valeur faible vis-à-vis de l'amont hydraulique peut indiquer un processus naturel de biodégradation des polluants d'intérêt et/ou du carbone organique naturel. Une valeur faible à l'amont hydraulique et sur la zone à traiter peut indiquer une faible recharge des eaux souterraines en oxygène et/ou une consommation d'oxygène par d'autres composés organiques que les polluants d'intérêt.

5.3.5 POR et Eh (potentiel redox)

Le POR est le potentiel d'oxydo-réduction lu avec l'électrode de l'appareil de mesure et le Eh est le potentiel d'oxydo-réduction corrigé par rapport à l'électrode d'hydrogène.

Cette mesure est particulièrement utile pour différencier des conditions très réduites (POR < -100 mV (électrode Ag/AgCl), correspondant à un Eh < +100 mV) de conditions bien oxydées (POR > 0 mV (électrode Ag/AgCl), correspondant à un Eh > + 200 mV).

5.3.6 Nutriments

Les deux principaux nutriments d'intérêt sont l'azote et le phosphore, qui peuvent être introduits dans le milieu à traiter sous différentes formes (attention toutefois au contexte du site vis-à-vis de la qualité de la ressource en eau qui peut présenter dans certaines régions une charge azotée trop importante). De façon secondaire, le potassium est également à évaluer. Le bilan de masse avant traitement sur ces nutriments fournit une information utile sur les quantités de nutriments éventuellement nécessaires au traitement. Il n'est pas considéré, au stade de l'évaluation des caractéristiques du site avant traitement, de concentration minimale en nutriments en-dessous de laquelle un traitement par biodégradation n'est pas faisable.

Le ratio massique optimal C/N/P (Carbone/azote/phosphore), variable dans la littérature, est généralement proche de 100/10/1.

5.3.7 pH

Le domaine de validité du pH indiqué par la littérature pour la biodégradation aérobie des polluants couramment rencontrés sur les sites pollués (hydrocarbures, ...), est généralement compris entre 6 et 8. Néanmoins, si le pH est inférieur ou supérieur à cette frange de valeurs, il peut être utile dans certaines situations d'évaluer dans le cadre d'une analyse coûts-bénéfices la faisabilité de modifier le pH pour obtenir un pH acceptable (6 à 8).

5.3.8 Fer et manganèse

Les concentrations dans l'eau en fer et en manganèse sont utiles à mesurer, car en présence d'oxygène il y a formation d'oxydes et d'hydroxydes induisant un risque de colmatage, tout particulièrement à proximité des puits d'injection d'oxygène, qui peut impacter significativement l'efficacité du traitement.

Le Tableau 11 présente la synthèse des informations clés concernant les paramètres d'exclusion et limitants.

Tableau 11 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la biodégradation aérobie in situ

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Perméabilité des sols	$K < 10^{-8}$ m/s
Présence de NAPL mobile	Présence de NAPL mobile à éviter
Dégradabilité du polluant	Non observée dans la littérature sous des conditions aérobies
Paramètres limitants	
Paramètre	Commentaire
Battement de nappe	Évaluation des caractéristiques de la zone de battement de nappe (géométrie, temporalité, ...)
Caractéristiques des polluants	Évaluation de l'ancienneté de la pollution (qui peut impacter en particulier la viscosité et la densité du NAPL) de la composition du NAPL et de la forme du polluant
Carbone organique	Le ratio polluants d'intérêt à dégrader/COT peut fournir dans certains cas spécifiques une information utile
Oxygène dissous	Ce paramètre fournit une information sur les processus naturels de biodégradation et/ou de recharge en oxygène des eaux souterraines
POR et eH	Ce paramètre est utile pour différencier des conditions très réduites de conditions bien oxydées
Nutriments	Ce paramètre est utile pour estimer l'écart au ratio optimal Carbone/Azote/Phosphore (généralement proche de 100/10/1)
pH	Le domaine de validité est généralement compris entre 6 et 8
Fer et manganèse	Ce paramètre est utile pour anticiper la formation d'hydroxydes induisant un risque de colmatage des puits

5.4 Essais en laboratoire

La réalisation éventuelle d'un ou de plusieurs essais en laboratoire est fonction des objectifs recherchés. Deux essais en laboratoire sont proposés ici : un essai en réacteur agité avec un objectif plutôt qualitatif et un essai en colonne avec un objectif plutôt quantitatif (Figure 23).



Figure 23 – Essai en réacteur agité (à gauche) et essai en colonne (à droite, source : BIOGENIE)

5.4.1 Essai en réacteur agité

Principe

L'essai est réalisé dans un respiromètre dans lequel des sols sont mis en suspension dans l'eau (mode slurry) dans des conditions considérées comme optimales (on considère en particulier que les nutriments et l'oxygène ne sont pas un facteur limitant). Chaque unité de mesure est constituée d'une fiole de réaction dans laquelle est intégrée un absorbeur de CO₂, un générateur (ou excédant) d'oxygène et une jauge de pression. Les fioles sont connectées par des tuyaux et fermées hermétiquement. L'échantillon à tester est agité dans la fiole de réaction par un barreau aimanté. Une régulation de température est assurée. La biodégradation est suivie par la consommation d'oxygène mesurée en continu, en fonction du temps, jusqu'à l'obtention d'un plateau signifiant l'arrêt de tout processus métabolique. La quantité de polluants dégradés est estimée à partir du ratio stœchiométrique oxygène/carbone.

Champ d'application

Cet essai est adapté à tout type de traitement aérobie par biostimulation.

Objectifs

Cet essai de faisabilité, simple à mettre en œuvre et dont les résultats sont réputés bien reproductibles, vise à préciser si le polluant est biodégradable en conditions aérobies par les bactéries du sol testé.

Résultats attendus

L'essai permet de déterminer la demande biologique en oxygène (DBO) du mélange eau/sol contenant les polluants organiques ciblés par le traitement. L'évolution dans le temps de la consommation d'oxygène permet de fournir une estimation grossière de la cinétique de biodégradation dans les conditions de l'essai à partir d'une hypothèse sur le ratio stœchiométrique oxygène/carbone. L'essai fournit également le niveau résiduel de pollution en fin d'essai.

Lignes directrices pour la mise en œuvre de l'essai

- De façon générale, il est recommandé de respecter les recommandations de la norme ISO 11266. Cette norme décrit les lignes directrices pour le choix et la conduite d'essais de biodégradation aérobie de composés organiques dans des sols. Elle ne décrit cependant aucune méthode d'essai spécifique.
- Durée de l'essai très variable, fonction principalement des composés organiques et de leur concentration. La durée minimale est de 12 h, mais l'essai dure couramment quelques jours à quelques semaines
- Il est recommandé à la réalisation d'un essai témoin (conditions abiotiques) et d'un replicat
- Masse de sols : environ 40 g de sols pour des lithologie sableuses ou plus fines. Cette masse est à adapter pour des lithologies plus grossières
- Ratio massique eau/sol : a minima 5 (une fiole peut contenir en principe entre 250 à 1250 ml d'effluent)
- pH : vérifier que le pH est compris entre 6 et 8 en début d'essai. Le cas échéant, l'ajuster à une valeur proche de 7 préalablement au démarrage de l'essai.
- Température de l'essai : 15 à 20°C
- Caractérisation de la pollution
 - Etat initial : analyse sur les sols bruts de la concentration en polluants (a minima un indicateur global) et COT (afin de préciser une utilisation éventuelle autre de l'oxygène que pour dégrader les polluants ciblés)
 - Etat final : analyse de la concentration en polluants et du COT sur la matrice boue (mélange sols bruts et eau). Dans des cas spécifiques (métabolites persistants, ...), il pourra être utile de réaliser des analyses des métabolites de dégradation
- Suivi de l'essai : Mesure « en continu » : consommation d'oxygène ; en début et fin d'essai (et éventuellement sur échantillons sacrificiés) : pH, redox,

Lignes directrices pour l'interprétation des essais

- Bilan de masse et estimation de la DBO : il est recommandé de réaliser une double approche :
 - par différences des masses de polluants entre état initial et état final à l'aide des concentrations en polluants et COT sols/boues
 - à partir de la masse totale d'oxygène consommée pendant l'essai, en faisant une hypothèse sur le ratio stœchiométrique oxygène/carbone pour les composés ciblés (généralement 3 pour des coupes pétrolières de type essence, kérosène ou gazole) et sur la dégradation éventuelle d'autres composés que les polluants ciblés
- La représentativité de l'échantillon de sol utilisé pour l'essai vis-à-vis des conditions de site devra être discutée (volume, fraction granulométrie, pertes éventuelles par volatilisation et/ou biodégradation, ...)

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

5.4.2 Essai en colonne

Principe

L'essai est conduit dans une colonne saturée en eau contenant des sols et permettant d'injecter des « réactifs » (nutriments, accepteurs d'électrons) sous forme liquide. Une circulation continue d'eau est assurée dans la colonne, avec un flux ascendant. La biodégradation est généralement suivie par le bilan carbone/oxygène.

Champ d'application

Cet essai est adapté à tout type de traitement aérobie par biostimulation en conditions saturées en eau.

Objectifs

Cet essai vise à fournir une estimation des cinétiques de biodégradation dans des conditions considérées généralement comme optimales vis-à-vis d'un essai de terrain. Il peut aussi permettre d'estimer les performances d'un traitement biologique avec et sans apports de nutriments.

Résultats attendus

Les résultats attendus sont un ordre de grandeur par excès de la cinétique de biodégradation ainsi que les niveaux résiduels de concentration en polluants dans les sols et les eaux dans les différentes conditions d'essais mises en œuvre.

Lignes directrices pour la mise en œuvre de l'essai

- Il est recommandé de respecter les recommandations de la norme ISO 11266, relative au choix et à la conduite d'essais de biodégradation aérobie de composés organiques dans des sols. Elle ne décrit cependant aucune méthode d'essai spécifique
- Il est recommandé, notamment pour le protocole 2 décrit ci-dessous, de s'appuyer sur la norme ISO/TS 21268-3, relative aux essais de percolation à écoulement ascendant pour des matériaux granulaires ayant une granularité inférieure ou égale à 4 mm
- Préalablement à l'essai, une bonne connaissance des caractéristiques du sol est nécessaire pour interpréter les résultats de l'essai (propriétés physiques et chimiques, éventuellement biologiques)
- Il pourra être proposé dans certaines situations la réalisation d'un duplicat ou d'un triplicat
- Mise en place de l'essai selon l'un de deux protocoles suivants dont le choix est à justifier :
 - Protocole 1, recommandé en priorité (différent de la norme ISO/TS 21268-3) : les sols provenant du site sont non remaniés, prélevés dans des conditions les plus représentatives des conditions du site (carottage sous gaine, ...), ce qui nécessite un dialogue préalable entre le prestataire en charge des prélèvements d'échantillons sur le site et le laboratoire d'essai afin d'adapter éventuellement les embouts de colonne au diamètre des gaines. Dans une telle situation, l'essai est réalisé directement sur la gaine fournie au laboratoire. La longueur de la gaine sera d'environ 30 cm et le diamètre intérieur proche de 10 cm, à adapter éventuellement en fonction de la granulométrie
 - Protocole 2, proche de la norme ISO/TS 21268-3 : les sols fournis au laboratoire (généralement 7 à 12 kg) sont réputés remaniés (fournis dans des pots, des sacs, ...). Un concassage pourra être effectué si la fraction granulométrique supérieure à 4 mm dépasse 5%. On utilisera une colonne en verre ayant une hauteur de remplissage d'environ 30 cm et un diamètre interne d'environ

10 cm. Les sols sont introduits dans la colonne par couches successives selon le compactage à appliquer décrit dans la norme

- Durée de l'essai : généralement quelques semaines à quelques mois. Il est recommandé que l'essai ne soit pas poursuivi au-delà de 4 mois
- Initialisation du système : le système est initialement équilibré après saturation en eau de la colonne par un écoulement ascendant. L'eau est laissée en contact (sans renouvellement) avec le sol sur une durée d'au moins 2 jours
- Éventuellement, dans le cas du Protocole 1, un traçage sera réalisé afin d'estimer la vitesse de pore
- Réalisation de l'essai :
 - circulation continue d'eau dans la colonne, avec un flux ascendant
 - débit de la pompe réglé à un débit constant (de l'ordre de 50 ml/h pour une colonne de 10 cm de diamètre)
 - température de l'essai : à choisir par l'utilisateur, en visant une température constante durant l'essai (généralement entre 15 et 20 °C)
 - qualité d'eau injectée : concentrations en oxygène dissous et éventuellement en nutriments définies de façon à maintenir la colonne dans des conditions aérobies et non limitantes vis-à-vis des nutriments
 - Paramètres de suivi (au moins 5 points d'échantillonnage) :
 - Entrée : débit d'eau, concentration en oxygène dissous et en nutriments
 - Sortie : concentration en polluants (paramètre(s) à justifier), éventuellement métabolites, oxygène dissous et nutriments. Le pH, température, Redox et COD peuvent être mesurés. Dans certaines situations, il pourra être utile de mesurer des paramètres biologiques
- Bilan de masse sur la matrice sols :
 - Etat initial : extraction de 2 tranches de sols (amont/aval colonne) puis analyse de la concentration en polluants (paramètre(s) à justifier, a minima un indicateur global) et COT (afin de préciser une utilisation éventuelle de l'oxygène autre que les polluants ciblés). Selon les cas, notamment une pollution par des hydrocarbures, il pourra être utile de réaliser des analyses concernant la composition du mélange de polluants (chromatographie qualitative, ...)
 - Etat final : extraction de 3 ou 4 tranches de sols puis analyse de la concentration en polluants et si besoin d'autres indicateurs.
- Points critiques : représentativité de l'échantillon de sol, bilan de masse de polluants sur la matrice sol, pertes de composés volatils dans la préparation et la réalisation de l'essai.

Lignes directrices pour l'interprétation des essais

- Bilan de masse : il est recommandé de réaliser une double approche :
 - par différences des masses de polluants (et éventuellement des composés organiques autres) entre état initial et état final à l'aide des concentrations en polluants et COT sur la matrice sol
 - à partir de la masse totale d'oxygène consommée pendant l'essai, en faisant une hypothèse sur le ratio stœchiométrique oxygène/carbone (ratio à justifier en fonction des polluants et dans certains cas spécifiques des métabolites) et sur la dégradation éventuelle d'autres composés que les polluants ciblés
- Estimation de la cinétique de biodégradation à partir de l'évolution de la consommation d'oxygène, traduite a minima en cinétique d'ordre 1
- La représentativité de l'échantillon de sol utilisé pour l'essai vis-à-vis des conditions de site devra être discutée (volume, fraction granulométrie, pertes éventuelles par volatilisation, ...).

5.5 Essais de terrain

Principe

Cet essai consiste à mettre en œuvre le traitement à une échelle réduite en 2D plan mais à l'échelle 1 en vertical. Le pilote comprend généralement un dispositif d'injection ou d'infiltration (puits, drains, tranchées, etc.) dans lequel des substances chimiques (accepteurs d'électrons, nutriments) sont ajoutées, et un dispositif de pompage (typiquement un puits) permettant de guider la circulation du fluide injecté/infiltré dans le milieu souterrain. Le dispositif pilote peut comprendre un ou plusieurs ouvrages d'injection/infiltration et un puits de pompage ainsi que des piézomètres.

Les accepteurs d'électrons sont généralement l'oxygène sous différentes formes gazeuses (O_2 / fibres microporeuses), liquides (O_2 dissous, H_2O_2) ou solides/gels (oxydes/hydroxydes de magnésium, calcium, etc.). Les nutriments sont généralement des composés comprenant de l'azote, du phosphore et parfois du potassium (par exemple diammonium phosphate (DAP) liquide, ou NPK associés dans une poudre d'oxydes/hydroxydes de calcium/magnésium).

L'essai comprend généralement 2 phases successives :

- un essai hydraulique visant à obtenir une situation hydraulique stabilisée en termes de piézométrie et à optimiser les débits d'injection/infiltration et de pompage
- une phase de traitement avec injection/infiltration de produits chimiques et éventuellement de bactéries autochtones, avec suivi de paramètres dans les ouvrages.

La durée de l'essai est généralement de plusieurs mois.

Champs d'application

Cet essai peut être réalisé pour un spectre très large de conditions de site. Il est principalement limité par des transmissivités très faibles de l'aquifère et/ou des variations fortes du niveau de la nappe.

Objectifs

Les principaux objectifs de l'essai sont les suivants :

- préciser l'efficacité du traitement (schéma hydraulique, cinétiques de biodégradation, ...) et valider la possibilité de passer en traitement à l'échelle 1
- dimensionner l'apport d'oxygène et de NPK pour atteindre les concentrations souhaitées en oxygène et nutriments
- identifier les paramètres prioritaires à suivre durant le traitement
- caractériser le rôle de certains mécanismes limitants associés au traitement, par exemple le colmatage des puits d'injection par des hydroxydes de fer ou manganèse
- tester éventuellement les performances de différents schémas hydrauliques ou différentes solutions d'amendement (différents accepteurs d'électrons, concentrations différentes, etc.).

Résultats attendus

Les principaux résultats attendus sont les suivants :

- les données nécessaires au dimensionnement hydraulique du traitement (espacement des puits, débit d'injection/pompage, profondeur des crépines, prise en compte des variations du niveau de la nappe, etc.)
- les données nécessaires pour le dimensionnement des composés chimiques à injecter (type d'accepteurs d'électrons de nutriments et concentrations associées)
- une estimation de la cinétique de biodégradation et les concentrations de concentration en polluants ainsi que leur variabilité spatiale.
-

Lignes directrices pour la mise en œuvre d'un essai

- une caractérisation détaillée des propriétés physiques, chimiques et biologiques de la zone d'essai est un préalable nécessaire à la mise en œuvre de l'essai, en particulier la variabilité spatiale des paramètres considérés comme prioritaires (perméabilité, concentration en polluants, etc.)
- dans la mesure du possible, l'essai sera réalisé pendant une période de faible variation du niveau de la nappe ou dans une période représentative du niveau d'eau moyen

- phase de stabilisation de l'hydraulique et d'optimisation des débits d'injection/infiltration et de pompage
 - suivi des débits d'injection/infiltration et de pompage ainsi que les niveaux d'eau (des capteurs enregistreurs de pression sont recommandés) dans ces ouvrages et des piézomètres implantés entre l'injection et le pompage. Dans certains cas il pourra être utile de réaliser également un suivi du niveau de la nappe à proximité de la zone d'essai afin de préciser les variations du niveau de la nappe à une échelle plus large (impact éventuel d'un pompage industriel ou d'une crue de cours d'eau, etc.)
 - dans certains cas, il pourra être utile de réaliser un traçage pour préciser la dispersion hydrodynamique, la porosité cinématique et la vitesse de pore
- phase de traitement avec injection/infiltration de produits chimiques. Le choix des concentrations en accepteurs d'électrons et en nutriments pourra s'appuyer sur les résultats des essais en laboratoire. Les paramètres de suivi du traitement sont les suivants :
 - Piézométrie (des capteurs enregistreurs de pression sont recommandés)
 - Débits d'injection/infiltration et de pompage
 - Concentrations à l'injection : accepteurs d'électrons et nutriments
 - Concentrations dans le puits de pompage et les piézomètres de suivi : concentrations en accepteurs d'électrons, nutriments, polluants, métabolites (si pertinent), COT, Fe²⁺ (si pertinent), Redox, pH, T, alcalinité, Conductivité. Des indicateurs biologiques et/ou isotopiques (C13/C12) pourront être également suivis (choix à motiver). Les paramètres O₂, Fe²⁺, Redox, pH, T, Conductivité seront mesurés sur site
 - il est souvent utile de faire un suivi des concentrations en CO₂ dans la zone saturée mais également dans la zone non saturée
 - dans certaines situations, il peut être utile de stopper temporairement le traitement afin de mettre en évidence un éventuel effet rebond.
- En fin de traitement, des prélèvements de sols sont réalisés dans des conditions conservatives (sondages carottés multi-niveaux, etc.). Un nombre suffisant d'échantillons de sols est prélevé, permettant d'extrapoler spatialement les données pour réaliser un bilan de masse et préciser les incertitudes associées. Un bilan de masse similaire, avec notamment des protocoles de mesure comparables, est à réaliser avant traitement en vue d'évaluer l'efficacité du traitement. Les paramètres analysés sont a minima les concentrations en polluants et en COT et si besoin les concentrations en nutriments, métabolites et indicateurs biologiques.
- Points critiques : compatibilité des débits d'injection compte tenu des propriétés de l'aquifère pour saturer en eau la zone à traiter, prise en compte de la variabilité spatiale des paramètres.

Lignes directrices pour l'interprétation de l'essai

- Bilan de masse : il est recommandé de réaliser une double approche :
 - par différences des masses de polluants (et éventuellement des composés organiques autres) entre état initial et état final à l'aide des concentrations en polluants et COT sur la matrice sol et des volumes de sols concernés
 - à partir de la masse totale d'accepteurs d'électrons consommée pendant l'essai, en faisant une hypothèse sur le ratio stœchiométrique accepteurs d'électrons/carbone (ratio à justifier en fonction des polluants) et sur la dégradation éventuelle d'autres composés que les polluants ciblés. L'apport éventuel d'oxygène par la nappe et la zone non saturée sera prise en compte
 - le bilan de masse fourni sera une fourchette de valeurs ou une valeur associant une incertitude. La discussion entre les deux approches prendra en compte les flux éventuels dissous et volatilisés durant le traitement
- Estimation de la cinétique de biodégradation à partir de l'évolution de la consommation d'accepteurs d'électrons
- Une discussion sera proposée concernant la variabilité temporelle et spatiale des paramètres en termes d'impact sur l'efficacité et la durée du traitement.

La Figure 24 présente le Logigramme décisionnel pour la biodégradation aérobie in situ dans la zone saturée.

Biodégradation aérobie in situ

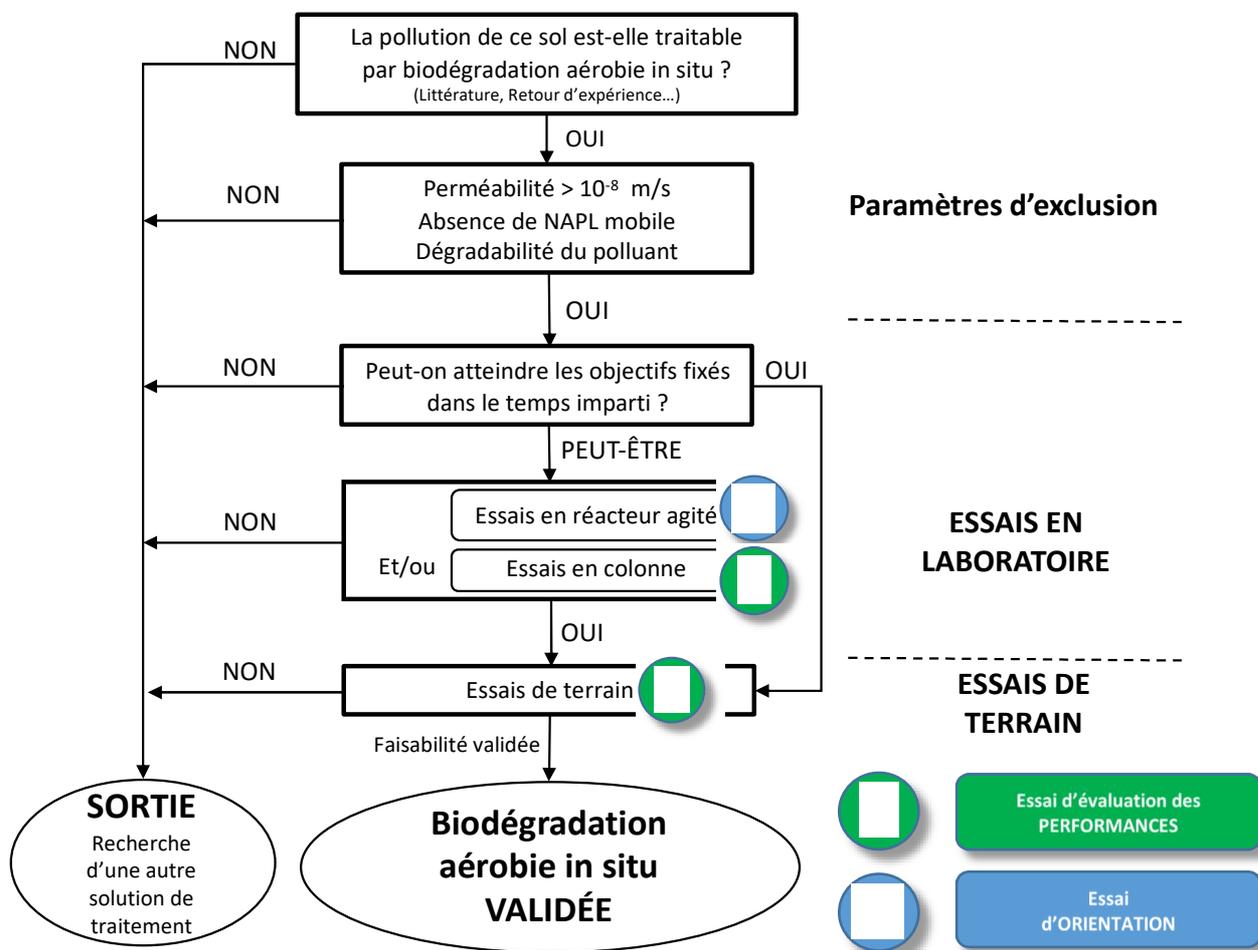


Figure 24 – Logigramme décisionnel de faisabilité de la biodégradation aérobie in situ dans la zone saturée

5.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

La revue de la littérature met en évidence un grand nombre de guides techniques concernant la biodégradation aérobie in situ. La littérature est particulièrement abondante concernant la description des paramètres d'intérêt et dans une moindre de mesure la description des essais en laboratoire. En revanche, la littérature est nettement moins riche quand il s'agit de décrire de façon détaillée les essais sur le terrain.

Références bibliographiques

- ADEME, 2009. Traitabilité des sols pollués
- ADEME, SKB, SNOWMAN, 2014. La dégradation naturelle : ce n'est pas rien ! Ref. 7760, 41p.
- ADEME, 2017. La microbiologie moléculaire au service du diagnostic environnemental

- Bombach P., Richnow H.H., Kastner M., Fischer A., 2010. Current approaches for the assessment of in situ biodegradation. *App Microbiol Biotechnol* 86:838-852
- BRGM, 2010. Quelles techniques pour quels traitements ? Analyse coûts-bénéfices. BRGM/RP-58609-FR - juin 2010
- EPA 510-B-17-003. How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites - A Guide for corrective action plan reviewers
- EPA 542-R-13-018, 2013. Introduction to in situ bioremediation of groundwater
- EPA 600/R-08/148, 2008. A guide for assessing biodegradation and source identification of organic ground water contaminants using compound specific isotope analysis (CSIA)
- ICSS, 2006. Manual for biological remediation techniques, 81 p. Federal Env. Agency, Dessau, Germany.
- ITRC, 2002. A systematic approach to in situ bioremediation in groundwater including decision trees on in situ bioremediation for nitrates, carbon tetrachloride, and perchlorate
- RECORD, 2007. État des connaissances sur le devenir de polluants organiques dans les sols lors de la biodégradation naturelle et après biotraitements : identification des composés métaboliques et des cinétiques, 148 p., n°05-0513/1A
- Sutherland J.B., Rafti J.B., Khan A.A., Cerniglia C.E., 1995. Mechanisms of polycyclic aromatic hydrocarbon degradation. *Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals* (Eds). Young LY. and Cerniglia CE., Wiley Liss, New-York, pp 269-306.

Normes

ISO 11266, 1997. Lignes directrices relatives aux essais en laboratoire pour la biodégradation de produits chimiques organiques dans le sol sous conditions aérobies.

ISO/TS 21268-3, 2009. Mode opératoire de lixiviation en vue d'essais chimiques et écotoxicologiques ultérieurs des sols et matériaux du sol – Partie 3 : essai de percolation à écoulement ascendant.

Sites internet

FRTR (Federal Remediation Technologies Roundtable) : <http://www.frtr.gov/scrntools.htm> (dernière mise à jour en 2016)

USEPA « Clu-in (Contaminated Site Clean Up Information) » : <http://www.clu-in.org/> (dernière mise à jour en aout en 2010)

SELECDEPOL <http://www.selecdepol.fr/>

SOILPEDIA (Pays Bas) : http://www.soilpedia.nl/Webpaginas/soilpedia_home.htm

VITO: <http://www.emis.vito.be/databank-bbt/doel>

Code wallon de bonne pratique <http://dps.environnement.wallonie.be/home/sols/sols-pollues/code-wallon-de-bonnes-pratiques-cwbp-projet-dassainissement.html>)

6. Technique 6 – Biodégradation anaérobie in situ en zone saturée

6.1 Description de la technique

Le but de la biodégradation in situ est de maîtriser un maximum de paramètres pour obtenir les conditions favorables à l'activité des microorganismes responsables de la biodégradation des contaminants. Les microorganismes sont maintenus dans les conditions optimales aux métabolismes d'intérêt (absence d'oxygène, pH, potentiel d'oxydoréduction) grâce à l'injection de différents nutriments ou substrats organiques dans la zone saturée. Cette technique nécessite donc l'ajout de composés spécifiques dans la zone saturée afin de générer des conditions favorables à l'activité des microorganismes impliqués dans la biodégradation des polluants présents. Concernant l'anaérobiose, c'est la condition nécessaire au développement de microorganismes dont leur métabolisme peut s'effectuer en absence d'oxygène (anaérobiose facultative) ou dont leur métabolisme est inhibé par la présence d'oxygène (anaérobiose stricte).

Cette technique concerne la biodégradation anaérobie in situ dans la zone saturée. Elle concerne donc :

- Les polluants organiques se dégradant en conditions anaérobies ;
- Les polluants présents sous forme dissoute dans l'eau et/ou sous forme de NAPL immobile
- La zone saturée, dont le niveau de nappe varie formellement entre le niveau haut et bas de la zone de battement de nappe, et parfois davantage compte tenu du dispositif hydraulique de traitement

Le champ d'application de cette technique concerne en généralement des sols contenant du NAPL immobile, mais pourra aussi être mis en œuvre dans le panache d'eau souterraine. Les polluants visés en priorité sont les COHV (Composés Organo- Halogénés Volatils) et notamment les éthylènes chlorés.

En termes techniques, différents schémas hydrauliques peuvent être utilisés :

- Injection
- Injection / pompage
- Infiltration
- Infiltration / pompage

Rappelons que l'injection se fait dans la nappe alors que l'infiltration se fait dans la zone non saturée, par exemple dans des fosses d'infiltration.

La biodégradation anaérobie in situ correspond au code technique C315 (a) de la norme NF X 31620-4.

6.2 Paramètres d'exclusion

6.2.1 Perméabilité du milieu

Cette technique de remédiation repose principalement sur la capacité à injecter dans le milieu un composé stimulant l'activité bactérienne. L'injection sera efficace que si le milieu présente une certaine perméabilité ($K > 10^{-8} \text{m/s}$). Les méthodes d'estimation de ce paramètre sont décrites en 1^{ère} Partie au paragraphe 2.3.

6.2.2 Présence de NAPL mobile

La présence de NAPL mobile est à éviter, compte tenu de la faible surface d'échange NAPL/eau.

Cette technique est bien adaptée à la présence de NAPL immobile, compte tenu d'une surface d'échange NAPL/eau élevée et de la capacité des bactéries à dégrader du polluant sous forme de NAPL. Rappelons qu'en fonction des variations naturelles ou anthropiques du niveau de la nappe, il est possible de mesurer une absence de NAPL mobile lors d'une campagne puis la présence de NAPL mobile la campagne suivante.

6.2.3 Dégradabilité du polluant

Cette technique de traitement s'applique globalement à l'ensemble des composés organiques biodégradables en conditions anaérobies, c'est-à-dire en absence d'oxygène dans le milieu, qu'ils soient adsorbés sur les

particules de sol ou dissous dans l'eau. Les polluants fréquemment traités, par biodégradation anaérobie in situ sont les COHV (Composés Organo Halogénés Volatils), principalement les éthylènes chlorés (notons que certains COHV comme le tétrachlorométhane sont plus difficilement biodégradables).

Dans certains cas, il est envisageable de traiter une pollution s'élevant à 50-100 mg/l en somme des éthylènes chlorés.

Le paragraphe 2.2 de la 1^{ère} Partie présente des informations qualitatives (mécanismes principaux, existants, probables, non identifiés) concernant la biodégradabilité des polluants organiques sous des conditions anaérobies. Elles permettent de faire une première évaluation du potentiel de biodégradation pour les composés les plus couramment rencontrés.

6.3 Paramètres critiques

Les paramètres critiques agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité mais sans jamais la remettre en cause complètement. Toutefois, l'accumulation de valeurs défavorables pourra in fine conduire à la remise en question de la faisabilité de la technique.

6.3.1 pH

Ce paramètre est important à contrôler lors du traitement car bien que les microorganismes aient une capacité d'adaptation importante, une gamme optimale est souvent préconisée (entre 6 et 8). En effet, le pH influence de nombreuses réactions physicochimiques se produisant entre les différents composants du sol et constitue donc un paramètre important pour l'activité microbienne. A titre d'exemple, lors de mécanismes anaérobies, la fermentation de certaines sources de carbone peut entraîner la formation d'acide gras et indirectement, être à l'origine d'une légère acidification du milieu qui peut réduire ou inhiber le développement microbien. Dans le cas des éthylènes chlorés, le genre *Dehalococcoides*, souvent mis en jeu, se développe de manière optimale entre 6,8 et 7,5.

6.3.2 POR et Eh (potentiel redox)

De manière générale, afin d'envisager une biodégradation anaérobie, un des premiers éléments est la mise en place d'un milieu réducteur (anoxique, absence d'oxygène). En fonction du potentiel d'oxydo-réduction initialement présent dans le milieu, il peut être difficile de le faire passer en anaérobiose s'il était naturellement riche en oxygène avant traitement. Le potentiel d'oxydo-réduction est une grandeur exprimée en mV et qui est associée à un couple d'oxydant/réducteur. Plus le potentiel d'oxydo-réduction est élevé, plus le pouvoir de l'oxydant est fort et celui du réducteur faible.

Le POR est le potentiel d'oxydo-réduction lu avec l'électrode de l'appareil de mesure et le Eh est le potentiel d'oxydo-réduction corrigé par rapport à l'électrode d'hydrogène. Cette mesure est particulièrement utile pour différencier des conditions très réduites (POR < -100 mV (électrode Ag/AgCl), correspondant à un Eh < +100 mV) de conditions bien oxydées (POR > 0 mV (électrode Ag/AgCl), correspondant à un Eh > + 200 mV).

En fonction du polluant présent, une gamme de potentiel d'oxydo-réduction sera optimale pour l'efficacité de biodégradation anaérobie (Figure 25).

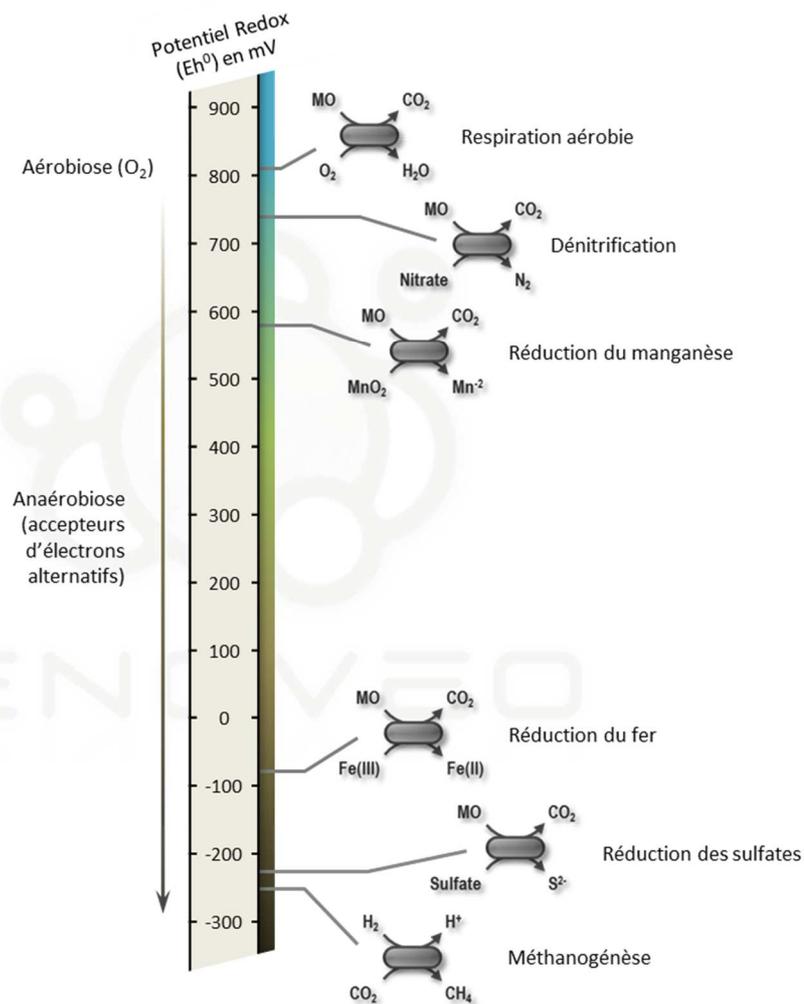


Figure 25 – Potentiel d'oxydoréduction (mV) des accepteurs d'électrons communément recherchés et réactions microbiennes associées (d'après ENOVEO).

La présence d'un milieu réducteur est un paramètre critique pour la réalisation d'une biodégradation anaérobie. Il est précisé que l'anaérobiose fait référence à la présence majoritaire dans le système de différents accepteurs d'électrons (NO₃⁻, Fe³⁺, SO₄²⁻, CO₂) comme décrit en 1^{ère} Partie dans le paragraphe 2.2.3 Métabolisme microbien.

6.3.3 Nutriments

Les deux principaux nutriments d'intérêt sont l'azote et le phosphore, qui peuvent être introduits dans le milieu à traiter sous différentes formes. De façon secondaire, le potassium est également à évaluer. Le bilan de masse avant traitement sur ces nutriments fournit une information utile sur les quantités de nutriments nécessaires au traitement. Il n'est pas considéré de concentration minimale en nutriments en-dessous de laquelle un traitement par biodégradation n'est pas faisable.

Le ratio optimal C/N/P (Carbone/azote/phosphore), variable dans la littérature, est généralement proche de 100/10/1.

6.3.4 Potentiel de biodégradation du ou des polluant(s)

Certains composés ou famille de polluants sont connus pour être biodégradables (cf 1^{ère} Partie au paragraphe 2.2). En revanche, le potentiel de biodégradation spécifique à chacun de ces polluants est inhérent à chaque site

pollué. C'est pourquoi, il est important de savoir si les environnements impactés présentent la capacité à biodégrader spécifiquement le ou les polluant(s) d'intérêt. Ces informations peuvent être apportées via l'utilisation d'outils de biologie moléculaire qui permettent de définir et d'évaluer le potentiel des microorganismes pour la biodégradation spécifique d'un polluant dans une condition donnée (aérobie Vs anaérobie). L'absence de potentiel de biodégradation spécifique aux polluants présents est donc un paramètre critique pour la faisabilité de la biodégradation.

6.3.5 Concentrations en polluants dans le milieu :

La concentration en polluants est primordiale afin de connaître l'ampleur de la contamination sur le site. Une concentration élevée en polluant (>5 à 10% de sa solubilité) peut être un indicateur de présence de DNAPL. En présence de DNAPL, la durée du traitement biologique peut être relativement longue et il peut être préférable de s'orienter vers un procédé adapté au traitement des sources concentrées.

Pour certains composés, leurs fortes concentrations peuvent inhiber la biodégradation d'autres composés. C'est le cas du chloroforme qui a un impact négatif sur les bactéries capables de biodégrader, en conditions anaérobies, les éthylènes chlorés.

6.3.6 Caractéristiques des polluants

Concernant les polluants, différents paramètres sont à prendre en compte :

- L'ancienneté de la pollution (signature chromatographique du NAPL, impact sur les mécanismes d'hystérésis la composition du NAPL, la viscosité, la densité, etc.). Généralement plus une pollution est vieille, plus difficilement elle sera dégradée
- La composition du NAPL : mono-composé ou mélange de plusieurs composés. La composition du NAPL, qui a un impact plus ou moins important sur le flux de dissolution et de volatilisation, peut réduire plus ou moins fortement le flux de polluant biodégradé
- La forme du polluant : NAPL immobile, polluant dissous, éventuellement présence plus ou moins temporaire de NAPL mobile. En cas de présence marginale de DNAPL mobile, il conviendra d'estimer la recharge de NAPL mobile dans le stock de polluant à dégrader (suivi des épaisseurs de NAPL mobile, estimation de la transmissivité au NAPL, ...) et son impact éventuel sur la durée du traitement.

Le tableau 12 présente la synthèse des informations clés concernant les paramètres d'exclusion et limitants.

Tableau 12 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la biodégradation anaérobie in situ

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Perméabilité des sols (K)	$K < 10^{-7}$ m/s
Biodégradabilité des polluants	Cf 1 ^{ère} Partie § 2.2
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
pH	Le domaine de validité est généralement compris entre 6 et 8
POR et eH	Ce paramètre est utile pour différencier des conditions très réduites de conditions bien oxydées. Dépend des problématiques mais <0 est souvent un prérequis
Nutriments	Ce paramètre est utile pour estimer l'écart au ratio optimal Carbone/Azote/Phosphore (généralement proche de 100/10/1)
Potentiel de biodégradation	Présence de microorganismes capable de biodégrader spécifiquement le ou les polluant(s) présent(s), en condition anaérobie,
Concentration en polluants	< 5 à 10% de la solubilité du polluant
Caractéristiques des polluants	Évaluation de l'ancienneté de la pollution (qui peut impacter en particulier la viscosité et la densité du NAPL) de la composition du NAPL et de la forme du polluant

6.4 Essais en laboratoire

Concernant la biodégradation anaérobie in-situ en zone saturée, il existe deux grandes familles d'essais laboratoire. Le plus utilisé et le plus simple à mettre en place est le pilote en bioréacteur ou en mode slurry (dans lesquels les sols sont mis en suspension dans l'eau avec des ratio variant de 1:5 à 1:10). Il est également possible de mettre en place un essai en colonne. Ce dernier est généralement réalisé sur 10 à 15kg de sol. Il est donc plus représentatif et permet d'évaluer la faisabilité de la technique avec ou sans remaniement trop important des sols mais surtout avec la prise en compte du contact sol/biostimulant/eau. L'essai en colonne est dynamique et permet d'appréhender la notion de perméabilité et d'injection (diffusion des substrats au sein de la matrice) dès le stade laboratoire. La durée de chacun de ces deux types de test peut différer mais s'élève généralement à quelques mois (de 1 à 6).

Essai
d'ORIENTATION

6.4.1 Test de faisabilité en bioréacteur, en mode slurry/batch

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à mettre en place, en laboratoire, au moins deux séries d'essais (Témoin et Optimisé) afin d'évaluer l'optimisation des conditions sur la biodégradation spécifique du ou des polluant(s) d'intérêt.

Le principe repose sur le fait de saturer du sol avec l'eau de nappe phréatique afin de mimer en laboratoire la zone saturée.

Cet essai est fortement conseillé pour les polluants organiques halogénés volatils comme les éthylènes chlorés mais est également pertinent dans le cas des hydrocarbures totaux ou des BTEX.

Dans le cas d'un polluant volatil, la mise en place des essais laboratoire doit se faire dans des contenants étanches.

Objectifs

Les essais en laboratoire visent à évaluer la faisabilité de la biodégradation et donc à :

- Définir le biostimulant, la formulation, et la concentration le plus performant. Le choix des amendements diffère en fonction de la pollution : ajout d'un substrat carboné dans le cas d'une pollution solvants chlorés) ou ajout d'une source d'accepteurs d'électrons dans le cas d'une pollution hydrocarbures) ;
- La pertinence à ajouter dans le milieu une solution stimulante et nutritive ;
- Identifier la présence et l'activité des microorganismes impliqués dans la biodégradation du ou des polluants présents. Cette caractérisation n'est pas systématique mais permet de sécuriser la faisabilité de la technique, notamment dans le cas de polluant « exotiques » ;
- Définir des taux d'abattement en polluant envisageables dans les conditions testées.

Résultat attendu

Cet essai donne une information qualitative sur la possibilité de traiter la zone saturée par voie microbiologique sur site :

- Si la faisabilité n'est pas avérée, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées ;
- Si la faisabilité est avérée, alors l'information obtenue peut être semi-quantitative. En effet, la réalisation de plusieurs points de suivi chimiques et microbiologiques permet d'estimer des taux d'abattelements.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être prélevé dans une zone polluée et la plus représentative du site, tout comme l'eau de nappe phréatique en maintenant les conditions physico-chimiques de cette dernière (temps de pompage, contenant approprié, durée de transport...),
- L'essai est mené à température de l'aquifère ;
- La durée de l'essai varie mais il est précisé que la mise en place de conditions anaérobies peut être longue. Il est courant de planifier un essai sur 4 mois voire plus ;
- La porosité et la perméabilité du sol doivent être connues. Elles vont aider au choix du biostimulant, notamment en termes de viscosité ;
- Le besoin de neutraliser le milieu (cas de pH incompatibles) ;
- Le suivi des paramètres physico-chimiques pH et redox au cours de l'essai (COT, nutriments) et chimiques (teneur en polluant) ;
- Une solution nutritive peut être amendée aux essais. Il s'agit principalement de nutriments inorganiques ;
- La part volatilisée peut être estimée sur des adsorbants (type charbon actif) ou par la mise en place d'une condition abiotique ;
- L'interprétation de l'essai se fait grâce
 - o A la différence de concentration en polluant entre une caractérisation initiale et une caractérisation finale en polluant et donc par la définition d'un taux d'abattement
 - o Par le suivi de paramètres physico-chimiques (notamment potentiel d'oxydo-réduction et accepteur d'électron majoritaire dans le système) indicateurs d'un milieu en anaérobiose.
 - o De manière optionnelle, à la vérification de l'activation des mécanismes microbiens spécifiques à la biodégradation du polluant (par l'utilisation d'outil de biologie moléculaire).

6.4.2 Test de faisabilité dynamique en colonne

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

Principe et champ d'application

Bien que moins utilisés car souvent plus complexe et coûteux à mettre en place que des essais en batch, des essais en colonne peuvent être envisagés. Ils sont adaptés à tout type de traitement anaérobie en conditions saturées en eau. Cet essai fait suite à la validation, en conditions statiques, de l'efficacité d'un biostimulant. Cet essai s'apparente à un essai de percolation en flux ascendant (norme ISO 21268-3). Le sol est introduit dans une colonne dans des conditions proches de celles du site. Il est également possible d'utiliser directement une carotte de sol sous gaine et ainsi réaliser un essai en colonne sans remaniement du sol. La colonne est ensuite placée sous un flux ascendant d'eau de nappe phréatique ; un système d'injection de biostimulant et/ou solution nutritive vient compléter le dispositif.

Objectif

Cet essai consiste à évaluer l'efficacité du traitement en estimant des cinétiques de biodégradation dans des conditions proches de celles du site (condition de contact entre le sol, l'eau et éventuellement le biostimulant). Il peut aussi permettre d'estimer les performances d'un traitement biologique avec et sans apports de biostimulants et/ou nutriments.

Résultats attendus

Le résultat attendu doit permettre de vérifier l'atteinte d'un niveau d'abattement en polluants acceptable en conditions dynamiques :

- Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres réactifs (notamment ajout de catalyseur dans le système réactionnel), d'autres techniques de dépollution devront être envisagées ;
- Si la faisabilité est validée, il sera possible de définir une cinétique de biodégradation ainsi que des niveaux résiduels de pollution. De plus, des essais complémentaires pourront être réalisés sur site, principalement en lien avec le caractère injectable du biostimulant.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'essai peut être répété ou réalisé en parallèle avec plusieurs dispositifs équivalents de façon à pouvoir observer l'effet de différents biostimulants ou de l'effet de plusieurs injections successives sur la teneur en polluant dans le sol ;
- Définition de la fréquence, de la concentration et de la formulation du biostimulant ;
- L'interprétation de l'essai se fait grâce
 - A la différence de concentration en polluant entre une caractérisation initiale et une caractérisation finale en polluant ; c'est-à-dire avant et après passage du flux afin de déterminer un taux d'abattement ; Réalisation d'un bilan de masse
 - Ces taux d'abattement peuvent être définis pour chaque condition testée (durée de contact, concentration et taille de l'agent réducteur...) ;
 - Définition des cinétiques de biodégradation
 - Les éluats doivent aussi faire l'objet d'une analyse de teneur en polluant (cas des polluants lixiviables).

6.5 Essais de terrain

Tout comme l'essai laboratoire, l'essai de terrain peut être envisagé à deux niveaux. Dans le cas où l'essai laboratoire a été réalisé, un essai terrain « court » peut lever les doutes sur les paramètres les plus importants pour le design de la dépollution (exemple avec les débits d'injection, les rayons d'influence, les notions de rémanence d'injection...). Un essai de terrain complet (injection + traitement par biodégradation anaérobie) pourrait quant à lui apporter des informations plus nombreuses et précises quant à la faisabilité de la technique de dépollution. Les détails de ce type d'essai sont décrits en 6.5.2.

6.5.1 Essais d'injection sur site

Essai
d'ORIENTATION

Principe

Le pilote comprend généralement un dispositif d'injection en condition contrôlée (débit, pression) dans lequel des substances chimiques (accepteurs d'électrons, nutriments) sont ajoutées, et un dispositif de pompage (typiquement un puits) permettant de guider la circulation du fluide injecté dans le milieu souterrain. Le dispositif pilote peut comprendre un ou plusieurs ouvrages d'injection et un puits de pompage ainsi que des piézomètres.

Objectifs

L'objectif principal est d'estimer les débits et les pressions d'injection qui seront acceptés par le sol, données indispensables au dimensionnement de l'injection du biostimulant et/ou de la solution nutritive, d'autant plus que le biostimulant pourra être assez visqueux. En outre, ces essais doivent permettre de valider une homogénéité suffisante de l'aquifère.

Résultats attendus

- Les débits d'eau injectés à différentes pressions ;
- Les débits d'eau pompés (le cas échéant) et la piézométrie associée ;
- Le rayon d'influence d'un puits d'injection ;
- Validation d'une géologie compatible avec le traitement en termes d'hétérogénéité des couches lithologiques.

Lignes directrices/préconisation générales sur la réalisation des essais

- L'essai pilote doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de géologie ;
- Le suivi des essais doit permettre l'acquisition des piézométries et de leurs évolutions en fonction des débits et pressions des eaux injectées ;
- La fiabilité des résultats augmente avec la durée de l'essai, et avec le nombre de piézomètre d'observation ;
- Les débits doivent être choisis de façon à ne pas monter significativement le niveau d'eau ;

- Les moyens à mettre en œuvre (débit de pompage, positionnement des puits, ...) seront fortement dépendants de la géologie attendue.

6.5.2 Essai de traitement in situ

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

L'essai complet comprend généralement 2 phases successives :

- Un essai hydraulique visant à obtenir une situation hydraulique stabilisée en termes de piézométrie et à optimiser les débits d'injection et de pompage (cf paragraphe 6.5.1) ;
- Une phase de traitement avec injection/infiltration de produits chimiques et éventuellement de bactéries autochtones, avec suivi de paramètres (chimiques et microbiologiques) dans les ouvrages.

La durée totale de l'essai est généralement de plusieurs mois.

Principe et champ d'application

L'essai terrain est à appliquer sur une zone représentative du site en termes d'impact mais également représentative en termes de géologie et d'hydrogéologie. Globalement l'essai de terrain comprend à minima un essai d'injection afin d'obtenir des informations quant au débit et à la pression. Également, il doit comprendre le suivi de la concentration en polluant dans le sol. Il peut également comprendre un suivi de l'activité de biodégradation. Les rejets atmosphériques doivent être contrôlés dans le cas de polluants volatils.

Cet essai consiste à mettre en œuvre, les conditions retenues lors de l'essai laboratoire, en conditions terrain. Ce type d'essai est préconisé dans le cas d'un milieu hétérogène, une géologie complexe.

Objectif

Cet essai permet de valider les paramètres de dimensionnement et de démontrer l'efficacité de ou des amendements sur la biodégradation anaérobie en zone saturée en conditions quasi-réelles.

- Maintien du taux d'oxygène très bas (<1 mg/l), concentrations en nutriments non limitantes, potentiel d'oxydo-réduction en adéquation avec l'activation des mécanismes microbiens d'intérêt).
- L'évolution des teneurs en polluants (atteinte des seuils de remédiation) et en sous-produits de dégradation lorsqu'ils sont connus et le suivi de l'activité des microorganismes impliqués dans la biodégradation du polluant en question.

Résultats attendus

- Description de la fréquence, de la nature et de la concentration des amendements réalisés afin de bio-stimuler les processus de biodégradation anaérobie ;
- Estimation de la vitesse de biodégradation des polluants, durée de traitement et concentrations résiduelles ;
- Evolution au cours du temps du potentiel d'oxydo-réduction, oxygène dissous, du COT, de la teneur en polluants et en sous-produits de dégradation ;
- Evaluation d'un éventuel « effet rebond » en fin d'essai ;
- Identification d'éventuelles contraintes du site (certains mécanismes associés au traitement qui peuvent colmater les puits d'injection).

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- Une caractérisation détaillée des propriétés physiques, chimiques et biologiques de la zone d'essai est un préalable nécessaire à la mise en œuvre de l'essai, en particulier la variabilité spatiale des paramètres considérés comme prioritaires (perméabilité, concentration en polluants, etc.)
- Dans la mesure du possible, l'essai sera réalisé pendant une période de faible variation du niveau de la nappe ou dans une période représentative du niveau d'eau moyen
- Le choix des concentrations en accepteurs ou donneurs d'électrons et en nutriments pourra s'appuyer sur les résultats des essais en laboratoire. Les paramètres de suivi du traitement sont les suivants :
 - Piézométrie (des capteurs enregistreurs de pression sont recommandés)
 - Débits d'injection/infiltration et de pompage
 - Concentrations à l'injection : accepteurs et/ou donneurs d'électrons (substrat organique ou autre en fonction des polluants présents) et nutriments

- Concentrations dans le puits de pompage et les piézomètres de suivi : concentrations en accepteurs et/ou donneurs d'électrons, nutriments, polluants, métabolites (si pertinent), COT, Fe²⁺ (si pertinent), Redox, pH, T.
- Dans certaines situations, il peut être utile de stopper temporairement le traitement afin de mettre en évidence un éventuel effet rebond
- En fin de traitement, des prélèvements de sols sont réalisés dans des conditions conservatives (sondages carottés multi-niveaux, etc.). Les paramètres analysés seront a minima les concentrations en polluants et en COT et si besoin les concentrations en nutriments et des indicateurs biologiques (ainsi que des métabolites dans certains cas spécifiques).
- Statuer sur la faisabilité de la technique en fonction :
 - Suivi des teneurs en polluants et en sous-produits de dégradation avec définition d'un plan d'échantillonnage au préalable
 - Suivi de la teneur en COT ou en accepteurs d'électrons (sulfates, nitrates...)
 - Suivi des paramètres physico-chimiques : potentiel d'oxydo-réduction, pH, température, conductivité
 - Suivi de l'activation des mécanismes microbiens
- Définition d'un bilan de masse et estimation de la cinétique de biodégradation afin d'évaluer soit une durée de traitement pour l'atteinte d'un objectif, soit les concentrations résiduelles (polluants et sous-produits de dégradation) pour une durée de traitement définie.

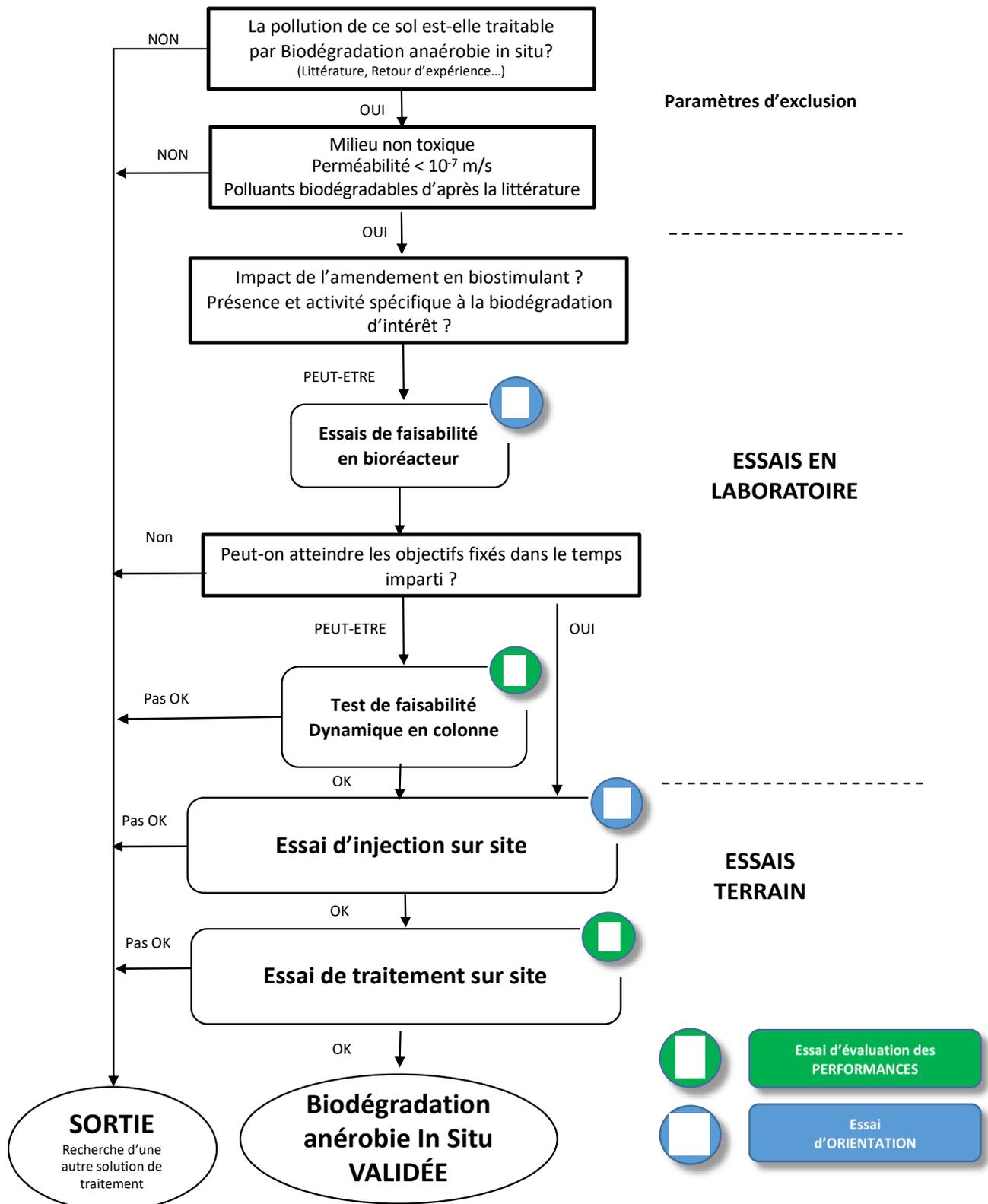


Figure 26 - Logigramme décisionnel de faisabilité de la biodégradation anaérobie in-situ, en zone saturée

6.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

La revue de la littérature met en évidence un grand nombre de guides techniques concernant la biodégradation anaérobie in situ. La littérature est riche que ce soit pour la partie laboratoire que pour la partie terrain.

Références bibliographiques

- ADEME, 2009 : Traitabilité des sols pollués – Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances – Guide méthodologique
- ADEME, 2009 : Traitabilité des sols pollués - Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances – Cahiers des charges
- ADEME, 2017. La microbiologie moléculaire au service du diagnostic environnemental. Collection Expertises. Ref. 8888. 174p.
- AFCEE, 2004. Principles and Practices of Enhanced Anaerobic Bioremediation of Chlorinated Solvents. Parsons 457pp)
- Aichberger, H., Hasinger, M., Braun, R., Loibner, A. P., 2005. Potential of preliminary test methods to predict biodegradation performance of petroleum hydrocarbons in soil. Biodegradation. Volume 16, Issue 2, pp 115–125
- Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP), 2010, Addendum to the Principles and Practices Manual. Project ER-200627,39pp,
- Henry, B. / Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP), 2010. Loading Rates and Impacts of Substrate Delivery for Enhanced Anaerobic Bioremediation. Project ER-0627, 476pp
- ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). 2008. Enhanced Attenuation: Chlorinated Organics. EACO-1. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Enhanced Attenuation: Chlorinated Organics Team. 109p.

7. Technique 7 – Oxydation chimique in situ

7.1 Description de la technique

L'oxydation chimique in situ est une technique de dégradation physico-chimique de polluants organiques par l'action de réactifs oxydants sur les polluants dont le passage de l'état réduit à un état oxydé se traduit par une décomposition totale sans formation de sous-produits.

Cette technique s'adresse aux pollutions organiques présentes en panache dans la ZS ou en zone source dans la ZS ou dans la ZNS. Elle est le plus souvent mise en œuvre dans la ZS.

Elle peut donc s'adresser aux composés, adsorbés, dissous, ou sous forme de NAPL, et pourra être utilisée pour traiter un stock, ou en traitement de finition sur un panache de composés dissous après éventuellement traitement de la source.

Les principaux oxydants utilisés sont, par ordre de potentiel d'oxydation décroissant :

- Le peroxyde d'hydrogène activé par Fe(II) (réactif de Fenton) - potentiel des radicaux hydroxyles
- Le persulfate de sodium activé – potentiel des radicaux sulfates
- L'ozone (nécessitant des essais spécifiques non décrits ici)
- Le permanganate (de sodium ou de potassium)

D'autres réactifs comme la combinaison Ozone/peroxyde d'hydrogène sont également indiqués dans la littérature.

Les réactions mises en œuvre par ces réactifs sont basées sur deux principes complémentaires :

- La réaction d'oxydo-réduction : les mécanismes d'action s'appuient sur le principe du transfert d'électrons entre deux couples oxydo-réducteurs avec un composé réducteur (le polluant) qui cède des électrons à un composé oxydant ;
- La réaction radicalaire : les radicaux libres comme les radicaux hydroxyles (OH•) ou radicaux sulfates (SO₄•-) sont des espèces très réactives et instables du fait qu'elles présentent un électron non apparié sur leur orbitale externe. Ces réactifs sont généralement non spécifiques et leurs mécanismes d'action sur les composés organiques sont complexes.

Dans le cas des processus réactionnels d'oxydo-réduction, on peut décrire des demi-équations du type :

- Exemple : oxydation du trichloréthylène par le permanganate
$$2\text{MnO}_4^- + 4\text{H}_2\text{O} + 6\text{e}^- \rightarrow 2\text{MnO}_2(\text{s}) + 8\text{OH}^-$$
$$\text{C}_2\text{HCl}_3 + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CO}_2 + 3\text{Cl}^- + 9\text{H}^+ + 6\text{e}^-$$

Ce qui conduit à la réaction globale :



Le rapport stoechiométrique est alors dans ce cas de 2 moles de permanganate par mole de trichlorethylène.

Dans le cas du perchloréthylène, ce rapport est de 4/3 :



Figure 27 – Exemples d'échantillons de sol traités par oxydation chimique en laboratoire (source ENOVEO)

Les principaux avantages et inconvénients des trois principaux oxydants sont rassemblés dans le tableau suivant :

Tableau 13 – Principaux avantages et inconvénients des principaux oxydants utilisés

	Permanganate	Réactif de Fenton	Persulfate activé
Principaux avantages	Cet oxydant bénéficie d'un important retour d'expérience ; sa chimie est assez simple et facile à maîtriser et peu risquée ; c'est un oxydant persistant (quelques semaines à quelques mois) favorisant une bonne distribution dans le sol	Le mode d'action de cet oxydant est basé sur la formation de radicaux hydroxyles, très puissants à action rapide ; conduit à la libération d'oxygène qui favorise la bioremédiation ultérieure ; le peroxyde d'hydrogène a un coût peu élevé	Cet oxydant agit par la formation de radicaux sulfates à action rapide, il est plus stable que le peroxyde d'hydrogène (quelques semaines) et moins réactif que les autres oxydants vis-à-vis des composés organiques naturels.
Principaux inconvénients	La réaction est lente et peut conduire à la précipitation d'oxyde de manganèse et au dégagement de CO ₂ entraînant une chute de perméabilité ; il est fortement consommé par d'autres composés ; il est susceptible de contenir des impuretés métalliques ; il présente un caractère très colorant	Les radicaux hydroxyles peuvent être consommés abondamment par des réactions non désirées ; la persistance du réactif est de quelques jours ; il est susceptible de produire une acidification, de la chaleur, de la vapeur ; ce réactif présente des risques explosifs et d'incendie ; il peut conduire à la volatilisation de contaminants près de la zone d'injection	Ce réactif est moins stable que le permanganate ; son coût est plus élevé que celui du permanganate ou du peroxyde d'hydrogène ; la réaction conduit à augmenter la concentration en sulfates de l'aquifère.

D'une manière générale, les réactions chimiques d'oxydation peuvent conduire à la formation de produits toxiques.

La mise en œuvre est généralement réalisée par injection dans le sous-sol d'une solution oxydante mais un mélange intime sol/oxydant est également possible (soil mixing) ainsi qu'en barrière perméable réactive (très rare actuellement en France).

Les conditions de contact entre l'oxydant et le polluant sont fondamentales pour la réussite du traitement. Cela implique que le vecteur (généralement une solution aqueuse pour un traitement en ZS) et le mode de mise en contact (injection directe, soil mixing) doivent être choisis de manière adaptée à la géologie de la zone à traiter (éviter les cheminements préférentiels) et à la répartition du polluant entre les phases dissoute, adsorbée et en phase pure. Les meilleures conditions de contact sont généralement obtenues entre une phase dissoute et un oxydant en solution aqueuse. Dans certains cas, l'ajout préalable de solubilisants peut être nécessaire pour permettre le transfert en solution de polluants fortement adsorbés.

L'oxydation chimique in situ correspond au code technique C313b de la norme NF X 31-620-4.

7.2 Paramètres d'exclusion

Les conditions déterminantes pour un traitement par oxydation chimique in situ sont

- l'efficacité de l'oxydant pour aboutir à la minéralisation totale du polluant sans formation de composés indésirables
- des conditions adaptées de contact entre l'oxydant et le polluant
- des conditions adaptées de persistance de l'oxydant

7.2.1 Oxydabilité des polluants

L'action des oxydants sur les composés organiques est régie par des principes thermodynamiques et cinétiques qui conditionnent l'aptitude d'un oxydant à décomposer un polluant donné. Ainsi, certains composés sont plus sensibles ou plus réfractaires à certains oxydants.

Le choix de l'oxydant repose en premier lieu sur la notion d'efficacité vis-à-vis de la minéralisation totale des polluants concernés. Le tableau suivant fournit des indications basées sur des retours d'expérience quant à l'aptitude des différents oxydants à minéraliser les principaux polluants.

Ce choix doit aussi tenir compte d'éventuels effets indésirables sur le milieu souterrain (augmentation de la température dans le cas du réactif de Fenton ou de la teneur en sulfates dans le cas du persulfate, ...), de la durée du traitement et de la quantité d'oxydant à apporter.

D'une manière générale, l'oxydation chimique in situ est principalement employée sur des hydrocarbures non saturés (alcènes ou aromatiques), chlorés ou non, qui sont les plus facilement oxydables. Elle est moins efficace sur les hydrocarbures saturés (alcane ou cyclo-alcane), chlorés ou non.

Le tableau suivant présente une liste non exhaustive des polluants traités par oxydation :

Tableau 14 – Principaux polluants pouvant être traités par oxydation chimique in situ (d'après US EPA, 2006 : Engineering Issue – In Situ Chemical Oxidation, EPA/600/R-06/072)

Polluant	Oxydant														
	Permanganate					Réactif de Fenton					Persulfate activé				
Source biblio	a	b	c	d	e	a	b	c	d	e	f	a	b	c	e
Hydrocarbures légers (essence, fuel domestique, kérozène)					-/+					+					++
Hydrocarbures lourds (fuel lourd)					-					-/+					+
Créosotes (goudrons de houille, résidus cokiers,...)					+					+					+
Hydrocarbures pétroliers	+					++						++			
BTEX		++	++	++	+		++	++	++	++	++		++	++	++
Benzène	-	+	-		--	++		++		++	++	+ / ++		++	++
Phénols	+	++	++			++	++	++	++		++	+ / ++	++	++	
HAP	+	++	++	++		++	+	+	++		++	++	+	+ / ++	
MTBE	+				-	+	++			+	++	++	++		++
Tert-butyl alcool					--		++			-/+	+		++		+
Chloro-éthènes	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++
Tetrachlorure de carbone	-	-	-		--	-/+	+	-		-	-	-/+		- / ++	++
Chloroforme		-	-		--		-	-		-	-			+ / ++	+
Dichlorométhane			-		--		+	+		-	-			+ / ++	- / +
Chloro-éthanes	-			-	--	+ / ++			-	- / +	-	+ / ++			+
Trichloro-éthanes		-	-		--		++	-		-	-			- / ++	+
Dichloro-éthanes			-		--		+	+		- / +	-			+ / ++	+
Chlorobenzène			-		-	++	++			- / +	++	++	++	++	++
Pentachlorophénol					+					+					+
Tri- Tetrachlorophénols					+					+					++
Di- Chlorophénols					+					+					++
Di- Trichlorobenzènes					-					- / +					++
Hexachlorobenzène					--					- / +					+
PCB	-	-	-	-	--	-	+	-	-	- / +	++	-	-	- / ++	- / +
Dioxines, furanes					--					- / +					- / +
Composés énergétiques (RDX, HMX)	++				+	++				+		++			+
Explosifs		++	++				++	+					+	+ / ++	
TNT, DNT					-					-					+
Di- Trinitrobenzènes					- / +					- / +					- / +
Mono- Dinitrophénols					+					+					+
Pesticides		+	+				-	-			+ / ++	+	+ / ++		
1,4-dioxane					+		++			++	++		++		++
Légende															
Sources a, f	- = Mauvais ; + = Bon ; ++ = excellent														
Source b	- = récalcitrant ; + = réticent ; ++ = susceptible d'être oxydé														
Source c	- = récalcitrant, faible réactivité/non réactif ; + = réticent, réactivité moyenne ; ++ = susceptible d'être oxydé, forte réactivité														
Source d	- = difficile à traiter ; ++ = prédisposé														
Source e	-- = non recommandé ; - = mauvais ; - / + = moyen ; + = bon ; ++ = excellent														
Sources															
a	Sperry, K.L., and J. Cookson, Jr. 2002. In Situ Chemical Oxidation : Design & Implementation. ITRC Presentation to New Jersey Department of Environmental Protection, October 30, 2002.														
b	ITRC, 2005. Technical and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater, Second Edition. Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group, In Situ Chemical Oxidation Work Team.														
c	Brown, R.A. 2003. In Situ Chemical Oxidation : Performance, Practice and Pitfalls. AFCEE Technology Transfer Workshop, February 24-27, 2003, San Antonio, TX.														
d	Siegrist, R.L., M.A. Urynowicz, O.R. West, M.L. Crimi and K.S. Lowe. 2001. Principles and Practices of In Situ Chemical Oxidation Using Permanganate. 367 pp. Battelle Press, Columbia, OH.														
e	Siegrist, R.L., M.L. Crimi and T.J. Simpkin. 2011. In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation. Springer Media, LLC: New York City, 2011.														
f	Rating based on the second-order reaction rate constants between contaminants and -OH reported in Buxton et al. (1988) and Haag and Yao (1992) : ++ (> 109 L/mol-s) ; + (108 - 109 L/mol-s) ; - (< 108 L/mol-s)														

7.3 Paramètres critiques

Les paramètres critiques agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité mais sans jamais la remettre en cause complètement. Toutefois, l'accumulation de valeurs défavorables pourra in fine conduire à la remise en question de la faisabilité de la technique.

7.3.1 Perméabilité du sol à l'eau

Ce paramètre caractérise la possibilité ou non d'injecter et de faire migrer une solution oxydante dans le sol au contact des polluants. Une perméabilité trop faible remet en cause la faisabilité de l'oxydation chimique in situ par injection. Ce paramètre, également dimensionnant, sera affiné lors d'essais de terrain.

Les différents moyens d'estimer la perméabilité d'un sol sont présentés dans la 1^{ère} Partie au paragraphe 2.3.

Si l'oxydant est injecté dans le sol sous forme de solution liquide, la faisabilité peut être évaluée comme suit :

- Si $K < 10^{-7}$ m/s, la limite des techniques classiques d'injection d'oxydant (gravitaire ou sous faible pression) est dépassée. Des moyens d'injection adaptés doivent alors être mis en œuvre comme les techniques de direct-push ou de tube à manchette.
- Si $K > 10^{-5}$ m/s, la faisabilité de l'injection d'oxydant est validée sur ce critère. Les techniques d'injection et leur dimensionnement seront adaptés en fonction de la perméabilité du sol.

En cas de faible perméabilité, l'oxydant peut être mélangé au sol par brassage mécanique (soil mixing). Dans ce cas, la texture du sol (sa plasticité, son caractère argileux) peut également affecter la mise en contact de l'oxydant avec la pollution et par conséquent fortement influencer l'efficacité du traitement.

7.3.2 Hétérogénéité du sol et de la répartition de la pollution

Un des principaux paramètres critiques de la technologie d'oxydation in situ est l'efficacité du contact entre l'oxydant et le polluant. Ce paramètre est difficile à maîtriser car il dépend de nombreux facteurs : nature du polluant, nature de l'oxydant et géologie, hydrologie et géochimie du site.

Le contact entre oxydant et polluant peut être rendu particulièrement difficile dans le cas de polluants sous forme de NAPL par le fait que les réactions se produisent entre l'oxydant et la phase dissoute du polluant. La réaction est donc limitée par la cinétique de dissolution du NAPL dans la nappe, conditionnée également par la surface de contact accessible du NAPL. La localisation précise des sources, en particulier de type NAPL, et la connaissance de leurs dimensions est un préalable important à l'injection d'oxydant.

D'autre part, l'hétérogénéité de la géologie et, de fait, de la conductivité hydraulique horizontale et verticale constitue un facteur de risque d'écoulements préférentiels limitant l'efficacité du contact entre l'oxydant injecté et le polluant.

L'oxydation chimique in situ par injection n'est pas recommandée si l'ordre de magnitude varie de 1 ou plus entre les conductivités hydrauliques des couches lithologiques (NAVFAC, 2002). De même, la présence de réseaux enterrés perturbant les écoulements peut être rédhibitoire.

7.3.3 Matière organique et réducteurs DSO / NOD

L'application de l'oxydation chimique in situ dans un sol naturellement réducteur ou riche en carbone organique (NF P94-047) (> 3 %) entraîne une surconsommation d'oxydant par la matrice par rapport à la consommation d'oxydant nécessaire par les polluants. Les composés réducteurs les plus fréquemment rencontrés dans les sols sont des sulfures minéraux ou des formes réduites du fer et du manganèse.

Cette surconsommation d'oxydant par la matrice doit être caractérisée par un essai approprié de détermination de la demande du sol en oxydant (cf. essais en laboratoire).

La demande du sol en oxydant (DSO ou NOD en anglais pour Natural Oxidant Demand) correspond à la quantité d'oxydant consommée par les composés inorganiques à l'état réduit et la matière organique naturellement présents dans le sol en dehors de la présence des polluants à traiter

Le caractère acceptable ou non de cette surconsommation relève notamment de l'impact économique que représentent les consommations non sollicitées d'oxydant par rapport à la consommation d'oxydant par le polluant.

Le coût du peroxyde d'hydrogène étant relativement peu élevé, l'utilisation de grandes quantités peut être envisagé. A l'inverse, le permanganate est un réactif plus coûteux : son bilan cout-avantage sera très sensible à la DSO.

7.3.4 Métaux

Les réactions d'oxydation modifient les conditions géochimiques du milieu (pH et Eh) et peuvent induire une augmentation de la mobilité de certains métaux comme le chrome, l'arsenic, le sélénium, etc.

Avant de lancer toute phase d'oxydation, il est important d'avoir une vue aussi précise que possible des métaux qui pourraient être affectées par le traitement.

7.3.5 Capacité de neutralisation acido-basique

L'emploi de certains oxydants nécessite, pour générer une réaction d'oxydation efficace, l'atteinte de conditions particulières de pH du milieu objet du traitement.

En particulier l'utilisation du réactif de Fenton ($H_2O_2 + Fe(II)$) est optimum à un pH compris entre 3 et 4. L'activation du persulfate de sodium n'est optimale qu'à pH supérieur à 10,5.

La présence dans le sol de composés minéraux ayant la capacité de neutraliser l'ajout de réactifs acides ou basiques (cas des carbonates par exemple) peut engendrer une surconsommation de ces réactifs et limiter fortement la production des radicaux responsables de l'oxydation.

On notera toutefois que, dans le cas du réactif de Fenton, le Fe(II) peut être stabilisé à pH neutre au moyen d'un agent chélatant, et ainsi permettre l'activation des oxydants.

Le tableau 15 présente la synthèse des informations clés concernant les paramètres d'exclusion et limitants.

Tableau 15 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour l'oxydation chimique in situ

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Oxydabilité des polluants	Caractère oxydable (donnée de littérature)
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Perméabilité à l'eau	Ce paramètre conditionne le choix de la technique de mise en contact de l'oxydant
Hétérogénéité du sol et la répartition de la pollution	Ces paramètres conditionnent les conditions de contact entre le réactif et la pollution
Teneur en carbone organique (COT) et autres composés réduits	Ce paramètre influe sur la consommation du réactif par des composés non ciblés
Métaux et autres composés présents	D'autres composés sont susceptibles d'être oxydés et de se trouver sous une forme plus mobile et plus toxique
Capacité de neutralisation acido-basique	Ce paramètre influe sur la quantité de réactif à apporter pour atteindre les conditions de pH appropriées pour le traitement

7.4 Essais en laboratoire

Les essais de faisabilité en laboratoire concernant l'oxydation chimique in situ sont réalisés pour lever les doutes sur les points clés, ci-avant évoqués.

Il s'agit des tests suivants qui seront impérativement réalisés sur la matrice complète du milieu (sols et eaux) :

- La détermination de la nature de l'oxydant appropriée et de la concentration appropriée (comprenant la détermination de la Demande du Sol en Oxydant)
- La caractérisation de la cinétique d'oxydation, de la stabilité du réactif et la surveillance d'éventuels effets exothermiques.

Les essais suivants sont seulement conseillés en cas d'éventuels besoin de données complémentaires :

- La détermination de la Capacité de neutralisation acido-basique (dans les cas nécessitant l'ajustement du pH en présence suspectée de fortes teneurs en carbonates) ; Cet essai est décrit, parmi les normes de caractérisation des sols, par la norme internationale ISO/TS 21268-4
- La mesure des entités libérables dans le milieu comme le chrome (susceptible d'être oxydé en Cr(VI)) ou le cuivre (fréquemment associé à la matière organique naturelle) et les métaux fortement solubles en milieu acide si tel doit être le cas (la plupart des métaux)
- La vérification en conditions dynamiques de l'influence de l'injection d'oxydant sur la perméabilité du sol (dans le cas particulier de l'application de fortes teneurs en permanganate ou de basse température de l'eau souterraine) ; Cet essai peut être mené en s'appuyant sur la norme internationale ISO/TS 21268-3 d'essai de percolation à écoulement ascendant.

7.4.1 Détermination de la Demande du Sol en Oxydant (DSO)

Principe et champ d'application

La Demande du Sol en Oxydant correspond à la quantité d'oxydant consommée par les composés inorganiques à l'état réduit et la matière organique naturellement présents dans le sol en dehors de la présence des polluants à traiter.

Cette caractéristique du sol, déterminante pour juger de l'applicabilité technico-économique d'un traitement par oxydation chimique in situ, nécessite, dans le cas du traitement d'une zone source, de pouvoir disposer d'un sol équivalent au sol à traiter ne contenant pas (ou très peu) de polluant.

Pour déterminer la DSO, il faut doser l'excès de réactif, après la réaction d'un oxydant placé au contact du sol (ne contenant pas de polluant). Cela n'est donc possible que pour des réactifs suffisamment stables (encore existant après la réaction).

En pratique le protocole ASTM D7262 – Méthode A (Janvier 2010) constitue la référence pour ce type d'essai. Il est réalisé au moyen de permanganate mais peut être adapté pour le persulfate activé.

Le protocole ASTM D7262 consiste à estimer la demande du sol en oxydant (permanganate) par la détermination de la quantité de permanganate de potassium qui sera consommée, en conditions standard et en un temps donné (48h), par la matière organique et tout autre espèce oxydable présente naturellement dans le sol ou dans la matrice solide de l'aquifère.

Objectif

Cet essai permet de quantifier la consommation de réactif qui ne relève pas d'une action de l'oxydant sur le polluant d'intérêt.

Résultat attendu

Le résultat attendu doit permettre de dimensionner la quantité d'oxydant à utiliser en répondant à la question suivante : quelle quantité de réactif faut-il ajouter à la quantité stœchiométriquement nécessaire pour oxyder la pollution compte tenu des réactions d'oxydation avec des composés non ciblés ?

Cette quantité est exprimée en g/kg de masse sèche de sol.

Le résultat du test sera interprété en fonction de la proportion que représente la surconsommation attendue par rapport à la consommation totale d'oxydant à prévoir pour traiter la pollution sur la base de la stœchiométrie.

Si le niveau de la Demande du Sol en Oxydant est acceptable, il convient de poursuivre la procédure d'essais par le choix d'un oxydant.

Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être représentatif de la zone à traiter, mais ne doit pas contenir (ou en très faible quantité) de polluants. L'essai nécessite une quantité d'échantillon de sol équivalent à au moins 600 g de masse sèche. Cette masse doit être suffisante pour pouvoir répéter l'essai si besoin ;
- La granulométrie des échantillons à tester doit être de dimension inférieure à 2 mm ;
- Il existe dans la littérature de nombreux protocoles d'essais comme celui décrit dans la norme ASTM D7262-Méthode A.
- La prise d'essai est généralement de l'ordre de 50 g. de sol pour un volume de solution d'oxydant de 100 ml.
- Les concentrations en oxydant mises en œuvre dans cet essai doivent être proches (légèrement supérieures) de la concentration prévue dans le cadre des travaux à mener, sur la base de la stœchiométrie.
- Le résultat de l'essai doit être exprimé en g/kg de masse sèche de sol.
- L'analyse des métaux dissous avant et après ajout de l'oxydant donne une information intéressante sur le risque de mise en solution des métaux au cours du traitement.

Principe et champ d'application

Cette série d'essais réalisés en batch consiste à

- vérifier l'aptitude d'un oxydant à la dégradation d'un polluant présent dans le sol,
- identifier les conditions (concentration et temps de contact) permettant d'obtenir un niveau d'abattement en polluant acceptable, ou encore ;
- vérifier si les réactions d'oxydation se traduisent par la production de sous-produits potentiellement toxiques.

Les tests sont réalisés via la mise en contact de différents oxydants et/ou différents activateurs et différentes concentrations d'oxydant et/ou activateur, pendant un temps de réaction allant de 2 jours à 1 semaine, avec un échantillon de « milieu » pollué : sol et eau de nappe polluée.

Objectif

Cet essai permet de vérifier la faisabilité d'une dégradation du(des) polluant(s) par oxydation chimique et de définir les conditions de traitement (doses, nature de l'oxydant) pour atteindre le meilleur abattement possible.

Résultat attendu

Le résultat attendu doit permettre de répondre à la question : quel oxydant, quelle concentration et quel mode d'activation permet d'atteindre les meilleurs niveaux d'abattement en polluant ?

Il doit également permettre d'identifier la formation éventuelle de composés toxiques (sous-produits d'oxydation comme par exemple des composés aromatiques polycycliques oxygénés, métaux toxiques comme par exemple le chrome hexavalent) et/ou de mettre en évidence des effets exothermiques des réactions.

Si l'efficacité du traitement est avérée avec au moins une des conditions d'essai, des essais de terrain pourront être réalisés.

Si aucune des conditions testées ne permet d'atteindre l'objectif d'abattement, d'autres oxydants ou d'autres techniques de traitement devront être envisagées.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être représentatif de la zone à traiter. L'essai nécessite un échantillon de sol de 5 à 10 kg. Cette masse doit être suffisante pour pouvoir répéter l'essai si besoin ;
- Le prélèvement de l'échantillon pour essai doit être réalisé le moins de temps possible avant le démarrage des essais (c'est-à-dire la mise en contact avec l'oxydant). Un sous-échantillon de cet échantillon pour essai doit être conditionné pour envoi à l'analyse pour déterminer les concentrations initiales en polluant.
- La granulométrie recommandée pour les échantillons à tester est inférieure à 2 mm ;
- Pour chaque essai l'échantillon doit être triplé (ou au moins réalisé en double) pour compenser l'hétérogénéité de la pollution et les incertitudes expérimentales et analytiques. Un essai témoin sans oxydant placé dans les mêmes conditions d'essai doit permettre de vérifier si l'évolution des concentrations est liée à l'oxydation ou à un biais expérimental (volatilisation, photooxydation, manipulation, etc.) ;
- Il est préconisé de réaliser l'essai en testant au moins 2 oxydants et au moins 3 concentrations de chaque oxydant en tenant compte a minima de la Demande du Sol en Oxydant et de la quantité stœchiométrique nécessaire. La réalisation du programme d'essai peut être optimisée par l'application de la méthode des plans d'expérience.
- Les essais doivent être réalisés dans des flacons en verre, ambrés ou recouverts d'une feuille d'aluminium pour éviter tout effet de dégradation photochimique, hermétiquement fermés par un bouchon résistant aux oxydants (Teflon). Leur volume est adapté pour minimiser l'espace de tête, ils sont placés sous agitation ;
- Le ratio L/S préconisé est compris entre 2 et 5 mL/g avec une prise d'essai généralement de l'ordre de 50 à 150g de sol. Le ratio L/S peut être adapté au besoin pour éviter le dépassement de la limite de solubilité de l'oxydant (en particulier dans le cas du permanganate de potassium, celle-ci est de 64 g/L à 20°C) ;
- L'ensemble des essais doit être réalisé dans les mêmes conditions de température constante (celle-ci doit être mesurée) ;
- Le pH, la température et le potentiel d'oxydo-réduction sont mesurés en début et en fin d'essai ainsi que la concentration en chlorures dans le cas du traitement de fortes concentrations (plusieurs dizaines de ppm) de composés chlorés ;

- Dans le cas de traitement de HAP ou autres composés polycycliques, la formation de sous-produits toxiques (CAP) doit être vérifiée.
- L'efficacité du traitement est évaluée par la comparaison des teneurs en polluant dans le sol et dans l'eau avant et après oxydation. Le dosage du polluant dans les 2 compartiments permet de réaliser un bilan de masse précis mais son intérêt dépend fortement de la nature du polluant. Par exemple, les solvants chlorés se concentreront préférentiellement dans l'eau et les HAP dans le sol.
- Un rappel de la stœchiométrie présumée de la réaction (ou des réactions) principale(s) ainsi que de la DSO doit permettre de relativiser la quantité d'oxydant efficace par rapport à la quantité théoriquement prévisible.

7.5 Essais de terrain

Essai
d'ORIENTATION

7.5.1 Essais d'injection sur site

Principe

Ces essais consistent à injecter de l'eau dans un puits en condition contrôlée (débit, pression) et à observer l'impact sur le niveau d'eau dans les ouvrages voisins. Ces essais pourront être couplés à des essais de pompage le cas échéant.

Objectifs

L'objectif principal est d'estimer les débits et les pressions d'injection qui seront acceptés par le sol, données indispensables au dimensionnement de l'injection de la solution d'oxydant. En outre, ces essais doivent permettre de valider une homogénéité suffisante de l'aquifère pour permettre un traitement efficace de la zone polluée.

Résultats attendus

- Les débits d'eau injectés à différentes pressions
- Les débits d'eau pompés (le cas échéant) et la piézométrie associée
- Le rayon d'influence d'un puits d'injection
- Validation d'une géologie compatible avec le traitement en termes d'hétérogénéité des couches lithologiques

Lignes directrices/préconisation générales sur la réalisation des essais

- L'essai pilote doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de géologie.
- Un dispositif de traitement des eaux pompées doit être prévu et mis en place si nécessaire.
- Le suivi des essais doit permettre l'acquisition des piézométries et de leurs évolutions en fonction des débits et pressions des eaux injectées et le cas échéant, des débits des eaux pompées.
- La fiabilité des résultats augmente avec la durée de l'essai, et avec le nombre de piézomètre d'observation.
- Les débits doivent être choisis de façon à ne pas monter significativement le niveau d'eau ;
- Les moyens à mettre en œuvre (débit de pompage, positionnement des puits, ...) seront fortement dépendants de la géologie attendue.

7.5.2 Essai de traitement par oxydation chimique in situ

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à mettre en œuvre, en conditions réelles sur le site, et dans un volume limité de sol, les conditions d'oxydation chimique telles qu'elles ont été testées et sélectionnées en laboratoire. Il permet de vérifier le rayon d'influence efficace d'une injection.

Cet essai de terrain est requis dans le cas où le sol présente une géologie complexe, non homogène. Il permet en outre d'apprécier le risque d'effet rebond après la première injection d'oxydant, et donc d'anticiper le nombre d'injection et la quantité d'oxydant à utiliser.

Objectifs

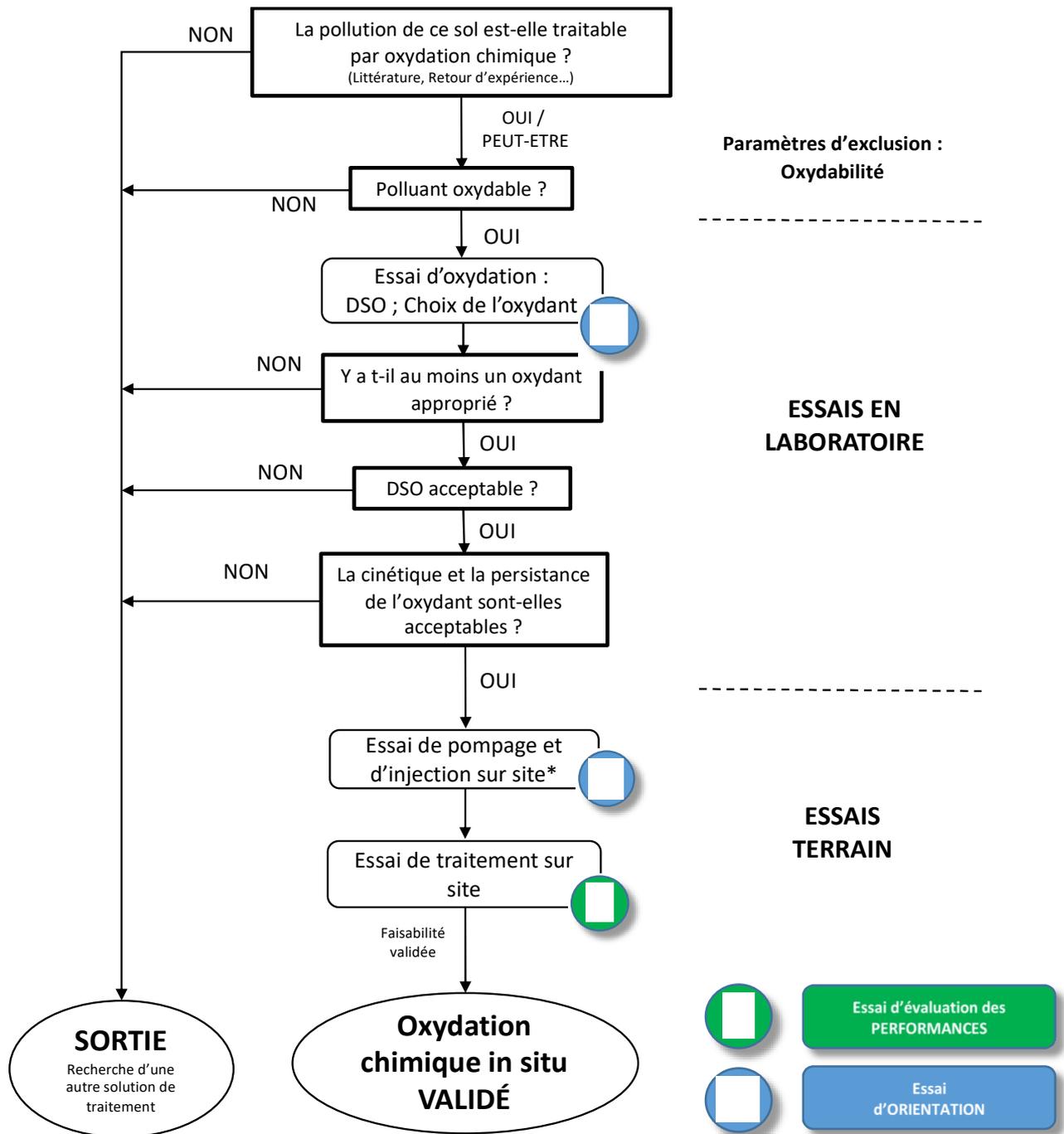
Cet essai permet de valider les paramètres de dimensionnement et de démontrer l'efficacité de l'oxydation chimique in situ en conditions réelles.

Résultats attendus

- Les débits de solution d'oxydant injectée, éventuellement à différentes pressions
- Les débits d'eau pompée, s'il est nécessaire de pomper, et la piézométrie associée
- L'évolution de la concentration en oxydant, en polluant et en produits de dégradation dans l'effluent pompé au cours du temps
- Le rayon d'influence d'un puits d'injection
- La concentration résiduelle en polluant dans le sol
- Validation de l'efficacité du procédé d'oxydation chimique in situ pour atteindre l'objectif de traitement sur le site avec vérification d'éventuels effets rebond

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation des essais

- L'essai de traitement doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de pollution (nature et concentration) et de géologie. Il sera réalisé préférentiellement sur la zone sur laquelle ont été prélevés les échantillons objet des essais en laboratoire.
- Les essais de terrain doivent être décrits en renseignant en particulier :
 - Les volumes de sol traités, le matériel et les réactifs employés, les doses de réactifs ramenées à la masse de sol, les modalités d'injection, le programme de suivi/prélèvement des matériaux traités (eaux et sols), les difficultés rencontrées et les résultats obtenus ;
 - L'évolution de la concentration en polluants (polluant initialement présent et ses produits de décomposition, y compris les chlorures dans le cas de composés chlorés présents en forte concentration, de l'ordre de plusieurs dizaines de ppm)
 - Les moyens mis en œuvre pour éviter l'émission de polluant dans la nappe en dehors de la zone traitée et pour vérifier l'absence d'émissions gazeuses au cours du traitement. L'utilisation de traceurs est préconisée pour contrôler et garantir le confinement hydraulique ;
 - L'observation de toute modification des conditions de débit et pression qui pourrait être due à un phénomène de précipitation et de colmatage ;
- L'efficacité du traitement est suivie sur au moins 4 semaines par la vérification de l'atteinte du niveau d'abattement en polluant dans la zone source et/ou dans le panache en s'appuyant, dans la mesure du possible, sur le bilan de masse.



* Cet essai n'est pas nécessaire si le traitement est mis en œuvre par Soil mixing

Figure 28 - Logigramme décisionnel de faisabilité de l'oxydation chimique in situ

7.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

L'oxydation chimique in situ est une technique de traitement relativement récente dont les premières principales publications remontent aux années 2001 à 2005 aux États-Unis. Elle est apparue plus récemment en Europe et en France.

Les principales sources documentaires portant sur l'expérimentation de la faisabilité de traitement de sols par oxydation chimique in situ sont produites aux États-Unis par l'ITRC (Technical and Regulatory Guidance for in situ chemical oxidation of contaminated soil and groundwater, 2nd Ed., Interstate Technology and Regulatory Council, 2005), en Europe dans le cadre du programme CityChlor (CityChlor, Code of good practice : In situ chemical oxidation, 2013) et en France dans le cadre des programmes de recherche OXYSOL et BIOXYVAL.

Références bibliographiques

- ADEME, 2009 : Traitabilité des sols pollués – Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances – Guide méthodologique
- ADEME, 2009 : Traitabilité des sols pollués - Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances – Cahiers des charges
- ASTM, 2010 : Standard Test Method for Estimating the Permanganate Natural Oxidant Demand of Soil and Aquifer Solids, ASTM D7262
- CRC Care, 2017 : Australian CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment – Technical Report : Application Guide for In Situ Chemical Oxidation
- ITRC, 2005 : Technical and Regulatory Guidance for in situ chemical oxidation of contaminated soil and groundwater, 2nd Ed., Interstate Technology and Regulatory Council
- LEMAIRE J., 2011 : Traitement par oxydation chimique de sols de friches industrielles contaminés par des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, Thèse de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, soutenue le 4 novembre 2011,
- RANC B., 2017 : Oxydation chimique in situ de la zone non saturée de sols contaminés par du goudron de houille : du laboratoire au terrain, Thèse de l'Université de Lorraine, soutenue le 23 juin 2017
- US EPA, 2006 : Engineering Issue – In Situ Chemical Oxidation, EPA/600/R-06/072

8. Technique 8 - Réduction chimique in situ

8.1 Description de la technique

La réduction chimique consiste à faire réagir avec le contaminant, un agent réducteur dans le milieu impacté principalement en zone saturée (ZS), en zone de battement de nappe et dans quelque cas en zone non saturée (ZNS). L'agent réducteur a un pouvoir non sélectif, c'est-à-dire qu'il peut réduire le polluant en question ou tout autre élément, notamment la matière organique et des composés inorganiques avec les métaux (stabilisation de certains métaux).

Cette technique est le plus souvent utilisée sur des polluants organiques comme les COHV et sur des polluants inorganiques comme les perchlorates (CITYCHLOR, 2013 ; KABECHE, 2014). Plus rarement, cette technique peut être envisagée sur des PCB ou certains pesticides. Elle est également appliquée pour la stabilisation de certains métaux tel que la réduction du chrome hexavalent en chrome trivalent.

La réduction chimique par injection s'adresse principalement au traitement des zones sources dans la ZS ou dans de rares cas dans la ZNS (cas du chrome traité par des hydrosulfites). Toutefois, dans le cas de gestion de panache contaminés, la réduction chimique peut être mise en œuvre sous la forme d'une barrière perméable réactive (ou BPR).

Le traitement de zones sources est le plus souvent réalisé par injection dans le sous-sol d'une solution réductrice. Une variante plus rarement utilisée consiste à faire un mélange intime sol/oxydant en utilisant des techniques de malaxage de sol in-situ (soil mixing). Dans certains cas, il s'agit d'injecter une solution composée d'un mélange agent réducteur + substrat carboné qui vise à obtenir un double effet, la réduction chimique et l'activation de la biodégradation anaérobie (réduction biologique) : couplage d'un traitement biotique et abiotique. Il est précisé que la partie biologique ne sera pas traitée dans ce paragraphe.

Pour cette technique de réduction chimique in-situ, le terme agent réducteur est souvent employé. Il fait principalement référence au fer zéro valent ou toute autre composé de fer faiblement oxydé (magnétite) ou de mélanges d'agents réducteur ; mais il peut également s'agir d'autres composés, comme dans le cas de la réduction du chrome hexavalent par des réducteurs souffrés.

La taille des particules de fer est un facteur important jouant principalement sur la dissémination du réactif et sa réactivité. Plus la taille du fer est petite, plus sa réactivité est importante et plus il est facilement injectable dans le sol, mais moins sa durée de vie est longue. Il est précisé que du fer zéro valent micrométrique est le plus souvent utilisé dans le cadre de la réduction chimique in situ. Bien qu'assez controversé, pour des raisons de sécurité potentielle liée aux nanoparticules, il n'y a pas, à l'heure actuelle de contre-indication à l'utilisation de fer nanométrique.

Remarque : Les nanoparticules de fer zéro-valent (nano Zéro Valent Iron, nZVI, Fe⁰) ont un pouvoir réducteur important de même que des propriétés physico-chimiques spéciales : par exemple, leur surface spécifique est plus importante et leurs composition et structure sont plus homogènes que celles de leurs homologues micrométriques. C'est pourquoi elles sont utilisées de façon croissante pour la remédiation environnementale. Cependant, le choix nano-fer zéro-valent représente un coût important et reste problématique avec la formation potentielle d'oxyde de fer et d'agglomérat limitant la diffusion du produit.

Lorsqu'il s'agit de mettre en œuvre un traitement passif sur de larges panaches de contamination, les BPR peuvent être des alternatives au traitement par injection. Il existe 2 types de BPR : Le système mur en continu et le système porte (Funnel & Gate). Dans le système mur continu, la barrière mise en place par un système de tranchée est réactive et perméable sur la totalité de sa longueur. Ce type de configuration minimise les perturbations hydrauliques. Au contraire, dans le cas d'une configuration en porte, le panache est canalisé à l'aide d'écrans étanches vers des portes qui forment les zones réactives (principe inspiré de Selecdepol).

La réduction chimique est également envisageable par injection de l'agent réducteur dans la zone contaminée (zone saturée via injection directe ou tube à manchette et zone non saturée par soil mixing).

La réduction chimique in situ correspond au code technique C313c de la norme NF X 31-620-4.

8.2 Paramètres d'exclusion

8.2.1 Dégradabilité du polluant :

Cette technique de traitement s'applique le plus fréquemment aux COHV même s'ils sont concentrés (en phase dissoute) et notamment aux éthylènes chlorés, mais est également envisageable sur des composés inorganiques comme les perchlorates ou le chrome hexavalent. Globalement il est important de préciser qu'en fonction de l'agent réducteur considéré (fer zéro valent seul, couplé à un catalyseur, ou formulé avec un substrat organique) et de sa taille, la liste des polluants traitables par réduction chimique peut différer sensiblement (Tableau 16). Les éthylènes chlorés pourront être traités par ajout de fer zérovalent micrométrique alors que les PCB nécessiteront un catalyseur pour améliorer la réactivité du fer.

Tableau 16 – Exemple de différents agents réducteurs et composés à réduire correspondant (inspiré de Yin Y. et Allen H.E., 1999)

Composés à réduire	Réducteurs	
	Fer zéro valent	Réducteur soufré
	Principalement COHV, PCB*, certains pesticides*	Éléments inorganiques (Cr), perchlorates

*rarement réalisé à l'échelle du site

Le principe de la réaction de réduction chimique est que le polluant gagne un ou plusieurs électrons (provenant de l'agent réducteur). Plus un composé aura la capacité à gagner des électrons, plus la réduction chimique sera efficace. C'est le cas de la majorité des COHV, éthylènes chlorés (Figure 29), chloréthanés, trihalométhane (d'après Zhang, 2003).

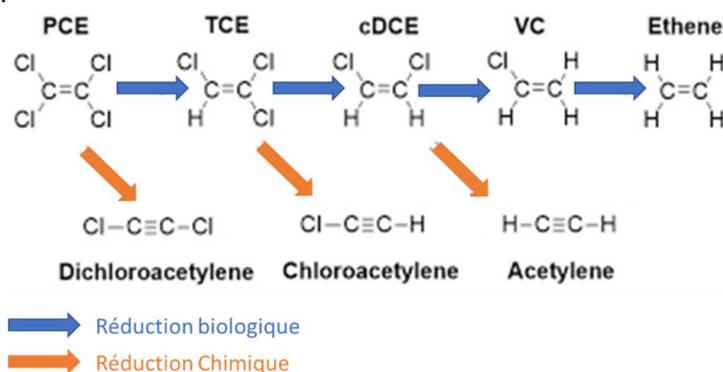


Figure 29 - Voie simplifiée de la dégradation (biologique anaérobie Vs réduction chimique) du tétrachloroéthylène

8.2.2 Perméabilité du milieu :

En zone saturée, la faisabilité de la réduction chimique par injection repose principalement sur la perméabilité (que ce soit en injection, malaxage in-situ ou en barrière réactive). Il existe différents moyens d'estimer la perméabilité d'un sol (cf. 1^{ère} Partie au paragraphe 2.3).

Si l'agent réducteur est injecté dans le sol sous forme de solution, la faisabilité peut être évaluée comme suit :

- Si $K < 10^{-7}$ m/s, la limite technique de l'injection de l'agent réducteur est dépassée et ce procédé ne peut être employé. La limite technique est bien supérieure dans le cas de l'injection de fer et dépendra principalement de la taille des particules injectées.
- Si $K > 10^{-5}$ m/s, la faisabilité de l'injection de l'agent réducteur est validée sur ce critère. Les techniques d'injection et leur dimensionnement seront adaptés en fonction de la perméabilité du sol.

Si l'agent réducteur est mélangé au sol par brassage mécanique (soil mixing), la perméabilité du sol n'affecte pas la faisabilité.

Dans le cas de la mise en œuvre du procédé de réduction chimique par la technique des BPR, des sols de faible perméabilité peuvent représenter un atout. En effet, un milieu peu perméable favorisera des vitesses faibles d'écoulement de la nappe et donc des temps de séjour importants dans la barrière de traitement.

- Si $K < 10^{-7}$ m/s, le choix d'une BPR de perméabilité supérieure peut être judicieux.
- Si $K > 10^{-3}$ m/s, la faisabilité de la BPR n'est pas considérée comme pertinente.

8.3 Paramètres critiques

Les paramètres critiques agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité mais sans jamais la remettre en cause complètement. Toutefois, l'accumulation de valeurs défavorables pourra in fine conduire à la remise en question de la faisabilité de la technique.

8.3.1 Carbone organique

Comme mentionné en introduction, dans un contexte de dépollution environnementale, la réduction chimique, à l'instar de toutes les réactions chimiques dans un environnement non maîtrisé, est un processus non sélectif. Dès lors, l'agent réducteur va réagir avec l'ensemble des composés capables d'accepter des électrons sans aucune distinction.

C'est le cas de la matière organique. Cette dernière pouvant être présente de manière importante dans le sol. Elle peut limiter l'effet du traitement sur les polluants d'intérêt. Ainsi, il est convenu qu'un milieu présentant une teneur en COT supérieure à 3 % n'est pas un bon candidat pour cette technique de remédiation (problème d'adsorption des polluants). Des essais au laboratoire devront ainsi évaluer la faisabilité de la technique au regard de la teneur en COT au sein des sols.

8.3.2 Présence interférant

Il est également important de noter que d'autres paramètres, notamment inorganiques peuvent être à l'origine d'une consommation importante d'agent réducteur. Cette forte consommation entraîne un surcoût au traitement mais également un retard dans les réactions d'intérêt. Par interférant sont entendus l'oxygène, les sulfates, les nitrates, le chrome VI, les oxydes métalliques (Fe_2O_3 , ...), ...

8.3.3 Hétérogénéité du sol et de la répartition de la pollution

Un des principaux paramètres critiques de la technologie de réduction in situ est l'efficacité du contact entre l'agent réducteur et le polluant. Ce paramètre est difficile à maîtriser car il dépend de nombreux facteurs : nature du polluant, nature de l'agent réducteur et de la géologie, hydrologie (vitesse de nappe) et géochimie du site. En fonction du type de sol, la mise en contact par injection ou par soil mixing 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 diffusion des produits est beaucoup plus efficace. À propos de l'hydrogéologie, plus le système sera simple, moins il existera de risque d'écoulements préférentiels et de by-pass de la zone. La mise en place d'un traitement homogène sera d'autant plus difficile que le milieu sera hétérogène que ce soit au niveau de la zone source que du panache de pollution.

Globalement la réduction chimique est largement envisageable pour des aquifères perméables, homogènes et isotropes mais pour des cas de fortes hétérogénéité latérales et/ou verticales, la méthodologie d'injection devra être adaptée et l'efficacité de la technique évaluée par des essais (laboratoire et/ou terrain).

Tableau 17 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la réduction chimique in situ

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Polluant traitable	Capacité du polluant à accepter un ou plusieurs électrons. <i>Les données sont disponibles dans la littérature</i>
Perméabilité du milieu (K)	$K < 10^{-7}$ m/s
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Teneur en COT	Ce paramètre influe sur la consommation du réactif et l'adsorption des polluants par des composés non ciblés [COT] < 3 %
Présence interférant	Forte concentration en composés consommateurs d'électrons (composés oxydés)
Hétérogénéité du sol et de la répartition de la pollution	Ces paramètres conditionnent les conditions d'application du réactif et de contact avec la pollution

A titre de recommandation, il est mentionné que les réactifs utilisés en réduction étant très onéreux, il est d'autant plus important de connaître précisément la délimitation en profondeur et latérale de la pollution ainsi que sa répartition au sein de l'aquifère.

De la même façon Il est préférable d'éviter de traiter la phase NAPL même si, dans certains cas, lorsque la phase NAPL est sous forme de microgouttelettes, il est envisageable (sous réserve de faisabilité validé en laboratoire et/ou terrain) de la traiter par réduction chimique.

Enfin, dans le cas d'un aquifère très perméable couplé à une forte oxygénation des eaux, la technique de réduction chimique devra être envisagée avec précaution et nécessitera une validation par un essai terrain.

8.4 Essais en laboratoire

La mise en œuvre de cette technique de remédiation est dépendante de la nature des polluants et des sols les contenant. Des essais laboratoire sont pertinents afin d'évaluer la faisabilité de cette technique et sous quelles conditions (dosages). L'essai en réacteur, en mode slurry est préconisé dans le cas d'un traitement par injection ou par soil mixing, il permettra de statuer sur la faisabilité de la technique en tant que telle, sur le dosage à appliquer et estimer une cinétique de dégradation. L'essai en colonne est quant à lui préconisé dans le d'une barrière perméable réactive (BPR).

8.4.1 Test de faisabilité en batch (condition statique)

Essai
d'ORIENTATION

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à évaluer l'impact de l'ajout d'un agent réducteur par injection ou par soil mixing sur les teneurs en polluants, en comparaison à l'évolution des concentrations au sein d'une condition Témoin sur une durée de 2 à 4 semaines. Cet essai peut permettre de tester l'efficacité de différents types/taille/catalyseur d'agent réducteur et de déterminer les concentrations à apporter.

Objectifs

Les essais en laboratoire visent à statuer sur la faisabilité de la technique, à savoir :

- Définir le meilleur agent réducteur ou la meilleure formulation (y compris la taille des particules) ;
- Définir le dosage optimal de l'agent réducteur après avoir établi la liste de l'ensemble des composés interférant du milieu pouvant réagir avec l'agent réducteur ;
- Définir l'abattement en polluant envisageable ;
- Appréhender l'efficacité de l'agent réducteur
- Evaluer la cinétique de dégradation (option)
- Évaluer la rémanence de l'agent réducteur.

Résultat attendu

Cet essai donne une information qualitative et semi-quantitative sur la possibilité de traiter le milieu par réduction chimique :

- Si la faisabilité n'est pas avérée, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées ;
- Si la faisabilité est avérée, alors l'essai labo permet de déterminer quel agent réducteur, à quelle concentration, permet la meilleure efficacité de réduction et donc d'abattement des concentrations en polluants.

Il est précisé que dans le cas d'une faisabilité avérée, un essai de traitement laboratoire dynamique pourra être envisagé.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être prélevé dans une zone polluée et représentative du site ; Tout comme l'eau de nappe phréatique ;
- L'essai laboratoire peut être réalisé sous forme de réacteurs étanche. Le ratio sol/eau de nappe est généralement de 1:5 à 1:10. Si différents points de prélèvement sont prévus dans le temps alors le système en batch permet de sacrifier un flacon à chaque point de prélèvement. Des contenants en verre sont préconisés, et dans le cas des réacteurs un espace de tête est préconisé pour pallier à d'éventuels dégagements gazeux ;
- Afin d'évaluer la meilleure condition de réduction, il est conseillé de tester à minima 2 (4-5 étant préconisé) concentrations en agent réducteur différentes ;
- La fraction volatilisée peut être estimée sur des adsorbants (type charbon actif) ;
- Le pH et le potentiel d'oxydo-réduction sont mesurés en début en en fin d'essai ;
- L'interprétation de l'essai se fait sur la base de la différence de concentration en polluant entre une caractérisation initiale et une caractérisation finale en polluant (la réalisation des analyses en triplicats permet de pallier à la variabilité analytique) et donc par définition d'un taux d'abattement ; Ces taux d'abattement peuvent être définis pour chaque concentration ou type d'agent réducteur testé. Ainsi il sera possible de définir la meilleure stratégie ;
- La rémanence de l'agent réducteur est évaluée par l'intermédiaire d'analyses chimiques (Fer total, Fer II et Fer III).
- L'analyse des métaux dissous avant et après ajout de réducteur donne une information intéressante sur le risque de mise en solution des métaux au cours du traitement.



Figure 30 – Exemple de flacons d'essai de réduction chimique de sol pollué (source VALGO)

8.4.2 Test de faisabilité en colonne (condition dynamique)

Principe et champ d'application

Bien que moins utilisés car souvent plus complexe et plus coûteux à mettre en place, des essais en colonne peuvent être envisagés, principalement dans le cas du traitement d'un panache de pollution par barrière perméable réactive.

Cet essai est plus adapté dans le cas d'une BPR où la colonne est composée entièrement par l'agent réducteur. Cette dernière est ensuite traversée de manière ascendante par l'eau de nappe polluée. Cette approche permet d'évaluer la faisabilité de la technique par détermination du temps de demi vie du polluant. Le dimensionnement de l'épaisseur de la BPR en fonction du flux de l'aquifère est également évalué.

Il est également possible, dans le cas d'un traitement par injection d'agent réducteur soluble, d'envisager un essai s'apparentant, en termes de dispositif à un essai de percolation en flux ascendant (norme ISO 21268-3). Le sol est introduit dans une colonne dans des conditions proches de celles du site. Ensuite, la solution réductrice est injectée par le bas de la colonne et traverse la colonne de sol en flux ascendant.

Objectif

Dans le cas d'une injection d'agent réducteur soluble (principalement utilisé dans le cas du traitement du chrome hexavalent), cet essai permet d'évaluer, sur un temps de contact variant de 3 à 10 jours, l'efficacité du traitement réducteur et la cinétique du traitement par prélèvements réguliers et analyse de la solution en considérant la durée et la surface de contact entre le sol, la pollution et l'agent réducteur dans des conditions proches de celles qu'on retrouverait sur site.

Dans le cas d'une BPR, cet essai permet de définir faisabilité de la technique par estimation du temps de demi-vie du polluant.

Résultats attendus

Le résultat attendu doit permettre de vérifier l'atteinte d'un niveau d'abattement en polluants acceptable dans une plage de temps définie en conditions dynamiques :

- Si la faisabilité est validée, des essais de terrain complémentaires pourront être réalisés, principalement en lien avec le caractère injectable de la solution réductrice ;
- Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres réactifs, formulation ou techniques de dépollution devront être envisagés.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai en mode injection

- La méthodologie décrite dans la norme ISO 21268-3 (ou CEN/TS 14405 dans le domaine de la caractérisation des déchets) peut être adaptée en utilisant des colonnes de tailles différentes. Il est envisageable d'utiliser directement des sondages carottés prélevés sur site en veillant, dans tous les cas, à une étanchéité à l'air de l'ensemble du dispositif pour ne pas générer de réactions interférentes avec le réactif.
- L'essai peut être répété ou réalisé en parallèle avec plusieurs dispositifs équivalents de façon à pouvoir observer l'effet du temps de contact de l'agent réducteur avec le sol (par différents débits de circulation du flux dans la colonne) et éventuellement l'effet de plusieurs injections successives sur la teneur en polluant dans le sol, voire l'effet de la quantité d'agent réducteur particulière placée en aval de colonne dans la configuration d'essai en barrière réactive ;
- L'interprétation de l'essai se fait sur la base de la différence de concentration en polluant entre une caractérisation initiale et une caractérisation finale en polluant, c'est-à-dire avant et après passage du flux afin de déterminer un taux d'abattement en un temps donné ; Ces taux d'abattement peuvent être définis pour chaque condition testée (durée de contact, concentration et taille de l'agent réducteur...) ;
- Les éluats doivent aussi faire l'objet d'une analyse de teneur en agent réducteur (exemple spéciations différentes du fer) mais également de teneur en polluant (cas des polluants lixiviables).

La validité de la réduction chimique in situ est évaluée au regard de l'acceptabilité du niveau d'abattement des polluants obtenu en un temps donné et éventuellement de l'évolution de la perméabilité de la colonne de sol au cours du traitement.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai en mode BPR

- L'essai peut être répété ou réalisé en parallèle avec différents agents réducteurs (ou mélange) pour une même quantité afin de déterminer celui qui aboutit à la meilleure efficacité de traitement ;
- Le passage de l'eau de nappe polluée doit être réalisée à flux constant et proche de celui présent sur site ;
- L'efficacité du traitement est définie par l'évaluation du temps de demi-vie du polluant. Pour cela des analyses chimiques sont réalisées avant et après passage à travers la colonne d'agent réducteur.

8.5 Essai de terrain

L'essai de traitement sur site est préconisé dans le cas d'une pollution en zone source par injection ou malaxage de sol in-situ et dans le cas particulier de barrières réactives.

L'essai pilote terrain est à appliquer sur une zone représentative du site en termes d'impact mais également représentative en termes de géologie et d'hydrogéologie.

Plusieurs types d'essai peuvent être envisagés en fonction des problématiques :

- Des essais d'injection gravitaire => pour les réducteurs solubles possibilité d'utiliser des traceurs) et définition des conditions hydrogéologiques d'injection (débit, rayon d'action...) attention ce type d'essai n'est pas applicable au fer⁰ qui ne migre pas par injection gravitaire (durée : journée)
- Des essais d'injection en pression (injection directe ou en tube à manchette (TAM)) => validation des paramètres d'injection (pression débit), de la dispersion du réactif dans le milieu (durée : journée)
- Des essais de réduction avec la méthodologie retenue (injection direct, TAM, malaxage de sol in-situ). Durée injection sur 1 à plusieurs jours, suivi sur plusieurs semaines (sol, eaux souterraines)

8.5.1 Essais d'injection sur site

Essai
d'ORIENTATION

Principe

Cet essai d'injection a pour objectif d'injecter de l'eau ou un traceur sous conditions contrôlées et donc d'observer l'impact sur le niveau d'eau dans les ouvrages voisins.

Objectifs

L'objectif principal est d'estimer les débits et les pressions d'injection qui seront acceptés par le sol, données indispensables au dimensionnement de l'injection de la solution réductrice. En outre, ces essais doivent permettre de valider une homogénéité suffisante de l'aquifère pour permettre un traitement efficace de la zone polluée.

Résultats attendus

- Les débits d'eau injectés à différentes pressions (dimensionnement de l'injection le plus précis possible) ; Les débits d'eau pompés et la piézométrie associée ;
- Le rayon d'influence d'un puits d'injection ;
- Estimation des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère
- Validation d'une géologie compatible avec le traitement en termes d'hétérogénéité des couches lithologiques.

Lignes directrices/préconisation générales sur la réalisation des essais

- L'essai pilote doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de géologie ;
- Le suivi des essais doit permettre l'acquisition des piézométries et de leurs évolutions en fonction des débits et pressions des eaux injectées ;
- La fiabilité des résultats augmente avec la durée de l'essai, et avec le nombre de piézomètre d'observation ;
- Les débits doivent être choisis de façon à ne pas monter significativement le niveau d'eau ;
- Les moyens à mettre en œuvre (débit de pompage, positionnement des puits, ...) seront fortement dépendants de la géologie attendue.

8.5.2 Essai de traitement par réduction chimique in situ

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à mettre en œuvre, les conditions retenues lors de l'essai laboratoire, en conditions terrain, il concernera les injections par Tubes à Manchette TAM, les injections directes et le soil mixing. Il existe 3 types d'essais (Lugeon) : 1) injection à charge constante, 2) pompage à taux constant et 3) essais de perméabilité in situ (cf. slug test au paragraphe 2.3.2.1).

Objectifs

Cet essai permet de valider les paramètres de dimensionnement et de démontrer l'efficacité de la réduction chimique in situ en conditions quasi-réelles.

Il peut être recommandé de réaliser, en amont de l'essai de réduction chimique à proprement parlé, un essai de traçage de façon à évaluer et valider la dissémination du réactif.

Résultats attendus

- Les débits et pression d'injection. Paramètre d'autant plus important que l'agent réducteur sera composé de proportion importante en particules solides ; Calcul du volume injecté en fonction du temps (essais Lugeon pour des niveaux peu perméables / injection gravitaire et/ou sous pression (tests selon différents paliers de pression), variabilité verticale de la perméabilité
- Le cas échéant une validation que les mouvements de sol sont compatibles avec son occupation ;
- L'évolution des teneurs en polluant au cours du temps dans les eaux souterraines ;
- Le rayon d'influence de l'injection, le cas échéant ;
- La concentration résiduelle en polluant dans le sol (si demandé).

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation des essais

- L'essai de traitement doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de pollution (nature et concentration) et de géologie ;
- Les essais en pilote doivent notamment :
 - Permettre de confirmer / infirmer les dosages étudiés au stade des essais en laboratoire,
 - Appréhender les rayons d'actions au regard des essais de perméabilité des sols menés au laboratoire (test de granulométrie),
 - D'adapter les débits et pression d'injection afin de limiter les résurgences de produits vers la surface, et les pertes de matériaux fins que cela pourrait engendrer.
- L'essai de traitement doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de pollution (nature et concentration) et de géologie ;
- L'essai doit être réalisé avec la même technologie que celle qui sera mise en œuvre en pleine échelle ;
- Les essais de terrain doivent être décrits en renseignant en particulier :
 - Les volumes de milieu traités avec quel matériel et quels réactifs (type/taille/concentration) pour une, masse de sol référente ;
 - Les difficultés rencontrées ;
 - L'évolution de la concentration en polluants dans les différents milieux
 - L'observation de toute modification des conditions de débit et pression qui pourrait être due à un phénomène de précipitation et de colmatage.

Il est précisé qu'avec l'utilisation de filtres d'injection (TAM), le seuil de pression critique peut être dépassé et les pressions d'injection appliquées peuvent subsister dans les fractures du sol pendant une longue période. Ainsi le produit d'injection peut remonter à la surface après la suppression du raccordement avec le filtre d'injection. Ces phénomènes (fracturation, remontée, jaillissement, reflux) font, que les produits d'injection ne sont pas bien distribués et engendrent une diminution de l'efficacité du traitement.

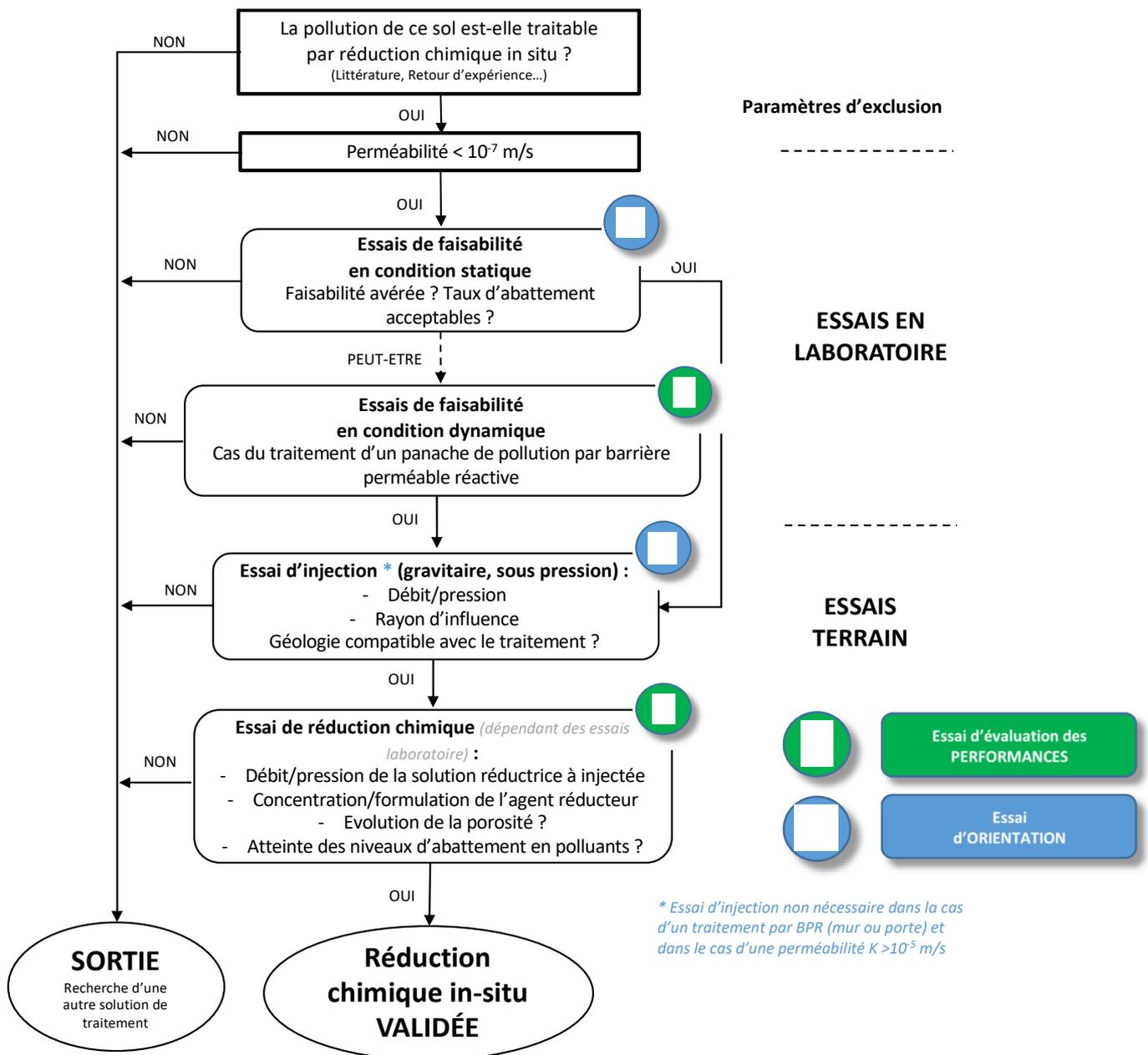


Figure 31 - Logigramme décisionnel de faisabilité de la réduction chimique in situ

8.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

La documentation concernant la réduction chimique in situ est de plus en plus renseignée car utilisée plus fréquemment. Le fer zérovalent seul ou compris dans des formules commerciales constitue l'agent réducteur principalement utilisé. Des essais laboratoire visant principalement à définir les quantités de réducteurs à ajouter sont pertinents de façon à ajuster au mieux cette quantité et ainsi optimiser les coûts. Ils permettent également de connaître les taux d'abattement envisageable et de statuer sur leur conformité par rapport aux objectifs de réhabilitation. Les essais terrain se focalisent quant à eux sur les techniques d'injection des agents réducteurs.

Références bibliographiques

- CITYCHLOR, 2013. In Situ Chemical Reduction using Zero Valent Iron injection - A technique for the remediation of source zones.
- COLOMBANO, S., SAADA, A., GUERIN, V., BATAILLARD, P., BELLENFANT, G., BERANGER, S., HUBE, D., BLANC, C., ZORNIG, C., GIRARDEAU, I., 2010. Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts-bénéfices. Rapport final BRGM-RP-58609-FR. 403p.
- DOLFING, J., VAN EEKERT, M., SEECH, A., VOGAN, J., MUELLER, J., 2007. In Situ Chemical Reduction (ISCR) Technologies: Significance of Low Eh Reactions. Soil and Sediment Contamination: An International Journal. 17. 1. P63-74
- FENGLIAN, F., DYONISIOS, D. D., HONG, L., 2014. The use of zero-valent iron for groundwater remediation and wastewater treatment: A review. Journal of Hazardous Materials. 267. P194-205
- KABECHE, T., 2014. Procédé de traitement in situ des sites pollués par réduction chimique à l'aide de micro et nanoparticules de fer zérovalent. Génie des Procédés et des Produits. Laboratoire Réactions et Génie des Procédés. Université de Lorraine. 285p.
- NAVFAC, 2013. Best practices for injection and distribution of amendments. Battelle Memorial Institute and NAVFAC Alternative Restoration Technology Team. Technical Report TR-NAVFAC-EXWC-EV-1303. 81p.
- WANG, K., LI, Y., 2006. Chemical reduction/oxidation. Advanced Physicochemical Treatment Process. pp483-519.

9. Technique 9 – Désorption thermique in situ

9.1 Description de la technique

La désorption thermique in situ est une technique d'extraction de polluants basée sur l'effet combiné d'une élévation de température du sous-sol pour volatiliser les polluants semi-volatils et d'une mise en dépression de ce sous-sol pour les acheminer vers un dispositif de traitement des effluents gazeux. Elle concerne donc principalement les polluants en équilibre entre les phases gazeuse et solide ou liquide. Une phase liquide non aqueuse peut également être concernée par ce traitement selon la nature de ses constituants.

Les principales variantes de mise en œuvre de la désorption thermique in situ se distinguent principalement par la modalité d'apport de chaleur et l'état de saturation en eau de la zone à traiter, soit, dans le cas présent :

- la conduction thermique (TCH, Thermal Conductive Heating) : cette technique est employée en combinaison avec l'extraction par venting (en ZNS) ou l'extraction multi-phase (en ZS). La chaleur se propage dans le sol par conduction thermique. La température limite accessible pour cette technologie au contact direct du réchauffeur peut atteindre de 750°C à 800°C. Les températures dans le sol sont limitées vers 250-350°C compte tenu des propriétés thermiques et morphologiques du sol à traiter (Conductivité thermique, diffusivité thermique, perméabilité, porosité, tortuosité, ...). Cette limitation est due aux différents modes de chauffage de la désorption thermique in situ par conduction, qui sont tous basés sur des tubes en acier, restreignant ainsi la température maximale de la source de chauffage.
- l'application d'un courant électrique (ERH, Electrical Resistance Heating) : cette technique est employée en combinaison avec l'extraction multi-phase (en ZS). L'application d'un champ électrique dans le sol conduit, du fait de la résistance électrique du sol, à produire de la chaleur pour volatiliser les polluants et/ou les rendre plus solubles. Afin de guider le courant électrique, le sol doit être fortement saturé d'eau, ce qui signifie que ce traitement peut trouver ses limites dans la zone non saturée d'un sol très perméable/sec mais des traitements de la ZNS sont toutefois réalisables par ERH. Un échauffement limité de la ZNS peut être atteint si la zone saturée est traitée par électro-remédiation. La température limite accessible pour cette technologie est au maximum de 100°C. Compte tenu de son très faible niveau de développement en France, cette technique n'est pas traitée par cette fiche.
- l'injection de vapeur (SEE, Steam Enhanced Extraction) : cette technique est employée en combinaison avec l'extraction par venting (en ZNS) ou l'extraction multi-phase (en ZS). La vapeur injectée se condense dans la formation autour du point d'injection, ce qui libère une grande quantité de chaleur latente qui réchauffe le sol et ses polluants. Compte tenu de son très faible niveau de développement en France, cette technique n'est pas traitée par cette fiche.

La désorption thermique in situ correspond au code technique C314a de la norme NF X31-620-4 et le traitement des rejets gazeux aux codes C341a-g.

9.2 Paramètres d'exclusion

9.2.1 Température d'ébullition

La température d'ébullition des polluants à extraire est un paramètre important de définition de l'applicabilité de la désorption thermique. Il s'agit de la température caractéristique au-dessus de laquelle le polluant se trouve à l'état gazeux, dans les conditions standard de pression (pression atmosphérique), même si une fraction de ce polluant peut être sous forme de vapeur à une température plus faible (selon sa pression de vapeur saturante). Les températures de mise en œuvre de la désorption thermique in situ sont dépendantes de la technologie employée pour élever la température, du dimensionnement retenu et des propriétés thermiques et morphologiques des sols. Elles peuvent atteindre de l'ordre de 250 à 350°C.

Pour ne pas exclure les polluants dont la température d'ébullition serait supérieure à 350°C mais aussi pour éviter d'envisager l'application de la désorption thermique au traitement de polluants particulièrement peu volatilisables, nous proposons de limiter le domaine d'application des essais de désorption thermique in situ aux

polluants dont la température d'ébullition ne dépasse pas 550°C. Le choix d'une température supérieure à 550°C pour des essais de faisabilité de désorption thermique in situ devra être justifié.

Dans le cas de traitement de zone saturée, il convient de prendre en compte les conditions de vaporisation du mélange azéotropique.

La température d'ébullition des polluants les plus fréquemment rencontrés est présentée dans le chapitre introductif sur les considérations générales applicables à plusieurs ou à l'ensemble des techniques.

9.2.2 Pression de vapeur saturante

La désorption thermique n'est, en règle générale, pas adaptée pour les polluants volatils à température ambiante, dont la **pression de vapeur saturante est supérieure à 10 mmHg à 20°C** (1340 Pa). Un traitement par venting serait a priori mieux adapté pour ce type de polluants. Une exception à cette règle peut concerner les polluants présents dans le sol sous forme adsorbée à une matrice argileuse. L'applicabilité de la désorption thermique pour ce type de cas nécessite la réalisation d'essais de faisabilité.

La pression de vapeur caractéristique des polluants les plus fréquemment rencontrés est présentée dans le chapitre introductif sur les considérations générales applicables à plusieurs ou à l'ensemble des techniques.

La désorption thermique in situ étant associée aux techniques d'extraction par venting, l'examen de l'évolution de la pression de vapeur du polluant à extraire en fonction de la température doit permettre, en particulier pour les polluants dont la température d'ébullition est supérieure à 200°C, de vérifier la possibilité théorique de l'extraire par venting après élévation de la température.

Il n'existe pas de relation théorique analytique simple rendant compte exactement des variations de la pression de vapeur saturante en fonction de la température. Cependant l'évolution de la pression de vapeur d'un composé en fonction de la température peut être décrite par la corrélation d'Antoine (tirée de la Loi de Rankine) :

$$\text{Log}_{10} P_{\text{vap}} = A - B/(T+C)$$

où A, B et C sont des constantes propres à chaque composé (polluant). «A» est sans dimension tandis que «B» et «C» ont la dimension d'une température (même unité que la température «T»). P_{vap} est la pression de vapeur saturante ou tension de vapeur (Pa) et T la température (K). Ces constantes peuvent être retrouvées dans la littérature comme par exemple sur (<https://webbook.nist.gov/chemistry/>).

Ainsi un composé dont la pression de vapeur à 200°C dépasse 10 mmHg (1340 Pa) pourra être extrait par désorption thermique in situ à cette température. En revanche, si cette pression de vapeur à 200°C ne dépasse pas 0,5 mmHg (64 Pa) la désorption thermique in situ n'est pas appropriée.

Entre ces deux valeurs et si la traitabilité du polluant n'a pas déjà été démontrée par retour d'expérience, des essais en laboratoire et/ou de terrain sont alors conseillés pour s'assurer de la faisabilité de la technique, en prenant en compte la cinétique de désorption.

En effet, le flux de vaporisation d'une substance ou d'un mélange dépend non seulement de ses caractéristiques thermodynamiques intrinsèques et de la température mais également de la durée d'exposition, de la vitesse de balayage de l'air, de la géométrie de surface au contact de l'air et des échanges de chaleur entre l'air et la surface des particules de sol. Cette combinaison de paramètres permet d'expliquer la désorption de substances à des températures inférieures à celles permettant l'atteinte d'une pression de vapeur saturante théoriquement suffisante.

9.3 Paramètres critiques

Les paramètres critiques agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité du traitement mais sans jamais la remettre en cause complètement. Toutefois, l'accumulation de valeurs défavorables pourra in fine conduire à la remise en question de la faisabilité de la technique.

9.3.1 Teneur en eau

La présence d'eau en proportion significative dans le sol constitue une limite à l'atteinte de la température de désorption du polluant si celle-ci est supérieure à 100°C dans la mesure où la température de 100°C ne pourra être dépassée que lorsque l'eau aura été entièrement vaporisée. En d'autres termes, l'énergie transmise au sol devra initialement servir à l'évaporation de l'eau présente dans le sol, et ce n'est qu'après cette évaporation que le sol pourra s'échauffer pour atteindre la température cible si celle-ci est supérieure à 100°C. Néanmoins, dans certains cas, la présence d'eau peut faciliter le traitement par abaissement du point d'ébullition ou par entraînement à la vapeur.

Dans le cas d'un traitement en zone saturée, le traitement peut viser à augmenter la solubilisation des polluants (NAPL par exemple) en vue de les extraire en solution. Il convient dès lors d'étudier l'évolution de la solubilité des polluants (ou mélanges azéotropiques) en fonction de la température.

La détermination de la teneur en eau doit être réalisée conformément à la norme ISO 11465.

9.3.2 Perméabilité du sol – Porosité structurale

La faisabilité de la désorption thermique in situ est liée à la perméabilité du sol mais de manière moins essentielle que pour le venting. En effet le traitement thermique peut modifier la perméabilité pour la rendre plus favorable. Dès le dépassement d'une température de 100°C, la perméabilité à l'air devient très grande car ces conditions de température provoquent des phénomènes de dessiccation, en particulier des fractions argileuses, entraînant une déformation de la structure du sol ce qui conduit à une plus grande porosité.

La détermination de la perméabilité à température ambiante d'un sol à texture argileuse ne présente donc aucun intérêt pour juger de l'applicabilité d'un traitement par désorption thermique.

9.3.3 Perméabilité – gradient : Vitesse d'écoulement

En cas de traitement d'une pollution de la zone saturée ou de la frange capillaire, une importante vitesse de déplacement de la nappe entraîne une importante dissipation de l'énergie thermique apportée ce qui induit une consommation énergétique accrue pour maintenir la température voulue dans la zone à traiter. L'application de la désorption thermique in situ dans de telles conditions nécessite de prévoir une installation d'isolation de la nappe dans la zone de traitement (barrage hydraulique et/ou isolation physique).

9.3.4 Teneur en matière organique totale

La teneur en matière organique totale (MOT ou « Perte au feu ») est un paramètre qui requiert une attention particulière dans le cas du traitement thermique. Pour la majorité des applications, la fraction des contaminants est en général faible par rapport à la matière organique totale présente. Selon la température mise en œuvre, une pyrolyse partielle de la matière organique naturelle du sol (végétale par exemple) peut se produire et générer des composés organiques qui seront faussement analysés comme des hydrocarbures dans le cas d'une analyse par GC/FID. Ce phénomène ne se produit pas dans le cas de l'analyse des HAP qui est réalisée par HPLC. Dans le cas extrême d'une teneur en MOT supérieure ou égale à 20%, la valorisation énergétique peut être une alternative intéressante.

La matière organique totale est déterminée expérimentalement selon la norme NF P 94-047.

9.3.5 Teneur en matières volatiles – Carbone fixe

En complément de la teneur en matières organiques totales, la détermination de la teneur en matières volatiles, par pyrolyse à 900°C (creuset fermé – 7 min selon le protocole ISO 562/2010) permet de caractériser l'abondance de composés sensibles à l'accélération du phénomène d'oxydation et donc à l'auto-échauffement, désignés dans le cadre de l'analyse de combustibles, par le terme de « matières volatiles ». Une auto-inflammation des vapeurs en surface peut se produire en présence d'un excès d'air. En revanche le risque est relativement limité dans le sol du fait de teneurs en oxygène insuffisantes pour déclencher et surtout maintenir un tel phénomène.

9.3.6 Teneur en éléments précurseurs d'émissions polluantes

La présence dans les sols d'éléments tels que le soufre, l'azote et le chlore (voire le fluor et le brome si leur présence peut être présumée) en quantités importantes est susceptible de rendre nécessaire l'adjonction d'équipements particuliers visant à protéger les installations de collecte et de traitement des vapeurs contre la corrosion et/ou à limiter les émissions de polluants atmosphériques tels que HCl, HF, HBr, SO_x, NO_x. La présence de ces composés dans les émissions impose des dispositifs de traitement des fumées qui peuvent s'avérer dans certains cas très onéreux, et donc impacter de façon notable le modèle économique global de l'action. Parmi ces éléments, le soufre est celui qui est le plus fréquemment rencontré, générant des effets corrosifs (milieu chaud et acide) et des risques de dépassement d'émissions surveillées (SO_x).

Le tableau 18 présente la synthèse des informations clés concernant les paramètres d'exclusion et limitants.

Tableau 18 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la désorption thermique in situ

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Température d'ébullition	T _{eb} < 550°C
Pression de vapeur saturante (Pv)	Pv < 10 mm Hg (1 340 Pa) à 20°C Pv > 0,5 mm Hg (64 Pa) dans la gamme de températures de désorption (100 à 350°C)
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Teneur en eau	La présence d'eau induit une dépense énergétique plus importante pour dépasser la température d'ébullition de l'eau. Dans certains cas l'eau peut constituer un facteur favorable à l'entraînement des polluants.
Perméabilité des sols – Porosité structurale	La perméabilité des sols (à la température de désorption) doit permettre l'entraînement des vapeurs vers le collecteur ; le traitement thermique rend généralement la structure du sol plus poreuse.
Perméabilité – Vitesse de nappe	Une vitesse élevée de la nappe entraîne une importante dissipation d'énergie calorifique à compenser
Teneur en matière organique (MOT)	La MOT en grande quantité peut générer, après traitement, des effets parasites lors de l'analyse des hydrocarbures par GC/FID
Teneur en matières volatiles	La proportion de matières volatiles indique la sensibilité à l'auto-échauffement.
Teneur en précurseurs d'émissions polluantes	La présence en quantités importantes de soufre, azote, chlore fluor et/ou brome dans le sol peut être à l'origine de problèmes de corrosion et/ou d'émissions de polluants atmosphériques.

9.4 Essais en laboratoire

Les essais de faisabilité en laboratoire concernant la désorption thermique in situ comprennent :

- Un essai générique permettant de déterminer les conditions de température et de temps de séjour aptes à désorber le/les polluant(s) : cet essai est réalisé en conditions statiques (c'est à dire en absence de flux gazeux imposé) le plus souvent en four à moufle ;
- Un essai permettant de caractériser les vapeurs extraites dans les conditions de température et de temps de séjour propices à la désorption : cet essai est réalisé en conditions dynamiques (c'est à dire sous l'effet d'un flux gazeux imposé) au moyen d'un four en colonne, d'un four tubulaire ou d'un dispositif équivalent.

9.4.1 Essai de faisabilité en conditions statiques

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à placer un échantillon de sol dans un four porté à une température précise et pour une durée de séjour bien déterminée, et ce dans des conditions oxydantes ou réductrices. Plusieurs tests doivent ainsi être réalisés afin de mener une étude paramétrique, suivant notamment la température et le temps de séjour. En faisant varier ces deux paramètres dans un domaine d'étude bien défini (plusieurs températures et plusieurs temps de séjour), on peut observer le comportement des polluants, en particulier leur taux de désorption. Compte tenu des volumes limités d'échantillon testé, cet essai n'est pas adapté aux fractions grossières de particules de sol.

La réalisation de cet essai n'est pas nécessaire dans le cas où l'on dispose d'une bonne connaissance, par retour d'expérience, des conditions de température et de temps de séjours pour la désorption des polluants considérés dans le type de matrice considéré.

Objectif

Cet essai permet de déterminer les conditions de température et de temps de séjour aptes à la désorption des polluants.

Résultat attendu

Le résultat attendu doit permettre de répondre à la question de savoir si, dans une gamme de température limitée et dans une gamme de durée de traitement limitée, il existe des couples Température/Durée qui permettent d'atteindre l'abattement de la teneur des polluants cibles voulu. Si tel est le cas, ces résultats permettent de définir les conditions les plus favorables en termes de dépense énergétique.

- Si la faisabilité est validée, des essais plus poussés pourront être réalisés si besoin (voir Figure 35).
- Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon initial destiné à l'étude doit être représentatif de la zone à traiter et en quantité suffisante en fonction des analyses à réaliser après traitement et de la répétabilité à vérifier (une quantité initiale d'environ de 2 à 5 kg est généralement suffisante) ;
- La granulométrie recommandée pour les échantillons à tester est inférieure à 2 mm ;
- Les échantillons doivent être disposés dans des creusets (environ 10 à 20 g par creuset) et étalé en couche mince afin de ne pas être limité par les transferts thermiques (effet de gradient thermique).

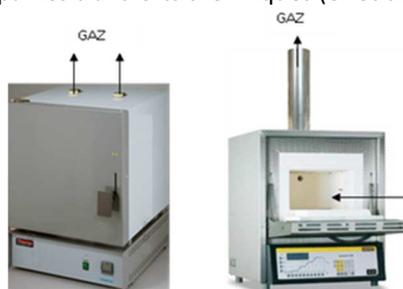


Figure 32 – Exemple de four à moufle employé pour les essais en conditions statiques (sources : <https://assets.fishersci.com/TFS-Assets/LED/product-images/F30144~p.eps-650.jpg> ; <https://www.geminibv.nl/labware-fr/nabertherm-lv-5-11-b180-four-a-moufle>)

- Pour chaque condition d'essai (température et temps de séjour), les tests doivent être réalisés en triplicats ; ceci permet de s'assurer de la répétabilité des essais et de compenser les effets d'hétérogénéité de la pollution ;
- Il est préconisé de réaliser l'essai en testant au minimum 3 températures et 3 temps de séjour. La réalisation du programme d'essai peut être optimisée par l'application d'un plan d'expérience.
- L'atteinte de la température de consigne doit être contrôlée au moyen d'au moins un thermocouple disposé au plus près de l'un au moins des échantillons.
- Le four peut être équipé idéalement de 3 thermocouples (type K) disposés de manière à suivre la température de l'échantillon de sol, des gaz et des parois du four.

- Un dispositif de piégeage des polluants émis en phase gazeuse doit être prévu (par condensation ou par adsorption sur charbon actif) pour éviter le rejet de substances nocives à l'atmosphère.
- Après traitement selon les conditions d'essai, les paramètres réponses à suivre sur chaque échantillon peuvent être l'humidité, la MOT, la perte de masse (par différence avec la masse initiale et en tenant compte de son humidité) et la teneur résiduelle en polluant.
- L'interprétation des résultats d'essai se fait dans un premier temps par le traçage de courbes de perte de masse et d'abattement de polluant en fonction du temps de séjour pour une température donnée permettant de mettre en évidence l'atteinte ou non de l'objectif visé en termes de taux d'abattement de polluant.
- Dans un deuxième temps, si l'objectif visé est atteint, le pourcentage (ou taux) d'abattement est positionné graphiquement en fonction de la dépense énergétique (exprimée en kWh) pour chaque température testée permettant d'atteindre l'objectif de concentration résiduelle. Cette interprétation de la dépense énergétique n'est pas extrapolable, dans l'absolu, aux conditions réelles de mise en œuvre, toutefois elle permet de classer les conditions (température-temps de séjour) les plus performantes au regard de l'abattement et du coût énergétique.
- Les conditions les plus avantageuses sont celles qui seront sélectionnées pour l'essai en conditions dynamiques
- Il est à noter que cet essai place les échantillons directement à une température-cible, ce qui est une condition pénalisante par rapport à la désorption thermique appliquée in-situ, au cours de laquelle un temps assez long (plusieurs semaines parfois) est nécessaire avant d'atteindre ladite température. Dès lors, durant cette montée en température, une fraction parfois substantielle des polluants est déjà extraite avant d'arriver à la température-cible. C'est d'autant plus vrai pour l'eau notamment. Cet essai ne permet donc pas de définir les conditions réelles de traitement in situ mais il permet de vérifier la possibilité d'atteindre le niveau d'abattement recherché et de classer les conditions qui permettent de l'atteindre.

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

9.4.2 Essai de faisabilité en conditions dynamiques

Principe et champ d'application

Cet essai se place dans la continuité des essais en conditions statiques. Il permet de caractériser la nature des gaz générés par l'application des conditions précédemment sélectionnées de température et de temps de séjour. Il présente la particularité de placer l'échantillon de sol sous un balayage d'air entraînant les vapeurs extraites à la température de consigne vers un dispositif adapté pour leur captage et analyse. L'analyse porte sur les produits (solide, liquides, gaz) de désorption et de décomposition éventuelle qui peuvent être récupérés par condensation ou solubilisation dans des solvants appropriés.

Les modes de mise en œuvre pour cet essai peuvent être par exemple :

- Essai en four tubulaire ou dispositif équivalent : l'essai porte sur une masse d'échantillon de l'ordre de 50 à 100 g placés dans une nacelle au sein d'un tube de quartz placé à la température de consigne sous un balayage d'air ; Ce type de dispositif peut s'avérer insuffisant pour extraire des quantités de vapeurs et de condensats suffisants pour l'analyse ;
- Essai en four colonne : l'essai est réalisé au moyen d'une colonne remplie de sol (environ 30 kg), munie d'un élément chauffant et d'une enveloppe isolante, le tout placé sous un balayage d'air.

La réalisation de cet essai n'est pas nécessaire si l'on dispose, par retour d'expérience, d'une bonne connaissance de la nature et des quantités de vapeurs produites.

Objectif

Cet essai permet de vérifier l'effet de transfert par entraînement des polluants vers la phase gazeuse ou leur décomposition. Il permet également de prévoir les dispositifs nécessaires pour la collecte et le traitement des vapeurs extraites, voire leur récupération par condensation ou par barbotage dans des solvants.

Résultats attendus

Le résultat attendu doit permettre de valider l'atteinte des taux d'abattement en polluant dans les conditions d'essai sélectionnées. Ces résultats permettent également d'analyser les gaz et les vapeurs désorbés et d'approcher un bilan matière pour chaque polluant cible.

- Si la faisabilité est validée, des essais plus poussés pourront être réalisés notamment des essais de terrain.
- Si la faisabilité n'est pas validée, une prolongation du temps de séjour doit être testée. Si celle-ci n'est pas concluante, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées. La réalisation d'essais de désorption thermique sur site plus coûteux n'est pas nécessaire.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- Selon le dispositif choisi, l'essai nécessitera une quantité d'échantillon représentatif pouvant aller de quelques kg à quelques dizaines de kg en fonction du type de réacteur.

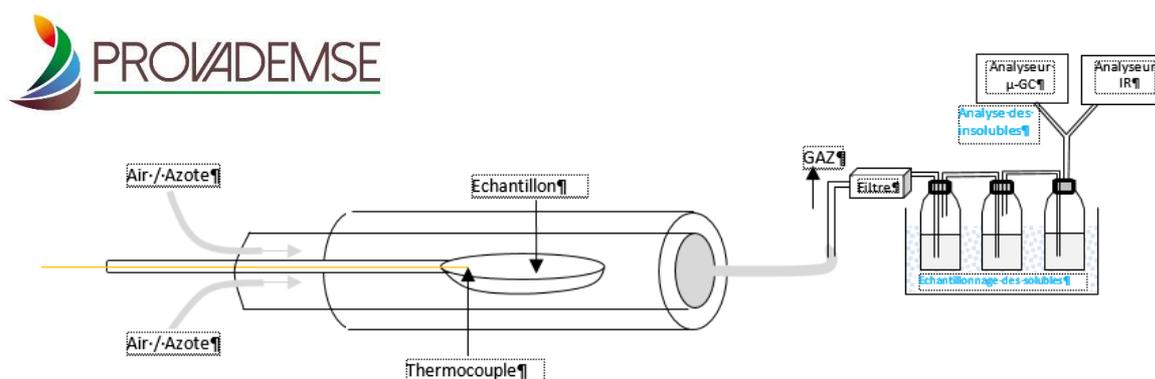


Figure 33 – Exemple de montage expérimental avec four tubulaire pour les essais en conditions dynamiques (PROVADEMSE)

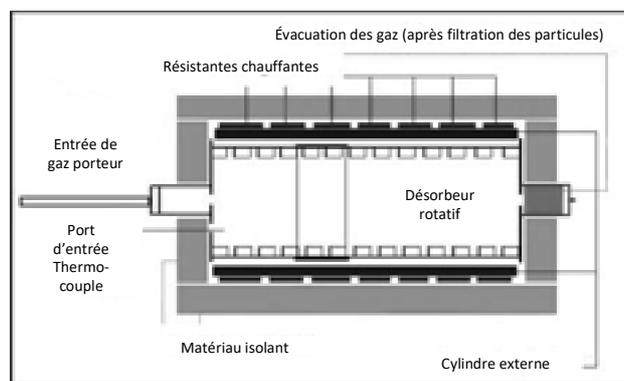


Figure 34 – Exemple de four colonne pour les essais en conditions dynamiques (traduit de Department of Base Sciences and Fundamentals, Faculty of Sciences and Technologies, University of Urbino "Carlo Bo," Urbino, Italy)

- Dans le premier cas (four tubulaire) l'essai porte sur la fraction granulométrique inférieure à 2 mm alors que le second dispositif (four colonne) peut être mis en œuvre sans préparation granulométrique.
- Chaque essai devra être réalisé en triplicats afin de prendre en compte des effets liés à l'hétérogénéité de la pollution et/ou les phénomènes de passage préférentiel du balayage d'air pour ce qui est du four colonne. Dans tous les cas, une réflexion devra être menée sur l'hétérogénéité des échantillons.
- L'atteinte de la température de consigne doit être contrôlée au moyen d'un thermocouple disposé au plus près de l'échantillon.

- Après traitement selon les conditions d'essai, les paramètres réponses à suivre sur chaque échantillon peuvent être l'humidité, la MOT, la perte de masse (par différence avec la masse initiale et en tenant compte de son humidité) et la teneur en polluant résiduel.
- Les composés organiques gazeux émis par le traitement thermique sont collectés par adsorption (charbon actif) ou par condensation dans deux barboteurs disposés en série, contenant chacun un solvant approprié pour solubiliser ces polluants (dichlorométhane ou isopropanol), refroidis dans un bain de glace ou par tout autre moyen équivalent. Les solutions obtenues font ensuite l'objet d'une analyse par GC/MS.
- L'interprétation des résultats d'essai se fait par la vérification de la perte de masse et de l'abattement de polluant dans les conditions d'essai permettant de mettre en évidence l'atteinte ou non de l'objectif visé en termes de teneur résiduelle en polluant. La dépense énergétique sera recalculée en fonction des modifications apportées aux conditions de traitement par rapport aux essais statiques. Le bilan de masse entre les vapeurs émises, la teneur résiduelle, les éventuelles dissolutions et phases pure condensée devra être établi.
- Les résultats d'analyse des vapeurs devront également permettre de considérer les précautions particulières à employer pour la collecte et le traitement des vapeurs en considérant notamment (selon les résultats des analyses élémentaires) les risques de corrosion des installations, liés à la génération des composés acides (HCL, H2S, HF, ...) et les risques d'émission de produits de décomposition potentiellement responsables de pollution atmosphérique (SOx, NOx, HF, HCl).
- Les résultats obtenus permettent également d'approcher du bilan matière sur les différents composés désorbés (sachant qu'une part importante des polluants organiques peut subir une transformation chimique par pyrolyse, hydrolyse voire oxydation) et de comprendre ainsi leur comportement durant le processus de désorption, et notamment leur devenir ; en d'autres termes, où et sous quelle forme (solide, liquide, gaz) retrouve-t-on ces polluants après désorption.

9.5 Essais de terrain

9.5.1 Essai de désorption thermique à l'échelle du terrain

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à mettre en œuvre, sur le terrain, un traitement par désorption thermique in situ à l'échelle réduite.

Les dispositifs de chauffage du sol sont appliqués dans le rayon d'influence du puits d'aspiration et l'essai est suivi par le contrôle de la température et de la dépression dans le sol ainsi que la caractérisation des vapeurs extraites.

L'essai en pilote de terrain est le seul qui permette d'appréhender les difficultés liées à l'hétérogénéité du sol. Il est donc fortement recommandé en cas de géologie complexe.

Objectifs

L'objectif de l'essai de traitement est d'acquérir les paramètres physiques de dimensionnement (dépression/débit, rayon d'influence, température), des données sur la vitesse du traitement et donc sur sa durée. Cet essai peut également permettre d'évaluer l'homogénéité de la distribution des flux d'air dans le sol.

Résultats attendus

- go/no go ou éléments de dimensionnement
- Les débits d'air extrait d'un puits de venting à différentes dépressions
- Les dépressions mesurées dans le sol à différentes distances du puits d'extraction
- Le rayon d'influence d'un puits d'extraction et la perméabilité intrinsèque du sol (si demandée)
- L'évolution de la concentration en polluant (venting) dans l'air extrait du puits
- Les flux massiques extractibles (eau ou gaz)
- L'estimation des vitesses de traitement (extraction) et de la durée du traitement
- La durée de montée en température.
- L'évolution des températures à différentes distances au cours du temps
- L'énergie de chauffage apportée au cours du temps
- Une caractérisation de la qualité des effluents au cours du temps.
- Les potentielles arrivées d'eaux en sous-sol (infiltration, eaux de ruissellement, ...) au sein de la zone non saturée destinée à elle seule à être traitée.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation des essais

- L'essai de traitement doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de pollution (nature et concentration) et de géologie.
- Les essais pilote décrits sont constitués de :
 - puits thermiques : un puits central d'extraction entouré d'au moins trois puits de chauffage. Ce module peut être complété par d'autres modules contiguës d'un puits central d'extraction pour trois puits de chauffage avec mutualisation des puits de chauffage.
 - points de surveillance : un réseau de thermocouple et de capteurs de pression est disposé entre les puits de chauffage pour caractériser les gradients de température et de pression
 - une couverture de surface est disposée pour constituer une barrière de vapeur, limiter les pertes de température et l'infiltration d'eau de pluie
 - un puits central d'extraction, connecté à un dispositif de récupération et de traitement des vapeurs dont la nature dépend de la nature des polluants volatilisés (procédés d'oxydation thermique, photo-oxydation, absorption en tour de lavage, adsorption sur charbon actif, condensation)
 - un dispositif de mesure et de caractérisation des émissions gazeuses, placé à l'échappement du pilote
 - un dispositif de mesure d'air ambiant pour contrôler l'efficacité du captage des vapeurs générées.
- La profondeur des puits de chauffage est définie de sorte qu'elle permette d'approcher au plus près de la source de pollution.
- En cas de mélange complexe de polluants, la température de chauffage du sol doit être définie de manière sécuritaire, permettant d'entraîner les polluants les moins volatils.

- En cas de proximité de la nappe, il est important de limiter les débits d'extraction pour limiter la dépression dans l'ouvrage qui générera un phénomène de remontée des eaux (environ 1m / 100mbar de dépression).
- L'évaluation des performances de la désorption thermique in situ est suivie par le rapprochement entre la masse totale de polluant (estimée au stade du Plan de Gestion) à extraire sur la zone impactée et la masse de polluants extraits en phase gazeuse au cours de l'essai. Le traçage de l'évolution de la masse extraite en fonction du temps jusqu'à l'atteinte d'une asymptote permet de déterminer les limites du traitement. Ces performances de traitement sont vérifiées par des prélèvements et analyses du sol avant, en cours et après le traitement.
- Les flux de polluants générés sont quantifiés de manière à permettre le dimensionnement du traitement des gaz.
- La consommation énergétique peut être traduite dans un modèle éléments finis de manière à visualiser l'évolution de la température dans le sol et dans le temps.

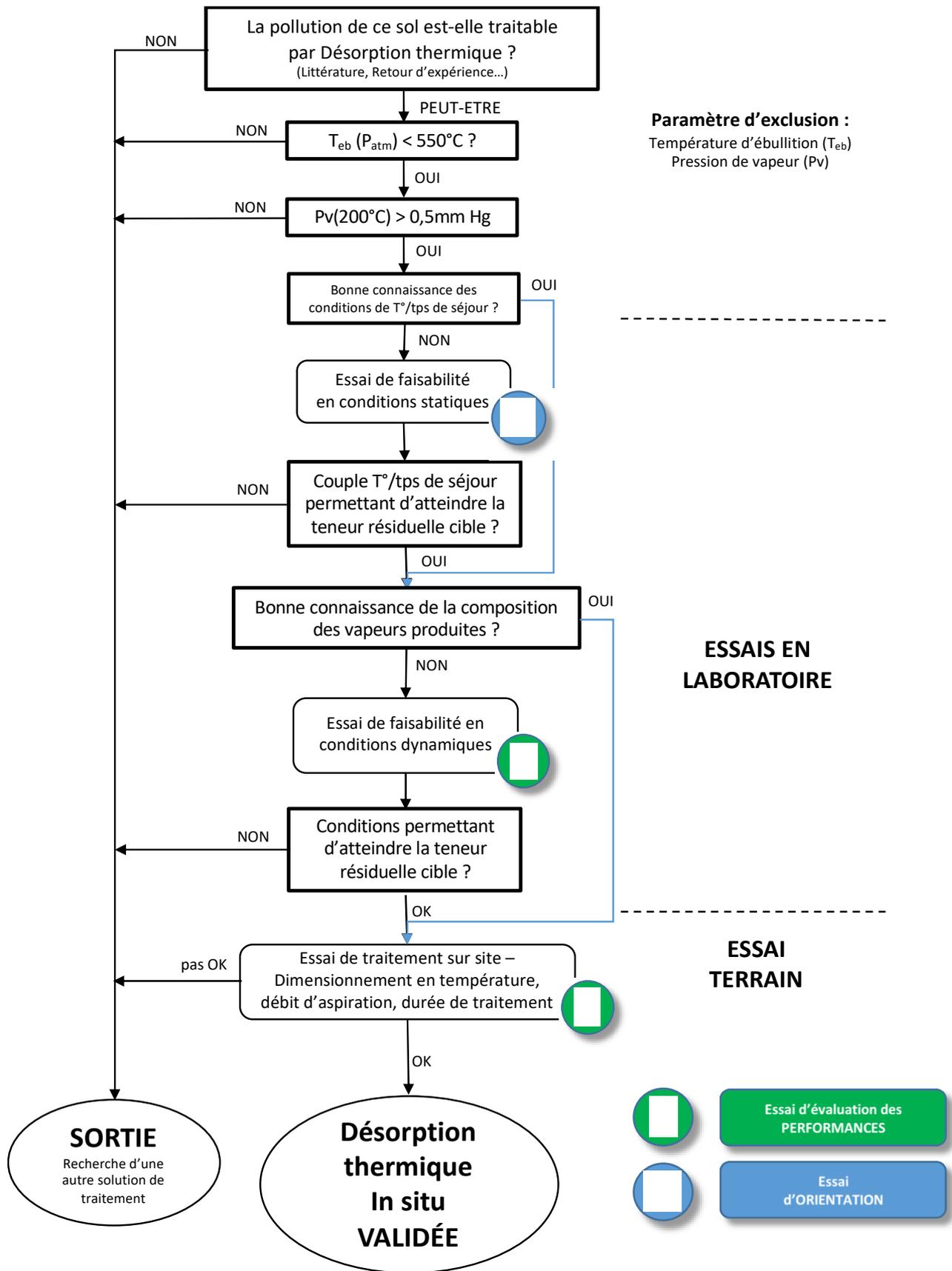


Figure 35 – Logigramme décisionnel de faisabilité de la désorption thermique in situ

9.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

Les origines du développement de la désorption thermique in situ relèvent essentiellement de l'industrie pétrolière depuis l'injection de vapeur dans les années 60 pour améliorer la récupération d'huiles de haute densité, l'application, dans les années 80 de cette technique à la dépollution des sols et le développement, dans les années 90 de technologies basées sur le chauffage électro-résistif et la conduction thermique de sols. Les principales sources documentaires portant sur l'expérimentation de la faisabilité de traitement de sols par désorption thermique sont produites aux Etats-Unis, par l'EPA (Guide for conducting treatability studies under CERCLA : Thermal Desorption Remedy Selection, 1992, EPA/540/R-92/074A) et plus spécifiquement pour la désorption thermique in situ par l'US Army Corps of Engineers (Environmental Quality - Design : In situ Thermal Remediation, 2014, EM 200-1-21). Cette dernière référence a été largement utilisée pour la rédaction de cette fiche.

Références bibliographiques

- ADEME, 2009 : Traitabilité des sols pollués – Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances – Guide méthodologique
- ADEME, 2009 : Traitabilité des sols pollués - Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances – Cahiers des charges
- CRC Care, 2017 : Australian CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment – Technical Report : Application Guide for Thermal Desorption
- EPA, 1992 : Guide for conducting treatability studies under CERCLA : Thermal Desorption Remedy Selection, 1992, EPA/540/R-92/074A
- TASK, 2013 : German Centre of Competence for Soil, Groundwater and Site Revitalisation – Guidelines in situ treatment technology for source zone remediation of soil and groundwater
- Tatàno , F. et al. (2013) Lab-Scale Treatability Tests for the Thermal Desorption of Hydrocarbon-Contaminated Soils, Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 22:4, 433-456
- USACE, 2014 : Environmental Quality - Design : In situ Thermal Remediation, 2014, EM 200-1-21

10. Technique 10 – Lavage in situ (eau, tensio-actifs)

10.1 Description de la technique

Le lavage in situ (= soil flushing) consiste à faire percoler une solution de lavage (eau avec ou sans additif) dans le sol, pour extraire les contaminants de la zone saturée et/ou non saturée par désorption ou mise en solution. L'injection se fait au droit de la source de pollution. Un mouvement du fluide est engendré à travers la zone contaminée et le fluide se charge en polluant. La solution de lavage chargée en polluant est alors pompée et traitée en surface.

Les polluants ciblés par cette technique doivent donc être solubles dans l'eau ou tout autre solution de lavage (acides, bases, tensioactifs).

Le lavage in situ est référencé dans la norme NF X 31-620-4 sous le code C313a et le traitement des rejets aqueux sous les codes C333a-e.

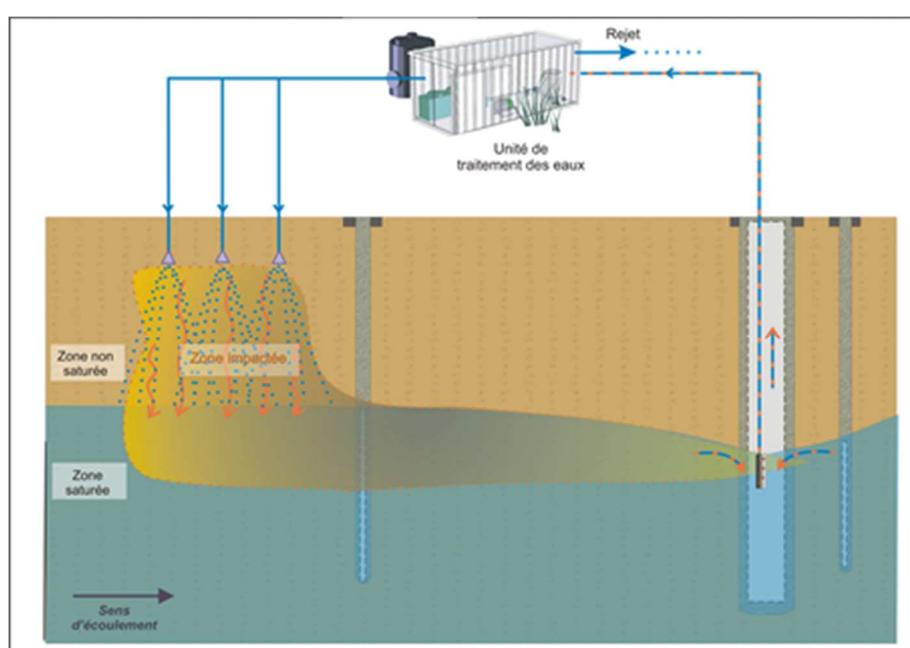


Figure 36 – Schéma de principe d'un lavage in situ (Source : GRS VALTECH)

10.2 Paramètres d'exclusion

10.2.1 Perméabilité du sol à l'eau (conductivité hydraulique)

Ce paramètre d'exclusion caractérise la possibilité ou non d'injecter et de faire migrer une solution de lavage dans le sol. Des valeurs de perméabilité trop faibles remettent en cause la faisabilité du lavage in situ. Ce paramètre, également dimensionnant, sera affiné lors d'essais de terrain.

Il existe différents moyens d'estimer la perméabilité d'un sol (cf. 1^{ère} Partie au paragraphe 2.3).

La faisabilité du lavage in situ est souvent évaluée comme suit (EPA 1991, 1993 et 1997) :

- Si $K < 10^{-7}$ m/s, la limite technique du lavage in situ est dépassée et ce procédé ne peut être employé.
- Si $K > 10^{-5}$ m/s, la faisabilité du lavage est validée sur ce critère. Les techniques d'injection et leur dimensionnement seront adaptés en fonction de la perméabilité du sol.

10.2.2 La solubilité du polluant

La solubilité représente la capacité d'une substance, appelée soluté, à se dissoudre dans une autre substance, appelée solvant, pour former un mélange homogène appelé solution. La solubilité est la concentration au-delà de laquelle le soluté ne peut être intégralement dissous dans le solvant. Pour le lavage in situ, le soluté est le polluant et le solvant est l'eau, seule ou complétée par d'autres produits (solvants organiques, tensio-actifs, réactifs d'oxydation ou de réduction, acides ou bases...) dont la toxicité doit être contrôlée. Le solvant est souvent appelé solution de lavage. La solution de lavage est ensuite appelée « effluent » lorsqu'elle est chargée en polluant.

Ce paramètre d'exclusion caractérise la possibilité ou non d'entraîner les polluants avec la solution de lavage dans le sol. Des valeurs de solubilité trop faibles remettent en cause la faisabilité du lavage in situ. Ce paramètre est également dimensionnant (quantité de réactif, traitement ultérieur de l'effluent...).

La solubilité du polluant dans l'eau est recherchée en premier lieu, l'eau étant de loin le solvant le plus économique et le plus facile à mettre en œuvre (voir 1^{ère} Partie au §2.1 Constantes physico-chimiques).

La solubilité du polluant dans d'autres solutions est également recherchée dans la littérature si elle existe, ou par un test de solubilisation du polluant dans la solution étudiée (immersion, mélange durant 24h et mesure des concentrations) :

- Pour les polluants organiques, les solvants envisagés sont principalement de types organiques (tensio-actifs, solvants organiques, alcools...)
- Pour les métaux, les solvants les plus utilisés sont des solutions minérales (acido-basique, oxydo-réductrice...).

Focus

Essais d'extraction séquentielle des métaux d'un sol

Ces essais dont le plus connu a été décrit par TESSIER (1979) permettent d'étudier le potentiel de mobilisation des métaux polluant un sol. Ce test comprend des lixiviations successives du sol dans des conditions de plus en plus drastiques et permettant de séparer différentes fractions : la fraction échangeable et acido-soluble (métaux adsorbés et liés au carbonates), la fraction réductible (métaux liés aux oxydes métalliques), la fraction oxydable (métaux liés à la matière organique) et la fraction contenant les métaux sous formes cristallines.

La faisabilité du lavage est généralement validée si la solubilité du polluant dans la solution de lavage dépasse 1 000 mg/L. A l'inverse, la limite technique du lavage apparaît quand la solubilité est inférieure à 100 mg/L (EPA 1993 et 1997). Toutefois, certains retours d'expérience montrent que le lavage peut être économiquement viable même avec une solubilité inférieure (quelques dizaines de mg/L). Une étude technico-économique au cas par cas est recommandée.

10.3 Paramètres critiques

Les paramètres critiques agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité mais sans jamais la remettre en cause complètement. Toutefois, l'accumulation de valeurs défavorables pourra in fine conduire à la remise en question de la faisabilité de la technique.

L'étude des paramètres critiques est recommandée pour compléter l'interprétation des essais de traitement et d'optimisation, ainsi que pour le dimensionnement du traitement. On peut distinguer les paramètres liés aux sols, à l'aquifère, ou à la pollution.

10.3.1 Teneur en limons et en argiles

La granulométrie intervient sur l'adsorption surfacique des polluants et sur la perméabilité du sol ; il n'est pas possible de dissocier l'effet perméabilité de l'effet rétention. La granulométrie est réalisée en laboratoire sur un échantillon représentatif (normes NF P 94-056 et NF P 94-057). La teneur en limons et argiles (<60 µm) ne doit pas dépasser 20% de la masse du sol ; l'efficacité du lavage est alors maximale lorsque le sol est composé de 50 à 70% de sable.

10.3.2 Matière Organique (MOT)

Ces paramètres agissent sur l'adsorption des polluants organiques dans le sol. L'efficacité du lavage in situ est généralement faible si la teneur en matière organique dépasse 10% en masse et forte en dessous de 1%.

10.3.3 Capacité d'échange cationique (CEC) et surface spécifique du sol

La rétention des polluants sur les particules de sols est également caractérisée par la capacité d'échange cationique (CEC) et la surface spécifique du sol. Plus la CEC est importante, plus la capacité du sol à retenir les polluants est importante. Ce paramètre peut expliquer les interactions entre les réactifs et la chimie du sol. Pour la surface spécifique du sol, l'efficacité du lavage est considérée comme faible si ce paramètre est supérieur à $1 \text{ m}^2/\text{kg}$ et forte s'il est inférieur à $0,1 \text{ m}^2/\text{kg}$ (EPA, 1993).

10.3.4 Géochimie des eaux et des polluants

Parmi les paramètres liés à l'aquifère, la géochimie peut apporter des informations qualitatives et dimensionnantes. Le pH, la teneur en Fe, Mg, Carbonates principalement... ou tout autre élément pouvant interférer avec la solution de lavage (Na, K, sulfates, chlorures, fluorures, nitrates ...) sont analysés dans les eaux, pour identifier le comportement des polluants dans la nappe phréatique, encadrer le choix du réactif, déterminer si le lavage peut se faire avec l'eau de nappe ou du réseau, et orienter le procédé de traitement de l'effluent. Ainsi, la stabilité des pollutions métalliques et leurs formes précipitées peut être étudiée au moyen des diagrammes potentiel-pH, et les risques de précipitation lors du traitement peuvent être anticipés. Le comportement des métaux est contrôlé au cours des essais laboratoire.

10.3.5 Coefficient de partage octanol/eau (Kow)

Parmi les paramètres liés au polluant, le coefficient de partage octanol/eau (Kow) pourra orienter le choix de la solution de lavage. Ainsi, l'eau pourra être testée pour les polluants dont $\log Kow$ est < 1 (EPA, 1991, 1993) alors que l'utilisation de solvants organiques ou de tensioactifs sera nécessaire pour les Kow élevés.

Tableau 19 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le lavage in situ

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Perméabilité des sols (K)	$K < 10^{-7} \text{ m/s}$. Faisabilité acquise si $K > 10^{-5} \text{ m/s}$
Solubilité (s)	$s < 100 \text{ mg/L}$. Faisabilité acquise si $s > 1000 \text{ mg/L}$
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Teneurs en limons et argiles	Impact sur l'adsorption des polluants, paramètre intégré dans l'estimation de la perméabilité. La fraction $< 60 \mu\text{m}$ doit rester $< 20\%$ de la masse du sol
Matière organique et COT	Impact sur l'adsorption des polluants. L'efficacité du lavage in situ est faible si la teneur en matière organique dépasse 10% en masse
Surface spécifique et capacité d'échange cationique (CEC)	Impact sur l'adsorption des polluants L'efficacité du lavage in situ est faible si la surface spécifique est $> 1 \text{ m}^2/\text{kg}$. Plus la CEC est importante, plus la capacité du sol à retenir les polluants l'est aussi
Géochimie des eaux et des polluants	Interférences possibles avec les réactifs et modification des comportements (précipitation...)
Coefficient de partage octanol/eau (Kow)	Orientation sur le choix de la solution de lavage

Nota : ces seuils ne doivent pas être utilisés sensu stricto mais les ordres de grandeur présentés font l'objet d'un consensus dans la littérature.

10.4 Essais en laboratoire

Essai
d'ORIENTATION

10.4.1 Essais de sélection de la solution de lavage en laboratoire

Principe général :

Le sol est mis en contact avec différentes solutions de lavage, à des concentrations variables afin d'estimer les performances de désorption de chaque solution. Ces essais comprennent généralement 3 étapes :

- Une étude bibliographique préalable sur le choix des réactifs à tester
- Un essai statique en batch sur un large choix de réactifs
- Un essai dynamique en colonne pour l'optimisation des concentrations

Objectif : Identifier la solution de lavage (nature et concentration) la mieux adaptée

Résultats attendus :

- Réactif retenu et concentration optimale (Go / No go)
- Abattements dans les sols et teneurs dans la solution de lavage, analyse comportementale (précipitation, colmatage, séparation de phases...).

Lignes directrices/préconisation générales sur la réalisation des essais

- Les échantillons en carotte de sol fourniront les résultats les plus représentatifs. En l'absence de carotte, le sol sera compacté au plus proche des conditions réelles in situ. Dans ce cas, le sol est souvent préalablement tamisé (2 à 5mm) pour écarter les fractions grossières les moins polluées.
- Il est recommandé d'intégrer l'eau du site à la liste des solutions de lavage testées.
- **L'étude bibliographique préalable** doit permettre **d'écarter les produits incompatibles** (toxiques, onéreux, dangereux...) et de retenir les solvants les plus pertinents à tester. Elle se base sur la nature et les propriétés chimiques du polluant, les retours d'expériences, la littérature... ainsi que les caractéristiques du site. Si malgré les données précédemment acquises (solubilité, coefficient Kow, lixiviation séquentielle sur métaux, géochimie...), aucun solvant n'est identifié pour mener cet essai, le traitement du site par lavage in situ est généralement compromis.
- **L'essai statique en batch** doit permettre la **sélection de la solution de lavage** la mieux adaptée au contexte (pollution, sol et nappe). Les réactifs identifiés dans l'étude préalable sont testés dans des conditions identiques, en excès, sur quelques grammes de sol et sous agitation durant 24h et avec un rapport liquide/solide de 10. Contrairement aux tests de lixiviation, les fractions grossières ne sont pas broyées dans cet essai. Le protocole doit permettre de mesurer les abattements de concentrations dans les échantillons sol et les concentrations dans les eaux résiduelles. Cet essai aboutit à la sélection du réactif, qui sera réalisée selon des critères techniques et économiques. Les réactifs biodégradables sont fortement recommandés - des études complémentaires d'écotoxicité peuvent être demandées.
- **L'essai dynamique en colonne** permet de **déterminer la concentration optimale de réactif** dans la solution de lavage. Le réactif sélectionné à l'issue des essais batch est testé en colonne à différentes concentrations. Chaque colonne contenant quelques kg de sol est lavée par la solution de lavage, à débit constant. La concentration initiale et finale en polluant dans le sol est mesurée. La durée d'essai limitée (24h en général) ne permet a priori pas l'observation de comportements particuliers (colmatage, précipitation...) mais l'apparition de tels phénomènes à ce stade serait très significative -il serait alors recommandé, après confirmation, d'envisager l'utilisation d'une autre solution de lavage. L'identification de la concentration optimale en réactif sera déterminée en fonction de critères techniques (efficacité de l'extraction, bilan de masse...) et économiques.
- Le matériel utilisé (flaconnage, colonnes, tubes, raccords...) doit être chimiquement inerte avec la pollution pour éviter les phénomènes d'adsorption et de relargage (ex : acier inoxydable pour les pollutions organiques).
- Il est recommandé que les colonnes aient un diamètre 10 fois plus important que les plus grandes particules de sol de l'échantillon étudié. Les dimensions des colonnes sont couramment comprises entre 15 et 40 cm de haut, pour des diamètres compris entre 2 et 5 cm (sol préalablement tamisé). Les effets liés à la perturbation des écoulements en entrée et sortie sont limités si le ratio hauteur/diamètre est > 3.

- Une fois chargée, il est conseillé de faire circuler du CO₂ dans la colonne pour chasser l'air introduit lors de la mise en colonne. La saturation en eau se fait de bas en haut, à basse pression pour solubiliser le CO₂ piégé. L'utilisation de l'eau du site est fortement recommandée.
- Ces essais sont, par nature, fortement éloignés des conditions de terrain ; les résultats obtenus constituent des données qualitatives ou des ordres de grandeur et une certaine réserve est nécessaire pour des extrapolations en condition terrain.
- Les résultats peuvent être présentés comme suit :
 - Quantité de réactif/g de sol
 - Concentration en polluant en fonction du ratio Volume d'eau passé/Volume de sol. Cette notion, régulièrement utilisée pour les résines échangeuses d'ions (appelée dans ce cadre « bed volume »), permet de dégager les cinétiques du traitement
 - Volume de solution de lavage en fonction du volume de pores
 - Volume de solvant nécessaire pour abattre 90% de la pollution

10.4.2 Essai de traitement en laboratoire

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

Principe

Cet essai long terme consiste à reproduire le traitement de lavage au plus proche des conditions de mise en œuvre chantier : arrosage gravitaire, puits d'injection, tranchée... La solution de lavage sélectionnée lors des essais de faisabilité est utilisée en lavage dynamique, à débit fixé et à la concentration optimale sur un échantillon de sol représentatif du site.

L'effluent en sortie est utilisé pour mener des analyses et essais permettant de l'orienter vers des solutions de traitement et de recyclage issues du domaine du traitement de l'eau.

Objectifs

Valider l'application du procédé de lavage au stade laboratoire et définir son efficacité. Proposer un procédé de traitement de l'effluent ou orienter vers des essais adaptés. Acquérir des données de performances et de dimensionnement pour le procédé de lavage in situ et le traitement de l'effluent

Résultats attendus :

- Evolution de la teneur en polluant dans l'effluent
- Concentration finale en polluant dans le sol
- Evaluation des risques de précipitation/colmatage
- Proposition d'un procédé de traitement de l'effluent
- Validation de l'efficacité du lavage pour atteindre l'objectif de traitement



Figure 37 – Exemple de colonne de lavage de sol (SUEZ REMEDIATION)

Lignes directrices/interprétation des résultats

- Seuls des échantillons en carotte de sol non remanié fourniront des résultats exploitables -cette recommandation est particulièrement importante pour cet essai.
- L'utilisation de l'eau du site dans la préparation de la solution de lavage permet de prendre en compte les interactions potentielles entre réactif et nappe phréatique.
- Les lignes directrices et recommandations présentées pour la sélection de la solution de lavage (notamment matériel utilisé, dimensions, mode opératoire...) sont également applicables ici, de même que l'expression des résultats proposée.
- Les réacteurs d'essai (quelques kg de sol) sont généralement de type colonne mais d'autres types sont possibles, à adapter selon les procédés d'injection testés (gravitaire...).
- Le dispositif expérimental intègre généralement des prélèvements d'eau à temps définis pour le dosage du polluant. Les concentrations initiales et finales dans les sols sont mesurées. Les temps des prélèvements, volumes de solution de lavage traversant le réacteur, durée de l'essai... permettent de calculer les cinétiques de traitement. Les premières heures et premiers jours montrent généralement des variations conséquentes recommandant un suivi plus fréquent que pour le reste de l'essai.
- Cet essai long terme (plusieurs semaines à plusieurs mois) doit permettre d'observer les comportements particuliers des polluants (contrôle des métaux lixiviés, sous-produits...) et du milieu (colmatage, précipitation, développement biologique...).
- Les performances mesurées sont extrapolées à plus long terme et/ou jusqu'à atteindre des seuils de dépollution (sur les eaux et les sols), selon les objectifs fixés. À ce stade, les temps de traitements peuvent être estimés pour valider leurs compatibilités avec le chantier. Des recommandations de mise en œuvre peuvent également être émises sur la base des performances et observations réalisées.
- Le recyclage du réactif (si le lavage ne se fait pas à l'eau seule) implique une phase de récupération puis potentiellement de purification. La bibliographie, les données physico-chimiques des polluants et réactifs, les données fournisseurs peuvent orienter cette phase de recyclage. Plusieurs traitements peuvent être étudiés en parallèle. Exemple : décantation simple pour séparation de phase, floculation/décantation, filtration, adsorption CA... Les teneurs en réactifs et en polluants sont mesurées avant et après ces étapes de traitements, de même que les temps de séjour et tout autre paramètre propre aux techniques étudiées.
- Cet essai est généralement couplé à une étude de traitement de l'effluent car ce dernier constitue souvent un poste de dépense conséquent. A minima, une caractérisation physico-chimique poussée de l'effluent est attendue (balance ionique, pH, concentration, risques de précipitations...). Les essais de traitement de

l'effluent sont généralement suivis comme les autres essais laboratoire, intégrant la mesure des abattements des concentrations dans les eaux résiduelles, durées, temps de séjours, observations comportementales... Des essais de traitement spécifiques ou des essais complémentaires peuvent être proposés à l'issue de ce test de faisabilité.

- La durée de l'essai (plusieurs semaines) permet de suivre les phénomènes de colmatage, précipitation, développement bactérien... Si ces phénomènes sont constatés, un essai complémentaire de perméabilité peut quantifier leur impact ; il peut être pertinent de modifier le réactif ou le procédé si ces phénomènes sont trop pénalisants.
- Cet essai est réalisé au plus proche des conditions du site. Les résultats obtenus sont donc le plus représentatif possible au stade laboratoire. Cependant, la complexité des paramètres de terrain impose de garder une réserve quant aux résultats espérés sur le terrain.

10.5 Essais de terrain

10.5.1 Essais de pompage/injection sur site



Principe

Ces essais consistent à injecter/extraire de l'eau dans un puits en condition contrôlée (débit, pression) et à observer l'impact sur le niveau d'eau dans les ouvrages voisins.

Objectifs

L'objectif principal est d'affiner la mesure de la perméabilité du sol, donnée indispensable au dimensionnement de l'injection et du pompage de la solution de lavage. En outre, ces essais doivent permettre de valider une homogénéité suffisante de l'aquifère pour permettre un lavage efficace de la zone polluée.

Résultats attendus

- Les débits d'eau injectés à différentes pressions
- Les débits d'eau pompés et la piézométrie associée
- Le rayon d'influence d'un puits d'injection et de pompage
- Validation d'une géologie compatible avec le traitement

Interprétation des essais

L'homogénéité de l'aquifère est un point critique. Le lavage in situ n'est plus recommandé si on mesure un facteur 10 ou plus entre les conductivités hydrauliques des couches lithologiques (NAVFAC, 2002). De même, la présence de réseaux enterrés perturbant les écoulements peut être rédhibitoire.

Lignes directrices/préconisation générales sur la réalisation des essais

- L'essai pilote doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de géologie.
- Un dispositif de gestion des eaux pompées doit être prévu et mis en place
- Le suivi des essais doit permettre l'acquisition des piézométries et de leurs évolutions en fonction des débits et pressions des eaux injectées et des débits des eaux pompées.
- La fiabilité des résultats augmente avec la durée de l'essai et avec le nombre de piézomètres d'observation.
- Les moyens à mettre en œuvre (débit de pompage, positionnement des puits, ...) seront fortement dépendants de la géologie attendue.

10.5.2 Essai de traitement sur site

Principe

L'essai de traitement de terrain applique sur une zone test les conditions de lavage optimales définies (procédé, réactifs, débit/pression/concentration, traitement de l'effluent...) au cours des essais préalables en laboratoire et/ou de terrain.

Objectif

Cet essai permet de valider les paramètres de dimensionnement et de démontrer l'efficacité du lavage in situ en conditions réelles.

Résultats attendus

- Les débits de solution de lavage injectée, éventuellement à différentes pressions
- Les débits d'eau pompés et la piézométrie associée
- L'évolution de la concentration en polluant dans l'effluent pompé au cours du temps, avant et après traitement
- Le rayon d'influence d'un puits d'injection et de pompage
- La concentration résiduelle en polluant dans le sol (si nécessaire)
- Validation de l'efficacité du procédé de lavage pour atteindre l'objectif de traitement sur le site

Lignes directrices/préconisations générales sur la réalisation des essais

- L'essai de traitement doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de pollution (nature et concentration) et de géologie.
- Il peut être intéressant de débiter l'essai par un lavage à l'eau pour saturer le sol en eau et valider le dimensionnement de l'installation (débits injectés et pompés) avant d'utiliser la solution de lavage prédéfinie.
- Colmatage, précipitation, ou tout autre comportement défavorable du milieu ont été estimés au stade laboratoire. Il est recommandé d'enregistrer toute observation traduisant une modification de ces estimations (anomalies dans les débits/pressions par exemple)
- L'utilisation de traceurs est préconisée pour contrôler et garantir le confinement hydraulique.
- La vitesse de migration de la solution de lavage peut constituer une donnée estimative de la durée du traitement. Les données acquises par cet essai peuvent affiner les estimations fournies au stade laboratoire.
- L'efficacité du procédé peut se traduire par les concentrations résiduelles mesurées dans les effluents, dans les sols (si des prélèvements à cœur sont possibles), ainsi que par les volumes de phases pures récupérées (selon les polluants). Un bilan de masse est recommandé.
- L'essai de lavage peut également être une opportunité pour tester/valider le traitement de l'effluent pompé. Différents procédés de traitement peuvent être testés et/ou optimisés dans les conditions réelles de chantier. Dans tous les cas, les eaux pompées doivent être gérées selon une filière adaptée.

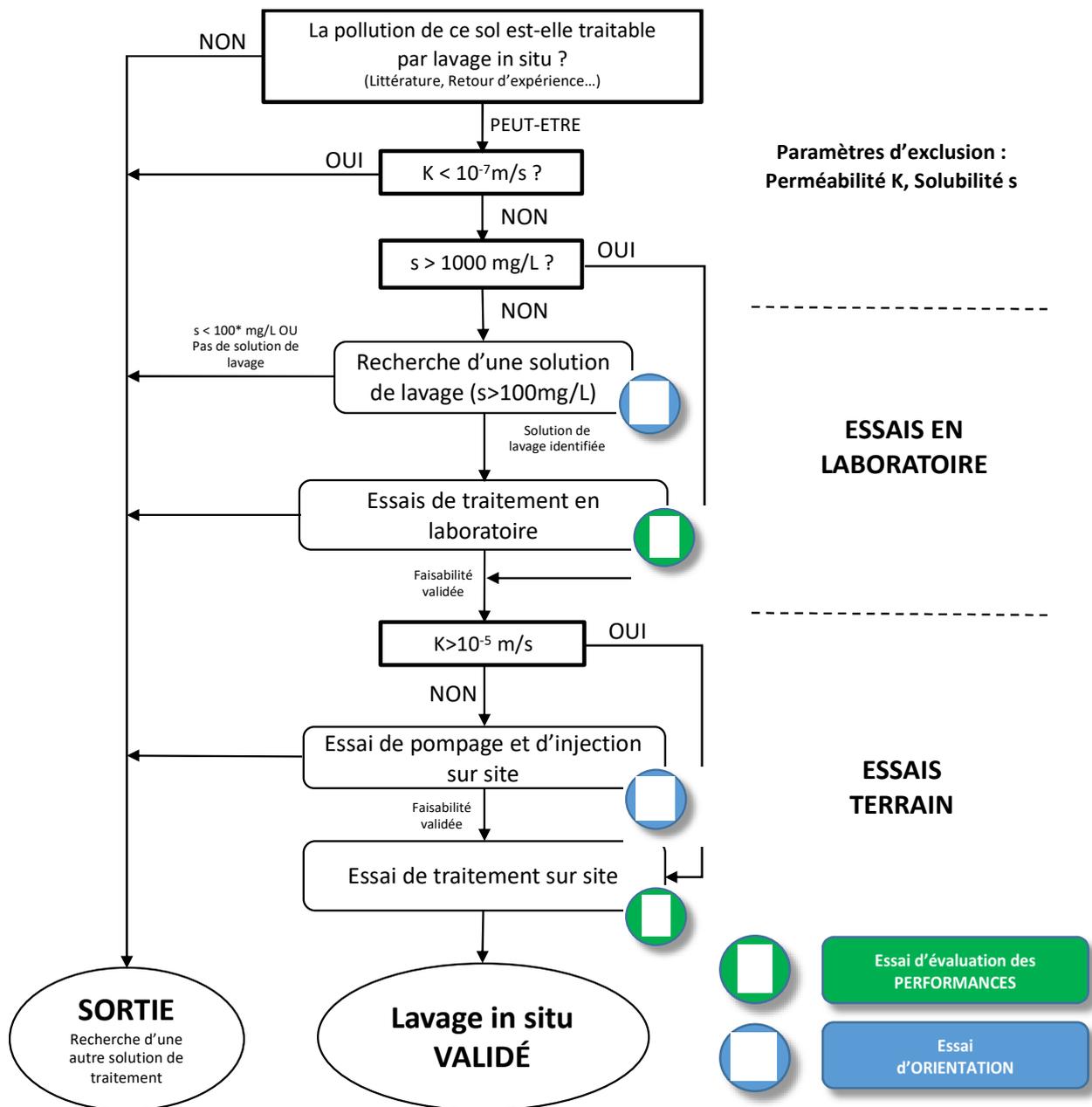


Figure 38 - Logigramme décisionnel de faisabilité du lavage in situ

10.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

La bibliographie étudiée se caractérise par un nombre très conséquent d'articles scientifiques ciblant des problématiques très spécifiques, comme des études exhaustives portant sur un nouveau réactif, un polluant potentiellement exotique, ou encore des optimisations de procédés.

Plusieurs références, fréquemment citées (EPA 1991 et 1993; GWRTAC 1997), décrivent en détail les conditions de faisabilité du traitement liées aux polluants et au milieu. Les essais de faisabilité en laboratoire comme de terrain sont peu détaillés car la majorité des documents s'inscrivent dans des études de dimensionnement, axés principalement sur la mise en œuvre du traitement sur le terrain.

Références bibliographiques

- ANDERSON W.C. 1991. Engineering bulletin in situ soil flushing. EPA-540-2-91-021
- EPA. 1993. Soil washing soil flushing. EPA 542/B/93/012
- EPA. 1995. In situ remediation technology status report : cosolvents. EPA 542-K-94-006
- EPA. 1996. A citizen's guide to in-situ soil flushing. EPA 542-F-96-006
- EPA. 1997. Recent developments for in-situ treatment of metal contaminated soil. 68-W5-0055
- EPA. 2006. In situ treatment technologies for contaminated soil -Engineering forum issue paper
- EVANKO C.R., DZOMBAK D.A. 1997. Remediation of metals-contaminated soils and groundwater technology. GWRTAC. Technology Evaluation Report -TE-97-01.
- Florida Department of Environmental Protection. 1998. Cosolvent flushing pilot test report former Sages Dry Cleaner. 169600614 –D006
- Gouvernement du Canada. Fiche descriptive : Lavage, lessivage extraction chimique in situ. <http://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/tfs.aspx?ID=31&lang=fra> [consulté le 2018/04]
- ITRC. 2003. Technical and regulatory guidance for surfactant/cosolvent flushing of DNAPL source zones
- LEE L.S., ZHAI X., LEE J. 2006. Lab testing and field implementation of soil flushing. Federal Highway Administration. FHWA/IN/JTRP-2006/28
- MACKAY A.A., CHIN Y-P., MACFARLANE J.K., GSCHWEND P.M. 1996. Laboratory assessment of BTEX soil flushing. Environmental Science & Technology. 30. pp 3223-3231
- NAVFAC. 2002. Surfactant-Enhanced Aquifer Remediation Design Manual. TR-2206-ENV
- ROOTE D.S. 1997. In situ flushing. GWRTAC. Technnology Overview Report -T0-97-02
- STRBAK L. 2000. In situ flushing with Surfactants and cosolvants. EPA
- TESSIER A., CAMPBELL P., BISSON M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry, 51, 7, pp. 844-851.

11. Technique 11 - Biodégradation aérobie sur site

11.1 Description de la technique

La biodégradation aérobie (en présence d'oxygène) sur site consiste à excaver les matrices (sols, sédiments) impactées et à les mettre en tertres ou andains sur le site. Le traitement par voie biologique consiste à garantir un développement optimal des micro-organismes endogènes (naturellement présents sur site) dégradant les polluants. C'est pourquoi le paramètre indispensable à cette technique est l'apport d'oxygène. Il est également recommandé de maintenir un certain niveau d'humidité et éventuellement d'amender avec des éléments nutritifs. Comme toute technique d'ordre biologique, il est nécessaire que le milieu à traiter ne présente pas de toxicité empêchant le développement microbien.

Par biodégradation aérobie on site, il est important de distinguer les différents termes employés dans le domaine des sites et sols pollués :

- L'andain : traitement des sols sur site sous forme d'andain aéré de façon mécanique par retournement
- La biopile ventilée ou biotertre ventilé : traitement des sols sur site sous forme d'andain équipé de drain et aiguille permettant l'aération par insufflation/extraction d'air.
- Le landfarming : le sol est étalé en couche de faible épaisseur (jusqu'à 40 – 50cm) et aéré par des pratiques agricoles (labourage, hersage...)
- Le bioréacteur : bien qu'encore peu utilisé en pratique (car assez onéreux), une variante en bioréacteur peut être envisagée si les volumes de sol à traiter sont faibles. Cette variante consiste à excaver les sols impactés et à les introduire dans un réacteur équipé d'un mélangeur permettant une aération continue et optimale. L'ajout de solutions nutritives est facilité et de nombreux paramètres peuvent être contrôlés.

La biodégradation aérobie sur site correspond aux codes techniques C325 (a-b-d) de la norme NF X 31-620-4.

11.2 Paramètres d'exclusion

11.2.1 Biodégradabilité du polluant

La biodégradation aérobie on site est par définition envisageable pour l'ensemble des polluants biodégradables sous des conditions aérobies. Les composés principalement concernés sont les hydrocarbures (composés comprenant des atomes de carbone et d'hydrogène : alcanes, BTEX, HAP de moins de 5 cycles...) et dans une moindre mesure sur certains composés faiblement chlorés et solvants polaires.

Le paragraphe 2.2 Biodégradabilité des polluants en 1^{ère} Partie du guide aborde la biodégradabilité des polluants organiques sous des conditions aérobies en régime d'atténuation naturelle. Ces informations permettent de faire une première évaluation grossière du potentiel de biodégradation pour les composés les plus couramment rencontrés dans les sols, en particulier les hydrocarbures pétroliers.

11.3 Paramètres critiques

Les paramètres critiques agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité mais sans jamais la remettre en cause complètement. Toutefois, l'accumulation de valeurs défavorables pourra in fine conduire à la remise en question de la faisabilité de la technique.

11.3.1 Teneur en eau

Une terre très humide sera plus difficile à aérer. A l'inverse, tous les microorganismes ont besoin d'eau pour se développer. Une humidité comprise entre 40 et 60% de la capacité au champ (capacité de rétention maximale en eau du sol) est recommandée. Ce paramètre pourra donc être régulièrement contrôlé et ajusté au besoin. Dans les situations où l'ajustement de l'humidité n'est pas possible (cas des andains de plusieurs milliers de tonnes par exemple), le taux d'humidité est critique.

11.3.2 Nutriments

Les microorganismes ont besoin de nutriments (notamment d'azote et de phosphore) pour se développer quelles que soient les conditions environnementales. Dès lors, il est important d'évaluer les concentrations en sources d'azote et de phosphore biodisponibles afin d'éviter toute carence nutritionnelle dans le milieu. Dans les sols, une insuffisance en azote peut fréquemment être rencontrée à l'inverse d'une carence en phosphore, plus rare.

De façon secondaire, le potassium est également à évaluer. Le bilan de masse avant traitement sur ces nutriments fournit une information utile sur les quantités de nutriments nécessaires au traitement. Il n'est pas considéré de concentration minimale en nutriments en-dessous de laquelle un traitement par biodégradation n'est pas faisable.

Dans la littérature, le ratio C/N/P (Carbone/azote/phosphore) de 100/10/1 est souvent rapporté comme optimal pour la croissance microbienne.

11.3.3 Place disponible sur le site en fonction du volume de sol à traiter

La place disponible sur le site pour le stockage des terres impactées doit être suffisante pour accueillir le volume de sol à traiter. En ce sens, la hauteur des tas de terres est importante : elle est généralement comprise entre 1 et 3 m au maximum. Au-delà de 2m de hauteur, un andain avec retournement des terres est préconisé. A l'inverse, en deçà de 2m, une biopile ventilée peut être envisagée. L'andain permet une structure légèrement plus haute de par les retournements des terres qui évite l'affaissement de ces dernières.

La place disponible doit l'être suffisamment longtemps pour que le traitement biologique permette l'atteinte des objectifs de réhabilitation (6 à 18 mois).

11.3.4 Paramètres physico-chimiques : température, pH

La température a un impact important sur l'activité microbienne. Durant l'hiver, les températures <4°C peuvent ralentir significativement les cinétiques de biodégradation. Dans la mesure du possible, une gamme de température (15 – 30°C) est souvent préconisée pour maintenir voire optimiser le développement des microorganismes du sol. Il est précisé que la température joue principalement un rôle au lancement du traitement ; par la suite le phénomène d'inertie permet de limiter les fluctuations au cœur de la pile.

Le domaine de validité du pH indiqué par la littérature pour la biodégradation aérobie des polluants couramment rencontrés sur les sites pollués (hydrocarbures, ...), est généralement compris entre 6 et 8. En dehors de cette gamme, un ajustement du pH pourra être étudié dans le cadre d'une analyse coût/bénéfice.

11.3.5 Texture et lithologie du sol

La texture, et plus particulièrement la teneur en limon et argile, influe directement sur la facilité à aérer le sol et donc à maintenir un taux d'oxygène constant au sein du biotertre. Également plus le sol sera argileux, plus l'adsorption des polluants sera importante rendant le traitement difficile.

Les milieux présentant une très forte teneur en carbone organique, comme par exemple les tourbes, sont à éviter.

Tableau 20 - Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la biodégradation aérobie on site

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Biodégradabilité des polluants	Non observée dans la littérature sous des conditions aérobies
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Teneur en eau	Taux d'humidité compris en 40 et 60%
Empiètement	Suffisante pour que la hauteur de dépasse pas 3m
Nutriments	Ce paramètre est utile pour estimer l'écart au ratio optimal Carbone/Azote/Phosphore
Potentiel de biodégradation	Spécifique au(x) polluant(s) présent(s)
pH	Le domaine de validité est généralement compris entre 6 et 8
Texture et lithologie particulière du sol	Eviter les milieux présentant une très forte teneur en carbone organique (tourbes, ...) ainsi que les limons ou argiles

11.4 Essais en laboratoire

Précisons qu'en fonction du type et de la complexité de l'essai laboratoire envisagé, les informations obtenues seront différentes. Un essai, considéré comme simple et rapide (basé sur des essais de respirométrie et/ou des analyses de biologie sur des échantillons ponctuels) permettront de statuer sur le caractère biodégradable de la pollution. Un essai laboratoire plus conséquent qu'il soit en batch ou dynamique avec plusieurs conditions testées, plusieurs points de prélèvements permettront d'apporter des informations plus précises quant à la faisabilité de la technique ; que ce soit en termes d'atteinte des objectifs de réhabilitation (concentrations résiduelles), de cinétiques de biodégradation ou de rejet gazeux.

Essai
d'ORIENTATION

11.4.1 Réalisation d'un essai de respirométrie

Principe et champ d'application

Le test de respirométrie a pour objectif d'évaluer l'activité métabolique microbienne globale du sol. La respiration aérobie consiste à oxyder la matière organique (polluants ou autres composés naturellement présents) qui sert de sources d'électrons et d'énergie en utilisant le dioxygène (O₂) comme accepteur final d'électrons. L'activité respiratoire est mesurée en quantifiant le CO₂ produit ou l'O₂ consommé.

Objectifs

Sans toutefois pouvoir faire de lien direct entre la production de CO₂ et la biodégradation du polluant d'intérêt, cet essai permet de donner une information très générique sur l'activité globale des micro-organismes présents dans le sol. Couplé à des analyses chimiques sur la concentration en contaminant (état initial/final), cet essai donne des premiers éléments sur la capacité des bactéries à interagir en fonction des conditions de biostimulation.

Résultat attendu

Le résultat attendu doit permettre de mettre en évidence la présence d'une respiration bactérienne et son évolution en réponse à une biostimulation (carence nutritive, apport d'oxygène).

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

Une prise d'essai de sol (50 à 100g) est déposée dans des respiromètres étanches.

Il est généralement recommandé de réaliser autant d'essai que de conditions de biostimulation testées :

- Témoin (négatif et/ou positif)
- Ajout de nutriment
- Ajout d'agent structurant (compost, déchets verts, etc ...) permettant une meilleure diffusion de l'oxygène dans le sol
- Autres conditions de biostimulation envisagée

La consommation de dioxygène par les microorganismes présents dans le milieu est généralement suivie pendant 28 jours, les respiromètres étant conservés à l'abri de la lumière et à température ambiante. L'air à l'intérieur des respiromètres est renouvelé fréquemment afin d'éviter que la concentration en dioxygène ne devienne limitante au cours du test.

Dans le cas où la concentration en polluant est suivie entre l'état initial et l'état final, il peut être envisagé d'estimer un potentiel effet de biodégradation en lien avec une biostimulation testée.



Figure 39 – Exemple de dispositif d’essai de respirométrie (source PROVADEMSE)

Essai
d’ORIENTATION

11.4.2 Réalisation d’un essai de biodégradation en réacteur

Principe et champ d’application

Cet essai consiste à mettre en place, en laboratoire, au moins deux séries d’essais (Témoin et Optimisée) afin d’évaluer l’effet des conditions de biostimulation sur les cinétiques de biodégradation du ou des polluant(s) d’intérêt.

Cet essai est fortement conseillé pour les polluants organiques hydrocarbonés comme les hydrocarbures totaux, les HAPs, les BTEX et dans une moindre mesure sur certains composés chlorés et solvants polaires.

Objectifs

Les essais en réacteurs ont pour objectif de déterminer

- La pertinence à ajouter dans le milieu une solution nutritive ;
- Quantifier le bénéfice d’un agent structurant ayant pour objectif d’optimiser l’apport d’oxygène dans le milieu ;
- Suivre l’évolution des communautés microbiennes durant l’essai laboratoire ;
- Définir une cinétique de biodégradation dans le temps et un taux d’abattement en polluants envisageables.

Résultat attendu

Les résultats attendus de cet essai doivent permettre d’appréhender la faisabilité du traitement et de définir différentes informations qualitatives et quantitatives :

- Les conditions de biostimulation optimales pour activer de manière durable les mécanismes de biodégradation (concentration en nutriments, taux d’agent structurant) ;
- Le suivi de l’évolution des concentrations en polluant au cours du temps doit permettre d’estimer une cinétique de biodégradation ;
- Le suivi temporel des paramètres opérationnels comme la concentration en nutriment, les gaz ou encore l’activité microbienne spécifique sont autant d’éléments permettant une meilleure compréhension des mécanismes pouvant être en œuvre dans les réacteurs ;
- Au terme de l’essai, il sera possible de déterminer une concentration résiduelle en lien avec les conditions opératoires testées ;
- La bioaccessibilité de la pollution sera également évaluée ;
- En fonction des éléments à disposition du client, l’essai doit permettre de définir la compatibilité d’un éventuel traitement avec un potentiel objectif de dépollution et une durée d’immobilisation des terres sur le site.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être prélevé dans une zone polluée et représentative du site. L'essai nécessite un échantillon de sol de 5 à 10 kg, le moins remanié possible pour limiter la volatilisation des polluants si tel est le cas ;
- Le suivi de la concentration en polluants est bien entendu primordial afin de connaître l'ampleur de la contamination et son évolution au fil du temps. Par ailleurs, dans le cas de contamination volatile, l'essai doit permettre de dissocier les pertes de contamination par volatilisation de la partie biodégradée. Dans ce contexte, la réalisation d'un témoin abiotique est fortement recommandée. Également, dans l'objectif de faire un bilan de masse, il peut être intéressant de déterminer l'évolution des concentrations en molécules volatiles dans les gaz (utilisation de support de prélèvement type charbon actif) ;
- Le choix de l'agent structurant doit prendre en compte son inertie vis-à-vis des mécanismes microbiens d'intérêt. A titre d'exemple, un apport en compost trop important peut rentrer en concurrence avec un mécanisme de biodégradation de polluant tel que les hydrocarbures ;
- La biodégradation aérobie nécessite par définition une quantité d'oxygène biodisponible non limitante. Dans le cas d'essai réalisé en réacteur fermé, il sera nécessaire d'éviter une carence en oxygène ;
- La température pouvant avoir un effet important sur le dynamisme des communautés microbiennes et les cinétiques de biodégradation, l'essai laboratoire pourra être réalisé dans des conditions de température variables ;
- La durée de l'essai varie en moyenne de 2 à 4 mois.

L'interprétation de l'essai se fait :

- Grâce aux suivis des teneurs en polluants : bilan de masse par différences des masses de polluants entre l'état initial et état final ;
- A partir de la masse totale d'oxygène consommée ou de CO₂ produit pendant l'essai, en faisant une hypothèse sur le ratio stœchiométrique oxygène/carbone pour les composés ciblés et sur la dégradation éventuelle d'autres composés que les polluants ciblés ;
- A partir de la respiration et/ou du nombre de bactéries et/ou de gènes de biodégradation.

La représentativité de l'échantillon de sol utilisé pour l'essai vis-à-vis des conditions de site devra être discutée (volume, fraction granulométrie, pertes éventuelles par volatilisation et/ou biodégradation, ...).



Figure 40 – Exemple de dispositif d'essai de biodégradation en réacteur (source PROVADEMSE)

Principe et champ d'application

L'essai de terrain est à appliquer sur un volume représentatif de terres impactées en termes de quantité, de structure et de niveau de pollution.

L'essai terrain doit également être mené de la façon la plus proche à ce qu'il pourrait être fait sur l'ensemble du site pollué. En ce sens les concentrations en additifs (structurants, solution nutritive...) doivent être calculées pour rester économiquement envisageables et techniquement faisables à l'échelle de tout le site pollué.

Objectif

L'objectif de l'essai est d'évaluer l'efficacité du traitement avec modification des conditions de biostimulation des communautés microbiennes (maintien du taux d'oxygène, concentrations en nutriments non limitantes).

L'évaluation de l'efficacité de traitement est basée sur l'évolution des teneurs en polluants (atteinte des seuils de remédiation) et sur l'activation des microorganismes impliqués dans la biodégradation du polluant en question.

L'essai terrain permet également d'identifier d'éventuelles contraintes du site pour le traitement (qu'elles soient d'ordre techniques, climatiques...).

Résultats attendus

- Cinétique de biodégradation et de diminution des teneurs en polluant dans le sol ; durée de traitement ;
- Estimation des concentrations résiduelles et donc validation de la faisabilité du traitement ;
- Descriptif de la méthode permettant l'apport d'oxygène dans la biopile/le bioréacteur et éventuellement de la fréquence (exemple, de retournement mécanique des terres) ;
- Description de la fréquence, de la nature et de la concentration des amendements réalisés afin de biostimuler les processus de biodégradation aérobie ;
- Descriptif des équipements utilisés.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'essai doit être réalisé sur des terres représentatives de la matrice à traiter en termes de quantité (le volume généralement testé est de 10 à 100 m³), de texture et de concentration en polluant ;
- La durée de l'essai est généralement comprise entre 3 et 6 mois afin d'estimer au mieux la cinétique de biodégradation, ou encore les concentrations résiduelles.
- Suivi du taux d'humidité et ajustement au besoin ;
- Traitement des gaz (si nécessaire) ;
- Mesure de la température à cœur (notamment en situation hivernale) ;
- Statuer sur la faisabilité de la technique en fonction :
 - Suivi des teneurs en polluants avec définition d'un plan d'échantillonnage au préalable ;
 - Suivi des paramètres physico-chimiques : O₂, pH, température ;
 - Suivi de l'activation des mécanismes microbiens ;
- Interprétation des données dans leur ensemble de façon à pouvoir définir un bilan de masse et des cinétiques de biodégradation au plus proche de la réalité du site.

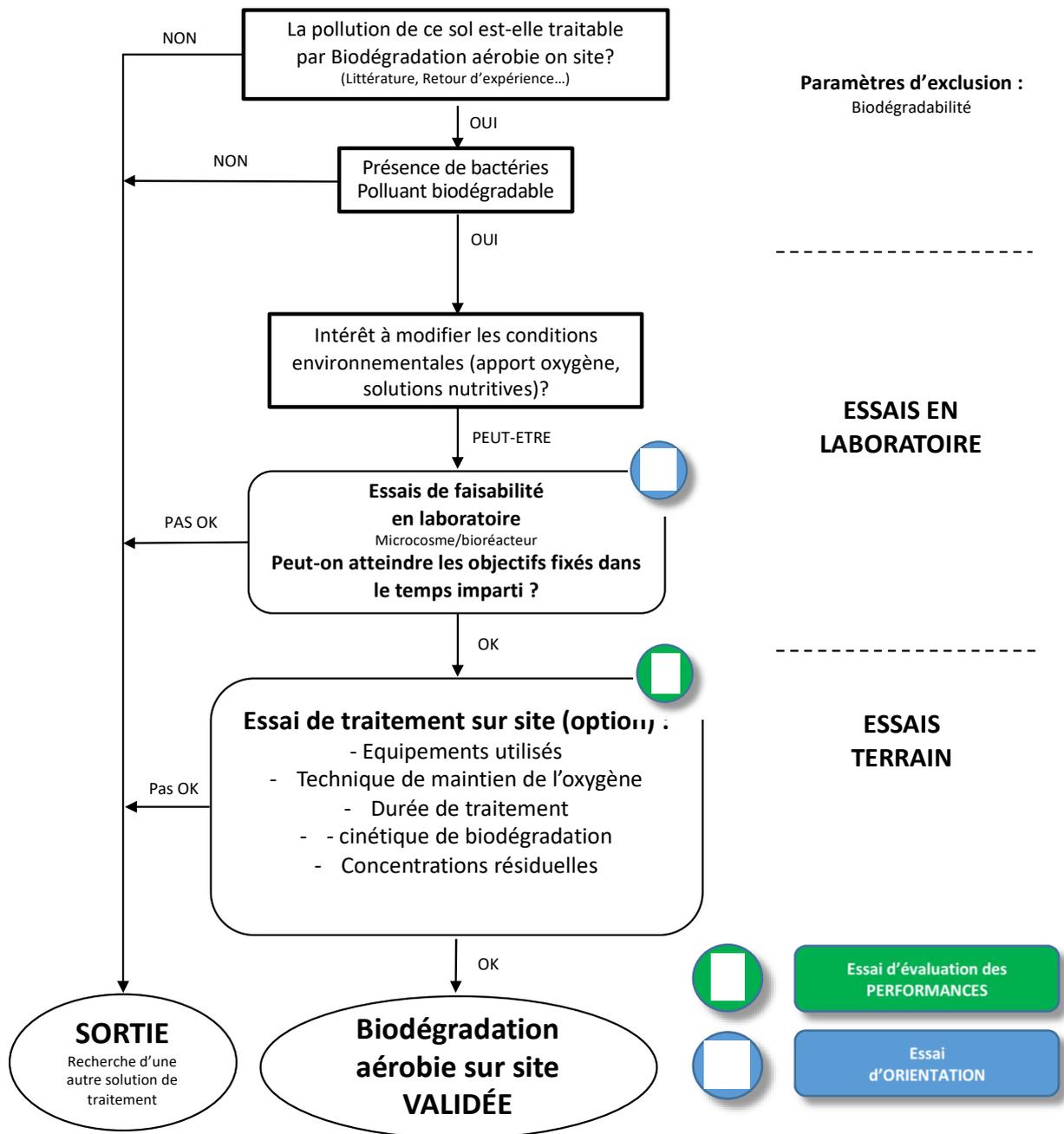


Figure 41 - Logigramme décisionnel de faisabilité de la biodégradation aérobie on site

11.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

Il existe de nombreux guides techniques sur la biodégradation aérobie sur site (USA et Europe). Ils ont pour objectifs principaux d'accompagner les professionnels à développer une approche cohérente entre évaluation, aspect réglementaire et déploiement de technologie spécifique tout en sécurisant le projet de réhabilitation.

Références bibliographiques

- ADEME, 2009 : Traitabilité des sols pollués - Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances – Cahiers des charges
- ADEME, 2017. La microbiologie moléculaire au service du diagnostic environnemental. Collection Expertises. Ref. 8888. 174p.
- AZUBUIKE, C. C., CHIKERE, C. B., OKPOKVASILI, G. C., 2016. Bioremediation techniques–classification based on site of application : principles, advantages, limitations and prospects. World J Microbiol Biotechnol. 32 (11) : 180
- BATELLE ENVIRONMENTAL RESTORATION DEPARTMENT. 1996. Biopile design and construction manual. Technical Memorandum. TM-2189-ENV. 132p.
- COLOMBANO, S., SAADA, A., GUERIN, V., BATAILLARD, P., BELLENFANT, G., BERANGER, S., HUBE, D., BLANC, C., ZORNIG, C., GIRARDEAU, I., 2010. Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts-bénéfices. Rapport final BRGM-RP-58609-FR. 403p.
- ICSS, 2006. Manual for biological remediation techniques. Federal Env. Agency, Dessau, Germany. 81 p.
- ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). 2006. Characterization, Design, Construction, and Monitoring of Bioreactor Landfills. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Alternative Landfill Technologies Team. 112p.
- USEPA, 2002. Abstracts of Remediation Case Studies. Volume 6 Prepared by Member Agencies of the Federal Remediation Technologies Roundtable. EPA-542-R-02-006. 139p.

Normes

ISO 11266, 1997. Lignes directrices relatives aux essais en laboratoire pour la biodégradation de produits chimiques organiques dans le sol sous conditions aérobies.

Sites internet

SELECDEPOL <http://www.selecdepol.fr/>

SOILPEDIA (Pays Bas) : http://www.soilpedia.nl/Webpaginas/soilpedia_home.htm

VITO: <http://www.emis.vito.be/databank-bbt/doel>

12. Technique 12 – Tri physique sur site

12.1 Description de la technique

Les procédés de traitement par tri physique ou physico-chimique ont pour cible les contaminations liées aux constituants solides du sol. Ils ne s'adressent pas aux pollutions des phases gazeuses ou dissoutes.

L'objectif des traitements par tri est de réduire la masse de matériaux contaminés en séparant les particules chargées en polluants des particules "propres". Cela permet, à partir des sols initiaux, d'obtenir deux matériaux distincts :

- d'un côté, un produit correspondant à une part importante des solides du sol, ne contenant plus qu'une infime proportion des contaminants présents au départ, avec une teneur permettant de banaliser ces matériaux, voire de les valoriser,
- d'un autre côté, un résidu, de volume réduit, renfermant la quasi-totalité des polluants. La gestion de la pollution ne porte alors que sur cette fraction résiduelle, d'où une réduction importante des coûts.

Les principaux procédés de traitement par tri physique ou physico-chimique portent sur la séparation granulométrique qui peut être réalisée à sec ou sous eau, ces deux modalités de traitement pouvant éventuellement se compléter.

Le principe de cette technique tient au fait que les polluants sont en règle générale plus présents sous forme associée aux particules fines qu'aux particules grossières, du fait notamment de la plus grande surface spécifique des particules plus fines.

La figure suivante illustre l'exemple d'une installation de traitement de terres par tri granulométrique couplée avec la récupération de métaux.

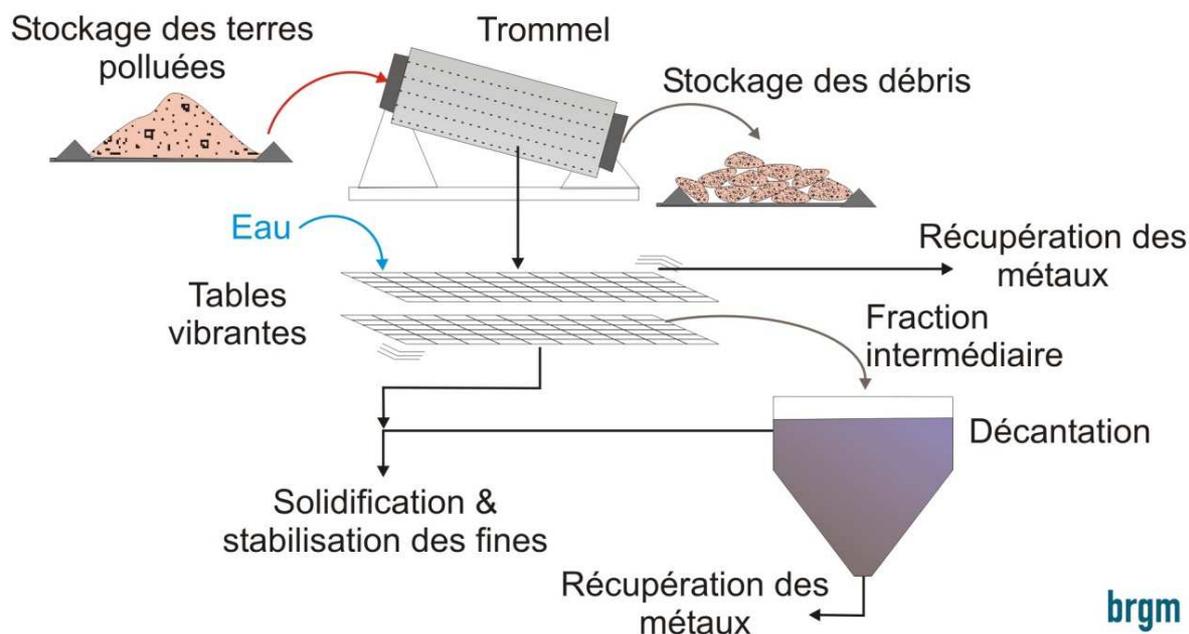


Figure 42 – Exemple d'une installation de traitement de terres par tri granulométrique sous eau et récupération des métaux (Source : BRGM extrait de SelecDEPOL)

La technique de tri granulométrique sur site correspond au code technique C321b de la norme NF X 31-620-4 et le traitement des rejets aqueux aux codes C333a-e.

12.2 Paramètres d'exclusion

12.2.1 Volatilité - Pression de vapeur saturante

Le tri granulométrique n'est, en règle générale, pas appropriée pour les polluants volatils à température ambiante, dont la **pression de vapeur saturante est supérieure à 10 mmHg à 20°C** (1340 Pa) car leur captage n'est généralement pas prévu dans ces installations de tri (sauf exceptions). De telles pollutions doivent plutôt être orientées vers les techniques de ventilation.

La pression de vapeur caractéristique des polluants les plus fréquemment rencontrés est présentée dans le chapitre introductif sur les considérations générales applicables à plusieurs ou à l'ensemble des techniques.

12.2.2 Distribution granulométrique

Dans le cas du tamisage à sec, le diamètre minimal de particules qu'il est possible de séparer est généralement compris entre 4 et 6 mm. Ce type de traitement est préférentiellement indiqué dans le cas où le sol contient une proportion **d'au moins 20% de graviers et cailloux (supérieurs à 4 mm) valorisables**.

Dans le cas d'un tri sous eau, c'est l'abondance de particules fines qui est déterminante pour la faisabilité de traitement dans la mesure où les fines ont des teneurs en contaminants plus élevées que les autres fractions granulométriques. Si la proportion de fines dans le sol s'avère très importante, il y aura donc une proportion de matériau décontaminé insuffisante pour que le procédé présente un intérêt économique.

La limite acceptable de la teneur en fines relève du bilan coût-avantage, néanmoins nous observons qu'au-delà de **30% de teneur en fines inférieures à 63 µm** l'opération de traitement n'est généralement pas choisie.

La distribution granulométrique peut être déterminée par tamisage à sec éventuellement complété d'un lavage initial des fines sur tamis (ISO 17892-4 : 2018) ou par diffraction laser pour la fraction inférieure à 2 mm (ISO 13320 : 2009).

12.3 Paramètres critiques

Les paramètres critiques agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité mais sans jamais la remettre en cause complètement. Toutefois, l'accumulation de valeurs défavorables pourra in fine conduire à la remise en question de la faisabilité de la technique.

12.3.1 Teneur en polluants solubles

Dans le cas où la technique de séparation par tri granulométrique doit être mise en œuvre en utilisant l'eau comme fluide de convoyage, la présence de polluants solubles tend à transformer le traitement en un traitement par lavage plutôt que par tri granulométrique. Un essai de lixiviation TS 21268-2 est recommandé pour quantifier la fraction lixiviable avant la réalisation des essais.

Si l'essai de lixiviation met en évidence une importante solubilisation des polluants, il convient de s'orienter vers une étude de faisabilité de traitement par lavage ou par stabilisation physico-chimique.

Tableau 21 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le tri granulométrique sur site

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Pression de vapeur saturante (Pv)	Pv < 10 mm Hg (1 340 Pa) à 20°C
Teneur en graviers-cailloux > 4 mm	> 20%
Teneur en fines < 63 µm	< 30%
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Teneur en polluants solubles	Le traitement à privilégier est alors un traitement par lavage ou par stabilisation physico-chimique

12.4 Essais en laboratoire

Les essais de faisabilité en laboratoire concernant le tri granulométrique sur site dépendent des conditions de séparation envisagées, par voie humide ou par voie sèche.

Dans le cas du tri sous eau, si la teneur en fines est inférieure à 30%, les essais de faisabilité comprennent :

- La caractérisation de la teneur en polluant des différentes fractions granulométriques qui constituent le sol ;
- La faisabilité de la déshydratation de la fraction fine en suspension dans l'eau (en cas de séparation à l'eau) ;

Dans le cas du tri sur sec, si la proportion en graviers > 4 mm est supérieure à 20%, les essais de faisabilité comprennent :

- La caractérisation de la teneur en polluant des différentes fractions granulométriques qui constituent le sol ;
- La caractérisation géotechnique et environnementale selon les guides SETRA – CEREMA et VALTEX (Guide GTR et Guide Acceptabilité environnementale des matériaux alternatifs) des fractions grossières destinées à être valorisées.

12.4.1 Caractérisation de la répartition granulo-chimique de la pollution

Essai
d'ORIENTATION

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à constituer différentes fractions des terres par fractionnement granulométrique et à faire l'analyse en polluants de chaque fraction afin d'identifier les plus concentrées.

Objectif

L'essai vise à caractériser la répartition de la pollution parmi les différentes fractions granulométriques séparées par voie sèche ou humide selon les modalités d'application envisagées.

Résultat attendu

Les résultats attendus diffèrent selon le mode de traitement envisagé :

- Dans le cas du tri sur sec

Le résultat attendu doit permettre de répondre à la question : une part significative et suffisante de matériaux granulaires du sol peut-elle être valorisée par la séparation d'une fraction granulométrique non polluée représentant une part importante de la masse des terres ?

Si les résultats sont acceptables en termes de teneur résiduelle en polluant de la fraction conservée vis-à-vis des objectifs de valorisation, les essais de caractérisation géotechnique et environnementale des granulats pourront être réalisés.

- Dans le cas du tri sous eau

Le résultat attendu doit permettre de répondre à la question : une part significative et suffisante de la pollution peut-elle être éliminée par la séparation d'une fraction granulométrique représentant une part minoritaire de la masse des terres ?

Si les résultats sont acceptables en termes de teneur résiduelle en polluant de la fraction conservée vis-à-vis des objectifs de réhabilitation et en termes de proportion massique de la fraction polluée séparée, les essais de faisabilité de déshydratation des fines pourront être réalisés.

Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être représentatif de la zone à traiter. L'essai nécessite une quantité d'échantillon de sol équivalent à au moins 10 kg de masse sèche. Cette masse doit être suffisante pour pouvoir répéter l'essai si besoin ;

- Les tamis utilisés doivent être choisis en fonction de la courbe granulométrique (obtenue précédemment) de sorte qu'il soit possible de séparer les fractions les plus fines constituant entre 10 et 30% de la masse totale d'échantillon ;
- La séparation sur les différents tamis doit être réalisée de préférence avec un entraînement liquide des particules de manière à optimiser la séparation des fines susceptibles d'être agglomérées ou déposées sur les fractions les plus grossières sauf dans le cas où l'application visée est strictement par voie sèche ;
- Les résultats sont exprimés sous forme de tableau faisant apparaître, pour chaque fraction, la teneur en polluant et la proportion massique de la fraction.
- Selon l'utilisation souhaitée de la fraction grossière, celle-ci pourra également faire l'objet d'une caractérisation spécifique comme par exemple sa fraction lixiviable ou ses propriétés géotechniques.



Figure 43 – Exemple de fractions tamisées d'un échantillon de sol (source PROVADEMSE)

12.4.2 Essai de faisabilité de déshydratation de la fraction fine (optionnel)

Essai
d'ORIENTATION

Principe et champ d'application

Les essais de faisabilité de déshydratation des fines concernent uniquement le cas d'une séparation par voie humide. Ils visent à définir les conditions qui permettent d'une part une séparation facilitée des fines présentes en suspension dans la solution d'entraînement, et d'autre part la possibilité de recycler la solution pour le tri granulométrique. La séparabilité des fines est vérifiée par des essais de sédimentation avec l'ajout éventuel de réactifs et d'une filtration. La possibilité de recycler la solution est vérifiée par l'analyse de celle-ci après filtration.

Objectif

Cet essai permet de déterminer la nature de réactifs et leur dosage aptes à assurer une sédimentation acceptable des fines et leur filtration.

Résultat attendu

Le résultat attendu doit permettre de répondre à la question : existe-t-il un procédé et des réactifs aptes à assurer la sédimentation des fines et leur filtration ?

- Si la faisabilité est validée, la nature des opérations, les réactifs retenus et leur dosage doivent être renseignés.
- Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- La réalisation des essais de faisabilité de déshydratation des fines nécessite la préparation, par tamisage, d'une quantité suffisante de suspension à partir du sol. Le ratio Liquide/Solide employé pour l'entraînement des fines est de l'ordre de 5 : 1. Un volume de 10L de suspension peut être ainsi obtenu à partir de 2 kg de terres
- L'échantillon de sol testé doit être représentatif de la zone à traiter. L'essai nécessite un échantillon de sol de 2 à 5 kg. Cette masse doit être suffisante pour pouvoir répéter l'essai si besoin ;

- Les essais de sédimentation doivent être réalisés sans adjonction de réactif et après ajout de doses croissantes de réactifs favorisant la floculation des fines. Il est préconisé de réaliser l'essai en testant au moins 2 réactifs et au moins 3 concentrations de chaque réactif. La réalisation du programme d'essai peut être optimisée par l'application d'un plan d'expérience.
- Les performances sont comparées par le suivi du volume sédimenté en fonction du temps.
- Une fois floculées les fines doivent être filtrées. La filtration peut être réalisée au moyen d'un filtre presse de laboratoire ou d'échelle intermédiaire ou a minima par un équipement de laboratoire (Büchner et pompe à vide).
- Les conditions de filtration, débit, pression, nombre de plateaux, caractéristiques des toiles doivent être renseignées.
- Après séparation de la solution, celle-ci doit faire l'objet d'analyses pour vérifier son aptitude à une réutilisation en amont du procédé de tri.
- La teneur en eau du gâteau de filtration doit être précisée, sa teneur en polluants vérifiée. Un essai de lixiviation selon la norme EN 12457-2 et l'analyse de l'éluat doit permettre de vérifier l'admissibilité de ce résidu en installation de stockage.
- L'essai de faisabilité de déshydratation des fines est validé s'il permet d'obtenir un gâteau de filtration de siccité au moins égale à 55% dans des conditions de mise en œuvre envisageables à l'échelle d'une unité industrielle.

12.5 Essais de terrain

12.5.1 Essai de traitement par tri granulométrique sur site

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à mettre en œuvre, en conditions réelles sur le site sur un volume limité de terres, le procédé de tri granulométrique tel qu'il a été testé et sélectionné en laboratoire.

Cet essai de terrain est requis dans le cas où des volumes importants de terres doivent être triés préférentiellement sous eau, lorsque les terres présentent une minéralogie complexe ou lorsque le fonctionnement des équipements envisagés est mal connu (traitement en trommel ou en hydrocyclone par exemple).

Objectifs

L'objectif de l'essai de terrain est de vérifier les modalités de mise en œuvre du traitement en vraie grandeur, d'en caler les paramètres de dimensionnement et d'anticiper les difficultés potentielles de manipulation des terres et des réactifs.

Il consiste également à vérifier l'atteinte du niveau de performance acceptable prévu dans le cadre des essais en laboratoire en termes de minimisation des quantités de résidu pollué à gérer.

Résultats attendus

- go/no go ou éléments de dimensionnement
- Les modalités de prétraitement des terres si nécessaire
- Les modalités de mise en œuvre du tri
- Les modalités de déshydratation des fines
- L'aptitude au recyclage des eaux en fin de procédé

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation des essais

- L'essai de traitement doit être réalisé sur des terres provenant d'une zone représentative du site en termes de pollution (nature et concentration) et de géologie.
- Les essais de terrain doivent être décrits en renseignant en particulier :
 - La nature des prétraitements éventuellement rendus nécessaires, les volumes de terres prétraités, le matériel employé, les conditions de prétraitement, les difficultés rencontrées et les résultats obtenus ;
 - Les volumes de terres traités, le matériel et les volumes et quantités d'eau employés par volume de terre,

- La nature de réactif de floculation utilisé, son dosage, le matériel utilisé pour la filtration et les paramètres (débit, pression) de mise en œuvre,
- La teneur en eau du filtrat de fines, sa teneur en polluants et son admissibilité en installation de stockage de déchets ;
- La composition de la solution issue de la filtration des fines et son aptitude à la réintroduction en amont du procédé ;
- L'efficacité du traitement est suivie par la vérification de l'obtention d'une fraction grossière ayant une teneur acceptable en polluant et d'un gâteau de filtration de siccité au moins égale à 55% dont la masse ne représente pas plus de 30% de la masse initiale de terres.

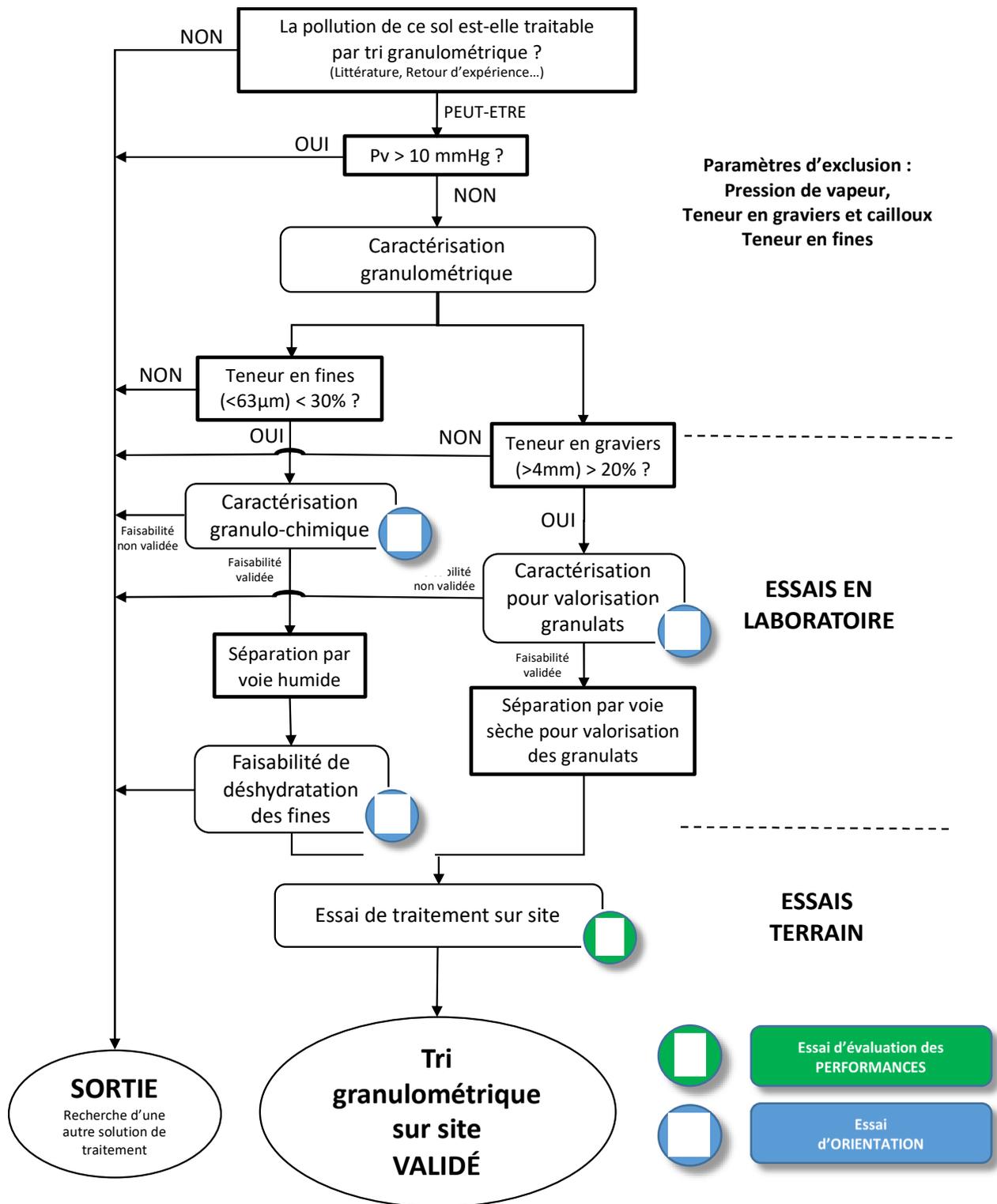


Figure 44 – Logigramme décisionnel de faisabilité de tri granulométrique sur site

12.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

Les techniques de tris physique ont été surtout développées dans le cadre du traitement des matériaux minéraux sous le terme de lavage de sol ou de granulats. Leur application dans le domaine de la dépollution des sols fait l'objet de très peu de documentation.

Les principales sources documentaires portant sur l'expérimentation de la faisabilité de traitement de sols par tris physiques sur site sont produites au Royaume-Uni, par CL:AIRE (Contaminated Land : Applications In Real Environments, Treatability Bulletin Soil Washing, TrB1, 2011), en France, par l'ADEME (Traitabilité des sols pollués : Guide pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances, ADEME, 2009) et en Australie, par le CRC Care (Australian CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment – Technical Report : Application Guide for soil washing, 2018).

Références bibliographiques

- ADEME, 2009 : Traitabilité des sols pollués – Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances – Guide méthodologique
- ADEME, 2009 : Traitabilité des sols pollués - Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances – Cahiers des charges
- CL:AIRE, 2011 : Contaminated Land : Applications In Real Environments, Treatability Bulletin Soil Washing, TrB1, 2011
- CRC Care, 2017 : Australian CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment – Technical Report : Application Guide for Chemical Immobilisation and Solidification
- RAMBOLL, REMEA, 2018 : Onsite ex-situ washing of multicontaminated soils – design using treatability tests and implementation for the remediation of a large industrial site, INTERSOL, Paris, 27 march 2018
- VERSTRAETE, S., 2016 : Valorisation de résidus minéraux : Quels transferts technologiques ? – BIOTERRA NV : Du traitement de terres polluées à la production de matières premières secondaires de qualité, ASENAS, FEDEX SOL, Herstal (Belgique) 26 octobre 2016

13. Technique 13 - Venting sur site

13.1 Description de la technique

Le venting sur site regroupe plusieurs procédés de traitement des terres excavées qui consistent à favoriser la volatilisation d'une pollution adsorbée, par déstructuration mécanique et/ou par circulation d'air. Ces procédés sont généralement utilisés en limite technique du venting in situ (perméabilité trop faible du sol en place) ou pour atteindre des seuils très faibles de pollution résiduelle parfois nécessaires pour le réemploi des terres.

Les polluants cibles de cette technique sont des composés organiques volatils (BTEX, COHV...).

L'air enrichi en polluant est récupéré et traité par un procédé de traitement d'air ad-hoc variable selon le débit et la teneur en polluant.

La circulation d'air dans le sol stimule également l'activité microbienne aérobie qui améliorera l'efficacité de la technique si le polluant est biodégradable (voir « biodégradation aérobie sur site »).

Le venting sur site peut être optimisé par ajout de certains réactifs (chaulage par exemple) ou agents structurants qui faciliteront la circulation de l'air ou par chauffage de l'air.

Le venting sur site n'est pas une technique listée spécifiquement dans la norme NF X 31-620-4. Elle est mise en œuvre sous le code C350 (techniques non listées) et présente des éléments communs avec C321b (tri granulométrique), et C325b (biotertre sur site). Le traitement des rejets gazeux fait référence aux codes C341a-g.

13.2 Paramètre d'exclusion

13.2.1 Pression de vapeur saturante

C'est le paramètre le plus contraignant pour le venting sur site. Plus la pression de vapeur (P_v) du polluant est élevée, plus il aura tendance à se volatiliser dans des conditions normales de température et de pression. P_v est propre à chaque molécule, et augmente avec la température.

La pression de vapeur est une donnée facilement accessible dans la littérature pour les principaux polluants des sols et des nappes. En revanche, ce paramètre n'est parfois pas disponible pour certaines molécules de synthèse (pesticides, médicaments...) ou certains sous-produits de biodégradation.

La pression de vapeur est un paramètre d'exclusion qui permet d'identifier très simplement les polluants non traitables par volatilisation. Par analogie avec les techniques de venting in situ :

- la faisabilité de la volatilisation contrôlée est acquise si la pression de vapeur du polluant dépasse 10 mm Hg (1 340 Pa).
- À l'opposé, on considère généralement que la limite technique basse se situe vers 0,5 mm Hg (67 Pa).

Entre ces deux valeurs, et si la traitabilité du polluant n'a pas déjà été démontrée par retour d'expérience, des essais en laboratoire ou de terrain sont alors conseillés pour s'assurer de la faisabilité de la technique.

13.3 Paramètres critiques

Les paramètres critiques agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité mais sans jamais la remettre en cause complètement. Toutefois, l'accumulation de valeurs défavorables pourra in fine conduire à la remise en question de la faisabilité de la technique.

13.3.1 Texture et structure de la terre

La texture, et plus particulièrement la teneur en limon et argile, influe directement sur la perméabilité à l'air et sur la facilité à ventiler la terre de façon homogène. Les techniques de volatilisation à mettre en œuvre varient donc selon la texture :

- Les terres argileuses et limono-argileuses nécessiteront des opérations de déstructuration mécanique
- Les terres graveleuses et sablo-graveleuses peuvent être aérées par circulation d'air dans un andain

La structure du sol (présence d'agrégats, mottes...) peut être améliorée par incorporation d'éléments grossiers favorables au foisonnement du sol et à la circulation de l'air.

13.3.2 Teneur en eau

Une terre excavée très humide sera plus difficile à ventiler. Toute pratique qui favorisera l'abaissement de la teneur en eau de la terre (bâchage, travail sous abri, ressuyage, chaulage, chauffage...) sera favorable au traitement.

13.3.3 Constante de Henry du polluant

La constante de Henry (H), ou coefficient de partage air/eau, permet d'évaluer la tendance d'un composé dissous dans l'eau à se volatiliser. Plus H est élevée, plus le composé aura tendance à « dégazer » de l'eau.

Par analogie avec les techniques de venting, on peut considérer que venting sur site atteint sa limite technique quand la constante de Henry du polluant est inférieure à 0,01 Pa.m³/mol (à 20 °C).

13.3.4 Teneur en matière organique

Les polluants organiques ont tendance à s'adsorber sur la matière organique du sol. Une teneur en matière organique supérieure à quelques % peut limiter la volatilisation des polluants et empêcher d'atteindre des teneurs résiduelles basses (inférieures au ppm ou mg/kg).

Tableau 22 - Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le venting sur site

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Pression de vapeur saturante (Pv)	$P_v < 0,5 \text{ mm Hg (67 Pa)}$. Faisabilité acquise si $P_v > 10 \text{ mm Hg (1 340 Pa)}$
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Texture du sol	La teneur en limons et argiles influe sur le procédé de déstructuration mécanique et/ou de ventilation utilisé.
Teneur en eau	Toute pratique qui favorisera l'abaissement de la teneur en eau de la terre (bâchage, travail sous abri...) sera favorable au traitement
Constante de Henry (H) des polluants	$H < 0,01 \text{ Pa.m}^3/\text{mol}$ à 20 °C
Matière organique	Impact sur l'adsorption des polluants. Les teneurs importantes en matière organique limitent l'efficacité de la volatilisation

13.4 Essais en laboratoire

13.4.1 Essai de faisabilité en colonne ventilée

Essai
d'ORIENTATION

Principe et champ d'application

Cet essai basique consiste à faire circuler de l'air dans une colonne de sol pollué, et à suivre au cours du temps la quantité de polluant volatilisé (venting, EPA, 1991). Cet essai est conseillé pour des polluants aux caractéristiques méconnues ou pour des mélanges complexes de composés, mais n'est pas nécessaire pour des polluants classiques ayant déjà été traités avec succès par venting (BTEX, supercarburant...) ou dont la pression de vapeur dépasse 10 mm Hg (1 340 Pa). Cet essai est également préconisé pour les terres à très forte teneur en matière organique présentant des risques de sorption importants.

Objectif

Cet essai donne une information qualitative sur l'efficacité potentielle de la ventilation d'un sol mis en andain. L'objectif est simplement de répondre à la question : Est-ce que la ventilation de cette terre polluée permet d'abaisser sa teneur en polluant ?

Les seuils résiduels accessibles seront estimés au cours de l'essai de traitement (13.4.2).

Résultat attendu

Le résultat attendu est de type go/no go.

Si la faisabilité est validée, des essais plus poussés pourront être réalisés.

Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

Sauf cas particulier, cet essai ne permet pas de valider la possibilité d'atteindre un seuil résiduel de pollution.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être prélevé dans une zone fortement polluée du site. L'essai nécessite un échantillon de sol de 5 à 10 kg pour pouvoir répéter l'essai si besoin.
- Les colonnes généralement utilisées présentent un diamètre de 5 à 10 cm pour une hauteur de 30 à 60 cm. Le dispositif expérimental doit permettre à minima la mesure du débit d'air traversant la colonne et une mesure de la teneur en polluant dans l'air en sortie de colonne.
- Le sol est placé dans la colonne sans compaction et en essayant de limiter au maximum les pertes de polluant par volatilisation.
- Les débits de ventilation sont à adapter avec ceux envisagés sur le terrain.
- La durée de l'essai est de 6 jours.
- La concentration en polluant dans l'air en sortie de colonne est suivie tout au long de l'essai.
- L'interprétation de l'essai se fait grâce au suivi de la teneur en polluant volatilisé. Des essais de traitement plus poussés peuvent être réalisés si la teneur en polluant dans l'air en sortie de colonne a baissé d'au moins 80% au cours du test. Dans le cas contraire, le venting sur site n'est pas recommandé et d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

13.4.2 Essai de traitement par déstructuration mécanique ventilée

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

Principe et champ d'application

Cet essai de traitement consiste à déstructurer mécaniquement la terre sous flux d'air. La teneur en polluant dans la terre est mesurée avant et après l'opération. L'essai peut être réalisé avec ou sans prétraitement de type séchage à température ambiante ou chaulage. L'opération peut être répétée plusieurs fois. A l'issue de la déstructuration mécanique, la terre peut être placée en colonne ventilée pour simuler une ventilation statique en andain.

Objectif

Au-delà d'une simple information qualitative sur la faisabilité, l'objectif principal de l'essai est de savoir si les seuils résiduels visés pourront être atteints et par quels moyens.

Résultats attendus

- Descriptif précis du dispositif expérimental utilisé
- Concentration résiduelle en polluant dans la terre

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être représentatif des sols à traiter en termes de pollution et de texture. La volatilisation des polluants doit être limitée au maximum lors du prélèvement, transport et stockage des échantillons (prélèvement non destructif, récipients remplis à ras bord, conditionnement au froid...).
- Ces essais étant de facto très spécifiques, le mode opératoire utilisé et ses objectifs particuliers devront être précisés (équipement de déstructuration, durée, ...).
- L'efficacité est mesurée par dosage du polluant résiduel dans le sol. Des analyses en triplicat sont nécessaires pour pallier l'hétérogénéité du sol. Le suivi de la teneur en polluant dans les gaz est souhaitable car il permettra de réaliser un bilan de masse complet de l'essai.
- Si l'objectif de dépollution du sol n'est pas atteint au cours de l'essai batch, celui-ci pourra être poursuivi par un essai de ventilation en colonne.

13.5 Essai de terrain

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

Principe et champ d'application

L'essai consiste à appliquer, sur un volume représentatif de terre à traiter, la technique qui est envisagée pour le traitement pleine échelle : même équipement de déstructuration et/ou de ventilation, même durée, même ajout de réactif le cas échéant, etc... L'essai comprend le suivi de la concentration en polluant dans le sol et le contrôle des rejets atmosphériques.

Objectif

L'objectif de l'essai est d'évaluer l'efficacité du traitement avec et sans réactif, sa durée et la possibilité d'atteindre la concentration résiduelle souhaitée.

Résultats attendus

- Descriptif des équipements utilisés et des conditions opératoires (puissances, vitesse...)
- Nature et dosage des réactifs utilisés pour faciliter le séchage et/ou l'émottage
- Cinétique de baisse de concentration en polluant dans le sol ; durée de traitement
- Validation de la faisabilité pour l'atteinte des seuils souhaités

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'essai doit être réalisé sur des terres représentatives des matériaux à traiter en termes de texture et de pollution (nature et concentration).
- L'essai est généralement réalisé sur un volume allant de quelques dizaines à centaines de m³ (10 m³ minimum)

- Quel que soit le procédé de déstructuration utilisé, il devra permettre de capter les polluants volatilisés.
- Un contrôle atmosphérique doit être réalisé au cours de l'essai de façon à valider le dispositif de captage des gaz pollués.
- L'air capté doit être traité avant rejet atmosphérique. Ce traitement est généralement réalisé par filtration sur charbon actif. La qualité de l'air en sortie de traitement doit être contrôlée avant rejet atmosphérique.
- Comme il existe de nombreux outils de déstructuration et que la nature des outils utilisés impacte fortement les résultats du traitement, le dispositif et le mode opératoire utilisés devront être décrits précisément dans le rapport d'essai.
- Au cours de cet essai, plusieurs engins pourront être testés et comparés en termes d'efficacité de traitement, de cadence, de facilité de mise en œuvre, de maîtrise des rejets atmosphériques...
- L'essai peut comprendre une étape de déstructuration et une étape de ventilation en andain. Dans ce cas, l'efficacité de chaque étape doit être évaluée ainsi que sa durée.
- Lors de la ventilation d'un andain, les dispositifs d'extraction sont privilégiés car ils permettent une meilleure maîtrise des rejets atmosphériques. L'extraction de l'air se fait généralement par mise en dépression de la base de l'andain.

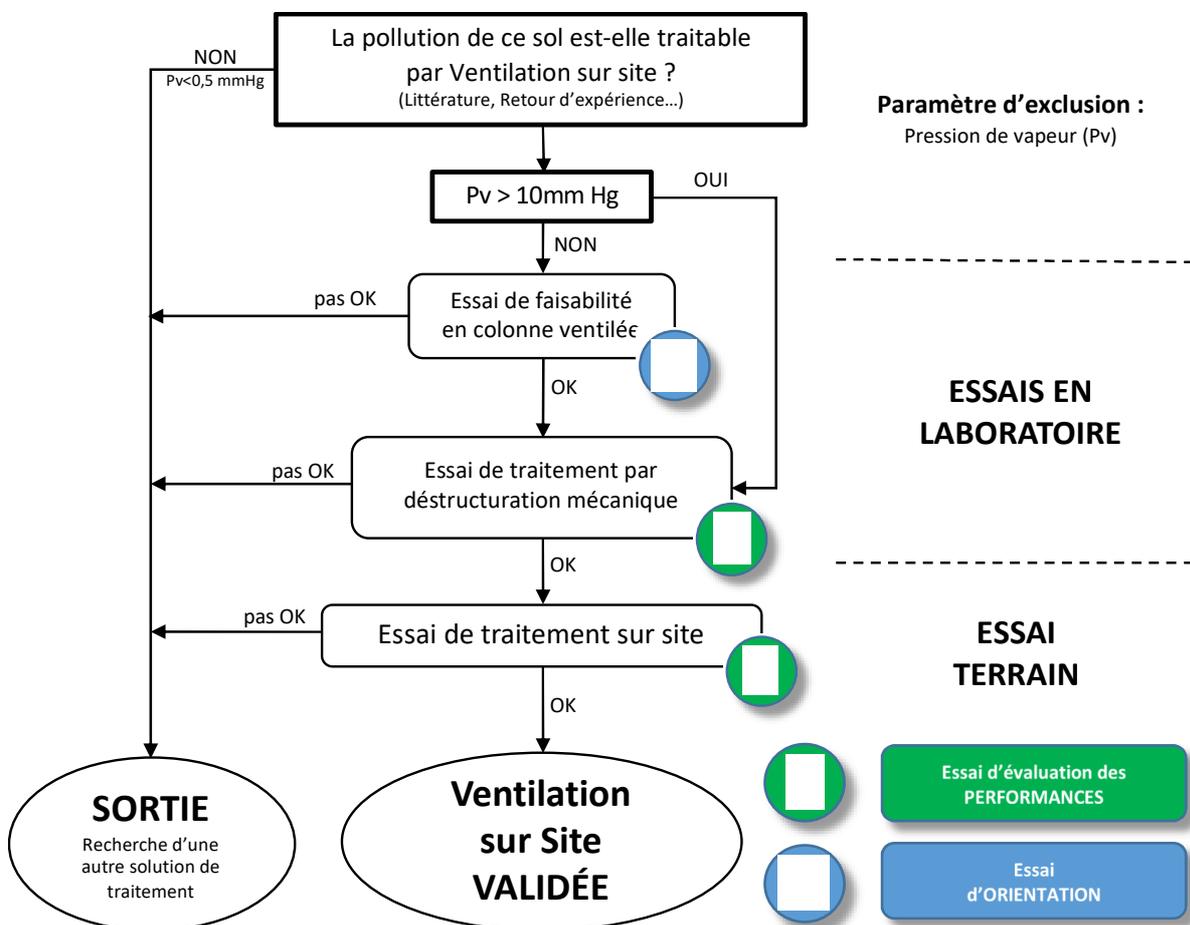


Figure 45 – Logigramme décisionnel de faisabilité de la ventilation sur site

13.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

Il n'existe pas dans la littérature de guide technique portant exclusivement sur cette technique. Les informations doivent être collectées dans les documents relatifs au venting ou à la bioventilation.

Principales références bibliographiques

- EPA. 1991. Guide for conducting treatability studies under CERCLA : Soil Vapor Extraction, EPA-540-2-91-019A
- EPA. 1992. Ground Water Issue. Evaluation of soil venting application. EPA-540-S-92-004
- EPA. 1997. Analysis of selected enhancements for soil vapor extraction. EPA-542-R-97-007
- Ministère de l'environnement (Québec). 1999. Lignes directrices pour le traitement de sol par biodegradation, bioventilation ou volatilisation. Direction des politiques du secteur industriel service des lieux contaminés
- US Air Force. 2001. Guidance on soil vapor extraction optimization. US Air Force Environmental Restoration Program, SF298
- US Army Corps of Engineers. 2002. Soil vapor extraction and bioventing. EM 1110-1-4001
- Wisconsin Department of Natural Resources. 2014. Guidance for design, installation and operation of soil venting systems.

14. Technique 14 – Stabilisation – Solidification sur site

14.1 Description de la technique

La stabilisation/solidification est une technique consistant à limiter la mobilité des polluants présents dans le sol au moyen de mécanismes chimiques et/ou physiques. Elle s'adresse en priorité aux polluants métalliques mais peut aussi être envisagée pour des polluants organiques.

Les principales variantes de mise en œuvre de la stabilisation/solidification sur site tiennent essentiellement à la nature des réactions recherchées :

- A l'échelle moléculaire, les polluants peuvent se trouver
 - modifiés sous une forme peu soluble du fait de réactions d'oxydo-réduction
 - piégés mécaniquement dans une phase minérale ou enfermés dans la porosité fermée d'une matrice solide
 - précipités sous forme d'hydroxydes métalliques ou de sels peu solubles
 - adsorbés sur des sites spécifiques de phases solides
 - incorporés dans la structure minéralogique de la matrice solide
- A l'échelle macroscopique, les polluants sont protégés d'une exposition à l'eau, vecteur de transfert, par une matrice solide insoluble (très peu soluble) qui peut prendre la forme
 - D'un matériau monolithique dont la perméabilité à l'eau est rendue très faible
 - D'un matériau granulaire dont les grains sont couverts d'une matrice solide ; la perméabilité de la couche de ce type de matériau granulaire peut être dépendante des modalités de compactage.

Une opération de stabilisation/solidification peut être basée sur la mise en œuvre de plusieurs de ces mécanismes de manière complémentaire.

Les réactifs les plus couramment employés sont des liants hydrauliques éventuellement complétés par des réactifs aptes à adsorber ou à modifier la spéciation des polluants mais une stabilisation simple peut être envisagée sans qu'il soit nécessaire de parvenir à un matériau solidifié à l'aide de liants hydrauliques. Cette fiche porte donc essentiellement sur la stabilisation/solidification par liants hydrauliques.

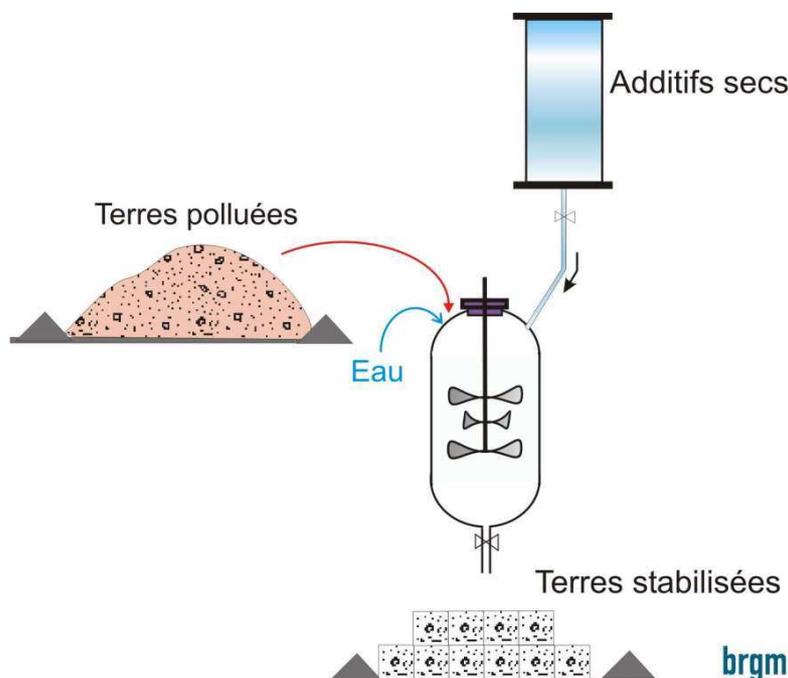


Figure 46 – Schéma d'une opération de stabilisation – solidification sur site (Source : BRGM extrait de SelecDEPOL)

La stabilisation physico-chimique correspond au code technique C322b de la norme NF X 31-620-4

14.2 Paramètres d'exclusion

14.2.1 Volatilité - Pression de vapeur saturante

La stabilisation/solidification physico-chimique n'est, en règle générale, pas appropriée pour le traitement des transferts vers les gaz du sol. Ainsi, ce traitement n'est pas approprié pour le traitement des polluants volatils à température ambiante, dont la **pression de vapeur saturante est supérieure à 10 mmHg à 20°C** (1340 Pa) et dont on chercherait à réduire le transfert. Une exception à cette règle peut concerner les polluants présents dans le sol sous forme adsorbée à une matrice argileuse ou vis-à-vis du mercure pour lequel le traitement de stabilisation/solidification peut être adapté. L'applicabilité de la stabilisation/solidification pour ce type de cas nécessite la réalisation d'essais de faisabilité.

La pression de vapeur caractéristique des polluants les plus fréquemment rencontrés est présentée dans le chapitre introductif sur les considérations générales applicables à plusieurs ou à l'ensemble des techniques.

14.2.2 Fraction lixiviable en polluant

La stabilisation/solidification consistant à limiter la mobilité à l'eau des polluants présents dans le sol, cette technique ne s'applique pas aux cas pour lesquels la fraction lixiviable en polluants ne dépasse pas le niveau acceptable tel que défini par les objectifs de réhabilitation du Plan de Gestion.

La fraction lixiviable de sols est caractérisée selon le protocole ISO TS 21268-2.

14.3 Paramètres critiques

Les paramètres critiques agissent de façon positive ou négative sur la faisabilité mais sans jamais la remettre en cause complètement. Toutefois, l'accumulation de valeurs défavorables pourra in fine conduire à la remise en question de la faisabilité de la technique.

14.3.1 Teneur en sels solubles

La présence de sels solubles (exemple : chlorures, sulfates...) en quantités importantes, si elle n'empêche pas une immobilisation du polluant, peut perturber les réactions de solidification au moyen de liants minéraux. De plus, ces sels sont difficiles ou impossibles à stabiliser par voie physico-chimique. L'application de la norme NF T 90-029 - Détermination des résidus secs, du résidu calciné et du résidu sulfaté, permet de déterminer la quantité de sels solubles présente dans l'échantillon avant et après stabilisation à partir des éluats issus des essais de lixiviation selon le protocole de la norme NF EN 12457-2. Le dosage des anions majoritaires (principalement chlorures et sulfates) présents dans ces éluats selon le protocole de la norme NF EN ISO 10304-1 est également recommandé.

14.3.2 Teneur en carbone organique

Une teneur élevée en carbone organique total (COT) présente un risque d'échec de la stabilisation. En effet la matière organique naturelle (substances humiques) perturbe la prise de liants hydrauliques en agissant sur l'hydratation et, par la fixation des ions calcium, sur la réaction pouzzolanique. D'autre part, le contexte très basique généré par certains liants est susceptible de favoriser la dissolution de composés organiques (acides humiques et fulviques) et de conduire au relargage d'éléments métalliques (en particulier le Cu et Ni) voire de polluants organiques (HAP) complexés à cette matière organique. La teneur en COT d'un sol est généralement de l'ordre de 1 à 3%.

La matière organique totale est déterminée expérimentalement selon la norme NF ISO 10694.

14.3.3 Teneur en contaminants des liants hydrauliques

Une teneur élevée en certains métaux lourds (Pb, Zn par exemple), ions ammonium ou éléments acides, Aluminium, peut entraîner une réaction particulière avec les ciments :

- Certains peuvent s'opposer à leur prise (Pb, Zn),
- D'autres peuvent les dégrader (acidité, ammonium, etc...)
- D'autres enfin peuvent créer des composés expansifs (Al)

Ces éléments devront donc faire l'objet d'une attention particulière en cas de présence avec la réalisation d'essais au laboratoire et d'essais de durabilité.

Tableau 23 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la stabilisation/solidification sur site

Paramètres d'exclusion	
Paramètre	Valeur seuil
Pression de vapeur saturante (Pv)	Pv < 10 mm Hg (1 340 Pa) à 20°C
Fraction lixiviable en polluant	> Limite acceptable du Plan de Gestion
Paramètres critiques	
Paramètre	Commentaire
Teneur en sels solubles	La présence de sels solubles peut perturber la réaction de stabilisation
Teneur en matière organique (COT)	< 3%
Teneur en composés perturbateurs	La présence de certains métaux, ions ammonium ou composés acides peut perturber la réaction de stabilisation/solidification

14.4 Essais en laboratoire

Deux conditions préalables majeures doivent être remplies avant de prévoir la réalisation d'essais de faisabilité. Il s'agit de :

- L'identification des mécanismes de stabilisation/solidification appropriés pour réduire la disponibilité à l'eau des polluants ;
- L'identification des réactifs aptes à assurer les mécanismes de stabilisation/solidification recherchés ;

Les essais de faisabilité en laboratoire concernant la stabilisation/solidification sur site comprennent :

- Un essai de détermination de l'influence du pH sur le comportement à la lixiviation du sol à traiter, dans le cas où la mise en œuvre du réactif génère une modification du pH (optionnel) ;
- Un essai de formulation et de lixiviation permettant de vérifier l'effet stabilisant du réactif et de déterminer le dosage à appliquer ;
- Un essai de vérification de l'influence du pH sur le comportement à la lixiviation de la formulation appropriée (préconisé dans le cas d'environnements susceptibles de connaître une évolution du pH comme les sites miniers par exemple) ;
- Un essai permettant de vérifier la stabilité de la formulation préparée en conditions de lixiviation dynamique, adapté à l'état physique du matériau final (monolithique ou granulaire)

La plupart des essais sont réalisés à 28 jours voire 90 jours du fait de l'utilisation de liants hydrauliques. Certains essais pourront être réalisés à 7 jours avec stockage au bain marie mais devront obligatoirement être revalidés par des essais à 28 jours

14.4.1 Essai de dépendance au pH avec ajout initial d'acide / base sur le sol à traiter (optionnel)

Principe et champ d'application

Cet essai suppose que les mécanismes susceptibles de réduire la disponibilité à l'eau des polluants ont été définis et que les réactifs capables d'assurer cette stabilisation ont été identifiés. Si le mécanisme de stabilisation envisagé repose sur l'effet d'une modification du pH, il peut être important de vérifier, avant l'ajout des réactifs, que l'évolution du pH du sol (non traité) permet effectivement de réduire la mobilité d'une part et que la capacité de neutralisation (pouvoir tampon) du sol ne risque pas de modérer l'effet du réactif d'autre part.

Il n'est pas utile de réaliser cet essai si le procédé de stabilisation n'engendre pas de modification du pH du sol. L'essai tel que défini dans la norme ISO/TS 21268-4 permet d'atteindre différentes valeurs de pH de consigne en conditions d'équilibre en ajoutant des quantités prédéterminées d'acide ou de base. L'essai n'est pas adapté à des espèces qui sont volatiles dans des conditions ambiantes.

Objectif : évaluation de la réserve acide/basique du sol

Cet essai permet de caractériser la capacité de neutralisation acido-basique du sol et d'observer les effets, potentiellement générés par l'action des réactifs envisagés, d'une modification du pH sur la mobilité des polluants.

Résultat attendu

Le résultat attendu doit permettre de répondre à la question : la modification du pH susceptible d'être produite par le contact avec le réactif envisagé est-elle favorable ou préjudiciable à la mobilité des polluants ? Le sol est-il susceptible de résister à cette modification du pH ?

- Si les résultats vont dans le sens d'une meilleure rétention des polluants, les essais de formulation et de lixiviation statique pourront être réalisés.
- Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres réactifs, d'autres mécanismes de stabilisation ou d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être représentatif de la zone à traiter. L'essai nécessite une quantité d'échantillon de sol équivalent à au moins 1 kg de masse sèche. Cette masse doit être suffisante pour pouvoir répéter l'essai si besoin ;
- La granulométrie des échantillons à tester doit être à 95% de dimension inférieure à 4 mm ;
- Le protocole d'essai est celui décrit par la norme ISO TS 21268-4 ;
- L'interprétation de l'essai doit s'appuyer d'une part sur l'expression des résultats sous forme de courbe de neutralisation acido-basique représentant le pH stationnaire obtenu à 48 h en fonction des ajouts d'acide ou de base exprimés en mmol H⁺/g et d'autre part sur la représentation de la disponibilité des constituants en fonction du pH stationnaire atteint et des quantités d'acide/base consommées.

14.4.2 Essai de formulation et lixiviation en conditions statiques

Principe et champ d'application

Cette série d'essais consiste à mettre en œuvre différentes formulations de sols et de réactifs après les avoir judicieusement sélectionnés sur la base de la nature des mécanismes de stabilisation recherchés. L'effet stabilisant de chaque formulation est évalué au moyen d'essais de lixiviation statiques.

Objectif : évaluation d'une formule de traitement

Cet essai permet de déterminer la nature de réactifs et leur dosage aptes à stabiliser et solidifier le sol.

Résultat attendu

Le résultat attendu doit permettre de répondre à la question : existe-t-il une formulation de sol et réactifs apte à assurer l'immobilisation des polluants en conditions de lixiviation statique ?

Dans le cas où il est attendu que le procédé permette de produire un matériau consolidé en termes de caractéristiques mécaniques, ses propriétés mécaniques devront être vérifiées par des essais de résistance en compression et comparées aux résultats attendus.

- Si la faisabilité est validée, des essais plus poussés pourront être réalisés si besoin. Dans ce cas, la nature des réactifs retenus, leur dosage, les apports en eau, les conditions de malaxage et de maturation doivent être renseignées.
- Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres réactifs ou d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'échantillon de sol testé doit être représentatif de la zone à traiter. L'essai nécessite un échantillon de sol de 10 à 15 kg. Cette masse doit être suffisante pour pouvoir répéter l'essai si besoin ;
- La granulométrie recommandée pour les échantillons à tester est inférieure à 2 mm ;
- Pour chaque essai l'échantillon doit être triplé pour compenser l'hétérogénéité de la pollution ;
- Il est préconisé de réaliser l'essai en testant au moins 2 réactifs et au moins 3 concentrations de chaque réactif. La réalisation du programme d'essai peut être optimisée par l'application d'un plan d'expérience ;
- La mise en contact du sol avec le réactif doit être réalisée à l'aide d'un malaxeur dans des conditions qui permettent d'obtenir une matrice homogène ;
- Après traitement selon les conditions d'essai, chaque échantillon fait l'objet d'un essai de lixiviation selon le protocole CEN/TS 15862 sur monolithe et éventuellement selon le protocole ISO TS 21268-2 (ou EN 12457-2) après fragmentation si les conditions de mises en œuvre sur le terrain l'exigent ;
- L'interprétation des résultats d'essai se fait sur la base des résultats d'analyse de la fraction lixiviable des différentes formulations. L'atteinte d'un niveau de fraction lixiviable acceptable doit être vérifié en tenant compte de l'effet de dilution du sol dans la masse de réactif. Il est recommandé de ne pas dépasser un ratio de masse de réactif / masse sèche de sol de 33% ;
- Dans le cas où des performances mécaniques sont attendues, le matériau formulé doit faire l'objet d'une évaluation de sa résistance mécanique en compression (EN 1052-1). La mesure doit être triplée et le résultat fourni correspond à la moyenne des 3 essais ;
- L'augmentation de volume lié à l'ajout des réactifs et de l'eau d'hydratation sera évaluée ;
- Dans le cas où plusieurs formulations présentent des résultats équivalents et satisfaisant en termes de fraction lixiviable et de résistance mécanique, les conditions les plus favorables d'un point de vue économique sont privilégiées ;
- Les conditions les plus avantageuses sont celles qui sont sélectionnées pour la suite des essais.

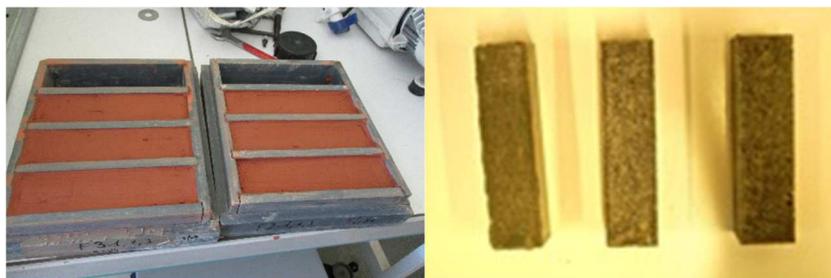


Figure 47 – Exemples de moulages et éprouvettes de sol stabilisé - solidifié (Source : PROVADEMSE)

14.4.3 Essai de dépendance au pH avec ajout initial d'acide / base sur la formulation sélectionnée

Essai
d'ORIENTATION

Principe et champ d'application

Cet essai fait suite à la série d'essais de formulation et de lixiviation en conditions statiques. Il permet de vérifier la qualité de la stabilisation des polluants sous l'effet, le cas échéant, d'une modification du contexte physico-chimique de milieu, qu'elle soit générée par l'ajout du réactif ou qu'elle provienne des conditions d'exposition du sol traité. L'essai consiste à déterminer l'influence du pH sur la mobilité des constituants organiques et inorganiques du sol traité. L'état d'équilibre tel que défini dans cette partie de l'ISO/TS 21268 s'obtient en ajoutant des quantités prédéterminées d'acide ou de base afin d'atteindre les valeurs de pH finales désirées. L'essai n'est pas adapté à des espèces qui sont volatiles dans des conditions ambiantes.

Cet essai est préconisé dans le cas d'environnements susceptibles de connaître une évolution du pH comme les sites miniers par exemple.

Objectif : évaluation de la résistance aux agent extérieurs acides/basiques

Cet essai permet de caractériser la capacité de neutralisation acido-basique du sol traité et d'observer les effets, générés par l'action des réactifs envisagés ou par des conditions extérieures d'environnement, d'une modification du pH sur la mobilité des polluants.

Résultat attendu

Le résultat attendu doit permettre de répondre à la question : la modification du pH produite par le réactif ou susceptible d'être produite par des facteurs d'environnement est-elle favorable ou préjudiciable à la mobilité des polluants ? Le sol traité est-il susceptible de résister à une modification du pH par des facteurs d'environnement ?

- Si les résultats vont dans le sens d'une meilleure rétention des polluants, les essais de lixiviation dynamique pourront être réalisés.
- Si la stabilité n'est pas validée, d'autres réactifs, d'autres mécanismes de stabilisation ou d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- L'essai nécessite une quantité d'échantillon de sol traité équivalent à au moins 1 kg de masse sèche. Cette masse doit être suffisante pour pouvoir répéter l'essai si besoin ;
- La granulométrie des échantillons à tester doit être ramenée par concassage si nécessaire à 95% de dimension inférieure à 4 mm ;
- Le protocole d'essai est celui décrit par la norme ISO TS 21268-4 ;
- L'interprétation de l'essai doit s'appuyer d'une part sur l'expression des résultats sous forme de courbe de neutralisation acido-basique représentant le pH stationnaire obtenu à 48 h en fonction des ajouts d'acide ou de base exprimés en mmol H+/g et d'autre part sur la représentation de la disponibilité des constituants en fonction du pH stationnaire atteint et des quantités d'acide/base consommées.

14.4.4 Essai de faisabilité en conditions dynamiques

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

Principe et champ d'application

Cet essai fait suite à la validation, en conditions statiques, de la stabilité de la formulation sélectionnée, y compris en cas de modification du pH. Il consiste à suivre le relargage de polluants du sol traité sous l'effet d'un renouvellement de la solution à son contact.

Deux modes de mise en œuvre peuvent être prévus pour cet essai selon l'état physique du sol traité :

- Essai de lixiviation dynamique sur matériau monolithique : l'essai consiste à placer le sol traité à l'état monolithique dans de l'eau déminéralisée dans des conditions de ratio Liquide/Surface fixées et selon un programme de renouvellement du lixiviant défini par la norme EN 15863 ;
- Essai de percolation dynamique sur matériau granulaire : l'essai est réalisé au moyen d'une colonne remplie de sol traité à l'état granulaire, placé sous un flux ascendant d'eau déminéralisée dont la qualité est suivie selon un programme de prélèvement défini par la norme EN TS 14405.

Cet essai permet de caractériser le comportement du matériau stabilisé selon une des conditions du vieillissement (le renouvellement de la solution). D'autres conditions peuvent être étudiées comme l'effet de la carbonatation, du gel/dégel ou de l'érosion par exemple.

Objectif : évaluation du comportement à long terme du sol traité

Cet essai permet de vérifier la stabilité du sol traité en tenant compte du renouvellement de la solution au contact du matériau.

Résultats attendus

Le résultat attendu doit permettre de vérifier l'atteinte d'un niveau de fraction lixiviable en polluants acceptable en conditions dynamiques.

- Si la faisabilité est validée, des essais de terrain pourront être réalisés ;
- Si la faisabilité n'est pas validée, d'autres réactifs, d'autres mécanismes de stabilisation ou d'autres techniques de dépollution devront être envisagées.

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation de l'essai

- Selon le dispositif choisi, l'essai nécessitera soit un volume d'échantillon monolithique dont les côtés sont de dimension au moins égale à 40 mm, soit une masse d'échantillon granulaire de 10 kg ;
- L'essai sur monolithe doit être réalisé conformément à la norme CEN TS 15863 de lixiviation dynamique des monolithes avec renouvellement périodique du lixiviant ;
- L'essai sur matériau granulaire doit être réalisé conformément à la norme CEN TS 14405 de percolation à écoulement ascendant ;
- Compte tenu de la masse d'échantillon plus limitée dans le premier cas (monolithe) l'essai devra être répliqué 3 fois pour compenser l'hétérogénéité de la pollution et/ou du contact avec le réactif ;
- L'interprétation des résultats d'essai se fait par le suivi et l'expression des résultats d'analyse des éluats en mg/m² (cas des essais sur monolithes) et en mg/kg (cas des essais sur monolithe et sur matériau granulaire) cumulés en fonction du ratio cumulé Liquide/Surface (monolithes) ou Liquide/Masse Solide (granulaire) ;
- La validité de la stabilisation est évaluée au regard de l'acceptabilité du niveau de relargage et de son évolution en fonction du renouvellement du milieu liquide. En effet la stabilité du matériau pourra être remise en cause si celle-ci, bien qu'acceptable en conditions initiales, évolue défavorablement sous l'effet du renouvellement du milieu liquide.

D'autres essais de durabilité pourront être envisagés en fonction des conditions d'exposition prévues pour les sols stabilisés, comme les essais de gel/dégel ou d'humidification/séchage. On retiendra toutefois qu'il est conseillé de recouvrir les sols de 50 cm au minimum de sol sain.

14.5 Essais de terrain

14.5.1 Essai de traitement par stabilisation / solidification sur site

Essai d'évaluation des
PERFORMANCES

Principe et champ d'application

Cet essai consiste à mettre en œuvre, en conditions réelles sur le site sur un volume limité de terres, le procédé de stabilisation / solidification tel qu'il a été testé et sélectionné en laboratoire.

Cet essai de terrain est requis dans le cas où des volumes importants de terres doivent être stabilisés, lorsque le sol présente une géologie complexe ou lorsque le fonctionnement des équipements envisagés est mal connu.

Objectifs

L'objectif de l'essai de terrain est de vérifier les modalités de mise en œuvre du traitement en vraie grandeur (en particulier la qualité du malaxage obtenu avec les outils mobilisé) et d'anticiper les modes de gestion des éventuelles nuisances (bruit, poussières, vapeurs) tant vis-à-vis du personnel affecté au traitement qu'aux riverains et les difficultés potentielles de manipulation du sol et des réactifs.

Il consiste également à vérifier l'atteinte du niveau de fraction lixiviable acceptable prévu dans le cadre des essais en laboratoire.

Résultats attendus

- go/no go ou éléments de dimensionnement
- Les modalités de prétraitement du sol si nécessaire
- Les modalités de malaxage du sol avec les réactifs
- Les modalités de limitation des nuisances
- Le niveau de fraction lixiviable accessible
- Le niveau de résistance mécanique accessible (le cas échéant)

Lignes directrices pour la mise en œuvre et l'interprétation des essais

- L'essai de traitement doit être réalisé sur une zone représentative du site en termes de pollution (nature et concentration) et de géologie. Il sera réalisé préférentiellement sur la zone sur laquelle ont été prélevés les échantillons objet des essais en laboratoire.
- Les essais de terrain doivent être décrits en renseignant en particulier :
 - La nature des prétraitements éventuellement rendus nécessaires, les volumes de terres prétraités, le matériel employé, les conditions de prétraitement, les difficultés rencontrées et les résultats obtenus ;
 - Les volumes de terres traités, le matériel et les réactifs employés, les doses de réactifs ramenées à la masse de sol, les modalités de malaxage, le programme de suivi/prélèvement des matériaux traités, les difficultés rencontrées et les résultats obtenus ;
 - Les moyens mis en œuvre pour limiter les éventuelles nuisances (bruit, poussières) durant le traitement et pour vérifier l'absence d'émissions gazeuses au cours du traitement ;
- L'efficacité du traitement est suivie par la vérification de l'atteinte du niveau de fraction lixiviable selon les conditions de l'essai EN 12457-2 après différentes périodes de cure du matériau (7j ; 14j ; 28j)
- Dans le cas où des performances mécaniques sont attendues, le matériau formulé doit faire l'objet d'une évaluation de sa résistance mécanique en compression (EN 1052-1). Celle-ci est comparée aux résultats attendus.

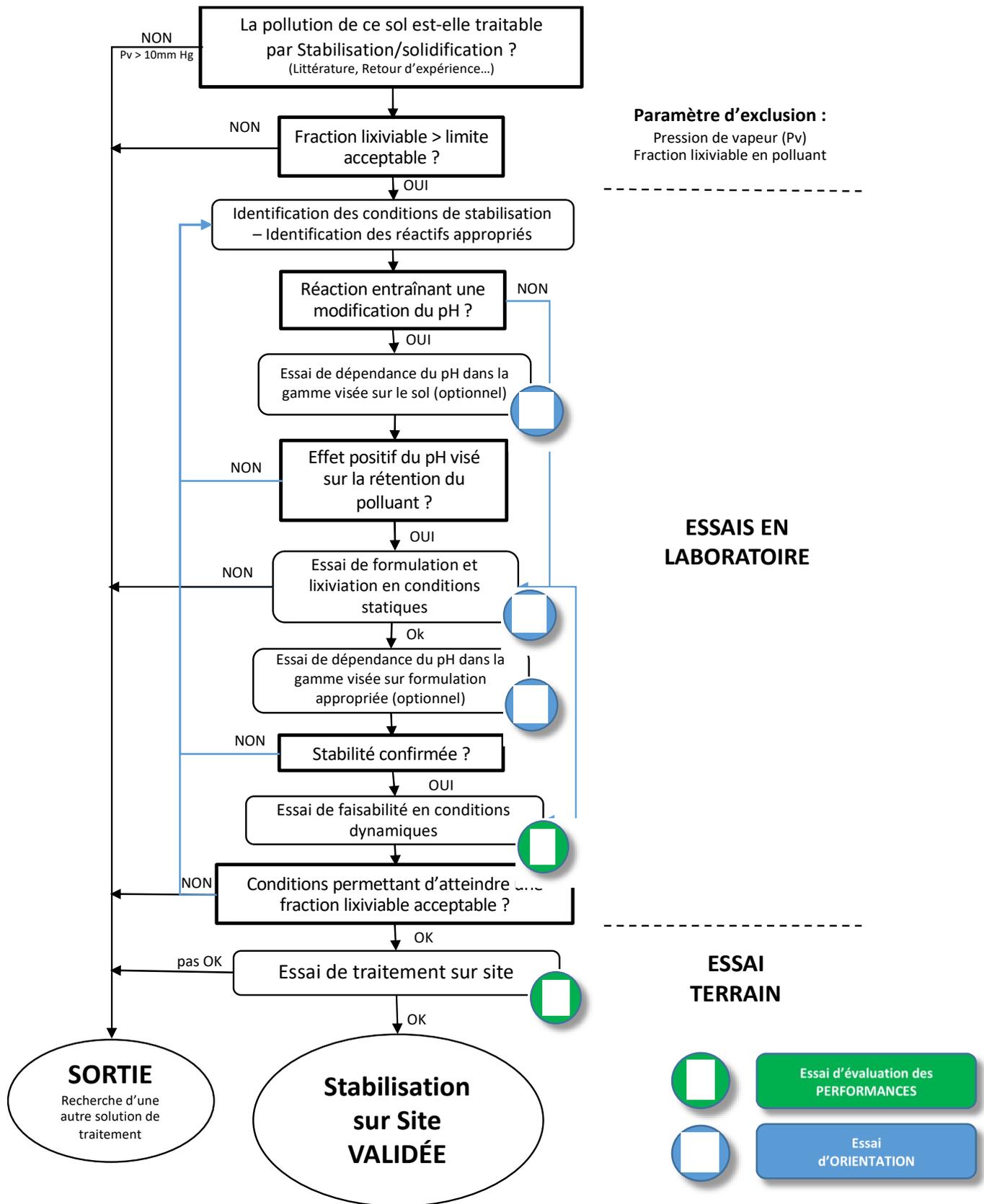


Figure 48 – Logigramme décisionnel de faisabilité de la stabilisation/solidification sur site

14.6 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

Les techniques de stabilisation / solidification ont été surtout développées dans le cadre du traitement des déchets dangereux, en particulier comme prétraitement avant stockage en installation de traitement de déchets. Leur domaine privilégié est celui de la stabilisation des éléments minéraux mais leur application aux polluants organiques, plus récente, est en développement.

Les principales sources documentaires portant sur l'expérimentation de la faisabilité de traitement de sols par stabilisation / solidification sur site sont produites aux Etats-Unis, par l'ITRC (Development of performance specifications for solidification / stabilization, 2011, S/S-1, Washington DC, Interstate Technology & Regulatory Council Solidification/Stabilization Team), au Royaume-Uni, par l'Environmental Agency (Guidance on the use of Stabilisation/Solidification for the Treatment of Contaminated Soil, Environmental Agency, 2004) mais aussi en France, par l'ADEME (Traitabilité des sols pollués : Guide pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances, ADEME, 2009).

Références bibliographiques

- ADEME, 2009 : Traitabilité des sols pollués – Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances – Guide méthodologique
- ADEME, 2009 : Traitabilité des sols pollués - Guide méthodologique pour la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances – Cahiers des charges
- BRGM, 2014 : Faisabilité de la stabilisation physico-chimique des terres excavées dans la perspective d'un stockage en installation de stockage de déchets inertes, BRGM/RP-63698-FR
- CERCLA, 1989 : Stabilization/Solidification of CERCLA and RCRA waste – Physical test, Chemical Testing Procedures, Technology Screening and Field Activities, EPA/625/6-89/022
- CRC Care, 2017 : Australian CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment – Technical Report : Application Guide for Chemical Immobilization and Solidification
- Environmental Agency, 2004 : Guidance on the use of Stabilization/Solidification for the Treatment of Contaminated Soil, Environmental Agency, 2004
- ITRC, 2011 : Development of performance specifications for solidification / stabilization, 2011, S/S-1, Washington DC

15. Méthode de gestion – Atténuation Naturelle Contrôlée (ANC)

L'Atténuation Naturelle Contrôlée (ANC) n'est pas reconnue par la norme NF X 31-620-4, laquelle mentionne que l'ANC est une « prestation d'ingénierie à part entière mais pas une technique de dépollution ».

En France, la Méthodologie nationale de gestion des sites et pollués (2017) reconnaît l'ANC comme modalité de gestion d'un site pollué.

Le contenu de l'étude de faisabilité de l'ANC proposée dans ce guide, focalisée sur les composés organiques de type hydrocarbures pétroliers (HC) et composés organo-halogénés volatils (COHV), s'appuie sur les guides MACAOH (ADEME, 2007) et ATTENA (ADEME, 2013) ainsi que plus marginalement sur certains documents nord-américains.

Par ailleurs, ce guide est focalisé sur le panache d'eau souterraine mais la démarche peut également être déclinée dans le panache gazeux. Ce parti pris s'appuie sur la littérature disponible (laquelle est focalisée sur les eaux souterraines), le retour d'expérience (là aussi focalisé sur les eaux souterraines) et sur la géométrie des panaches, la taille des panaches gazeux étant généralement très limitée vis-à-vis des panaches d'eau souterraine.

En termes de vocabulaire, il est retenu ici le Vocabulaire Atténuation Naturelle Contrôlée (ANC), terme cité dans la norme NF X 31-620-4, qui est la traduction du terme anglais Monitored Natural Attenuation (MNA), le terme MNA étant la référence pour toute la littérature étrangère en langue anglaise. Mentionnons dans ce contexte que le terme ANC ou MNA décrit une solution de gestion d'un site pollué alors que le terme Atténuation Naturelle (AN) ou Natural Attenuation (NA) décrit les processus physiques, chimiques et/ou biologiques présents dans le milieu souterrain. Précisons enfin que le guide MACAOH distingue bien les deux termes (Atténuation Naturelle sous Surveillance (en lieu et place de l'ANC) et Atténuation Naturelle), alors que les guides ATTENA comme la Méthodologie nationale de gestion des sites et pollués n'ont retenu que le seul terme d'Atténuation Naturelle.

S'agissant d'un guide relatif aux essais de faisabilité de traitement, ce chapitre concernant l'ANC pourrait formellement ne pas figurer ici. Le choix d'inclure l'ANC dans ce guide est cependant motivé par la fourniture d'éléments techniques permettant de comparer l'ANC à différentes techniques de traitement dans le cadre d'un bilan coûts/avantages de différentes solutions de gestion.

15.1 Principales caractéristiques de l'ANC considérée dans le contexte ESTRAPOL

Démarche générale

L'évaluation de la faisabilité d'une gestion du site par ANC est organisée ici de façon quelque peu différente de celle développée pour les autres techniques, car elle reprend la démarche d'une étude de faisabilité de l'ANC telle que décrite dans les guides techniques mentionnés dans l'Etat de l'art, en plus particulièrement les guides MACAOH et ATTENA. Cette étude de faisabilité de l'ANC comprend différentes étapes incluant l'analyse des données disponibles, des mesures/essais sur site et/ou en laboratoire ainsi que des étapes calculatoires, l'ensemble de ces travaux devant permettre dans le cadre d'une étape ultime de l'étude de statuer sur la faisabilité de l'ANC à atteindre les objectifs de gestion du site dans un délai considéré comme raisonnable (25 à 30 ans). Dans l'hypothèse d'une acceptation de l'ANC par les différentes parties prenantes (maître d'ouvrage, ingénierie, administration), la mise en œuvre de l'ANC comme solution de gestion du site consiste en une surveillance à long terme du/des panache(s) avec une réévaluation périodique de sa pertinence (notamment la pérennité des conditions favorables aux mécanismes d'atténuation naturelle) pour atteindre les objectifs de gestion du site (cf. Figure 49). Cette surveillance devra s'accompagner a minima d'une garantie d'accès au réseau de points de mesure, et éventuellement d'une restriction temporaire des usages des eaux souterraines. Ces objectifs ont vocation à être inscrits dans le Plan de gestion du site.

L'étude de faisabilité de l'ANC proposée ici comprend 5 étapes, avec une démarche progressive et proportionnée en fonction des enjeux du site :

- Etape 1 : synthèse des données disponibles. On postule que le diagnostic approfondi établi dans le cadre du Plan de gestion est disponible. Cette étape comprend en particulier l'identification des zones sources, la

caractérisation du/des panache(s), l'identification des cibles et des expositions. L'un des attendus clés de cette étape est la démonstration d'une réduction ou d'une stabilité de l'extension du/des panache(s)

- Etape 2 : évaluation qualitative des mécanismes d'atténuation naturelle, et tout particulièrement de la biodégradation lorsqu'il s'agit de composés organiques. Pour la biodégradation, cette étape s'appuie sur la mesure et l'interprétation d'un certain nombre de paramètres, dont la liste dépend de la nature des polluants
- Etape 3 : évaluation quantitative des mécanismes d'atténuation naturelle, en s'appuyant sur des bilans de masse et de flux et des cinétiques d'atténuation. Une attention particulière est portée au flux de composés dissous et/ou gazeux issu de la zone source vis-à-vis des cinétiques d'atténuation dans le/les panache(s), en particulier les cinétiques de biodégradation
- Etape 4 : prévision de l'évolution des concentrations dans les panaches (eaux souterraines en priorité et éventuellement dans les gaz de la zone non saturée) à l'aide d'outils de modélisation des mécanismes ou d'outils statistiques
- Etape 5 : décision de mise en œuvre de l'ANC pour atteindre les objectifs de gestion de la pollution du site. Cette étape de synthèse a vocation à nourrir la discussion entre les différentes parties prenantes en vue de décider de mettre en œuvre ou pas l'ANC.

Il convient d'insister sur la mise en œuvre conditionnelle des étapes 2 et suivantes en fonction des résultats de l'étape précédente (cf. Figure 49). Mentionnons que l'acquisition de données supplémentaires au travers de mesures/essais de terrain et/ou en laboratoire se fait dans le cadre des étapes 2 et 3 de l'étude de faisabilité.

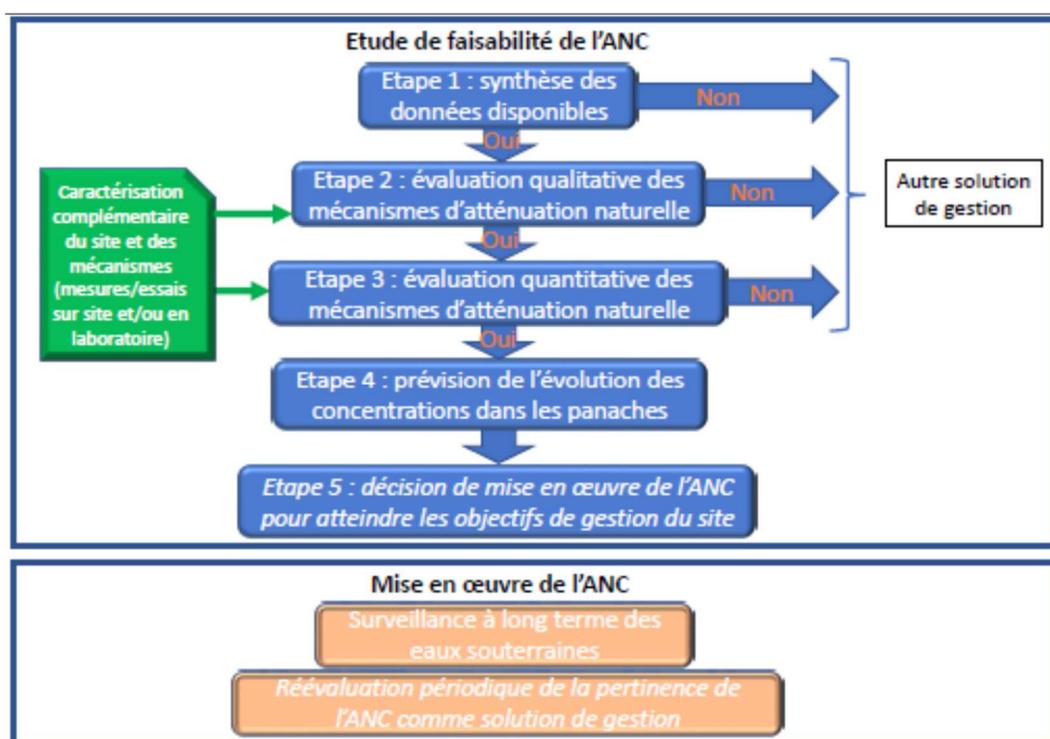


Figure 49 – Contenu type d'une étude de faisabilité de l'ANC et de la mise en œuvre d'une ANC

Dans l'hypothèse d'une acceptation de l'ANC par les différentes parties prenantes (maître d'ouvrage, ingénierie, administration), la mise en œuvre de l'ANC comme solution de gestion du site consiste en :

- une surveillance à long terme du/des panache(s). Cette surveillance devra s'accompagner a minima d'une garantie d'accès au réseau de points de mesure, et éventuellement d'une restriction temporaire des usages des eaux souterraines.
- une réévaluation périodique de sa pertinence (notamment la pérennité des conditions favorables aux mécanismes d'atténuation naturelle) pour atteindre les objectifs de gestion du site.

Mécanismes d'atténuation naturelle et focus sur les composés organiques de type HC et COHV et sur la surveillance du panache de composés dissous

Les mécanismes d'atténuation naturelle et les paramètres associés aux composés organiques sont partiellement différents de ceux associés aux composés inorganiques. Étant donné les grandes difficultés techniques à prouver la faisabilité d'une ANC pour les composés inorganiques (pérennité des mécanismes d'immobilisation, ...) et du faible nombre de cas d'application en France, l'ANC appliquée aux composés inorganiques n'est pas abordée dans ce guide. Les lecteurs intéressés par ce domaine d'application sont invités à consulter les guides de l'USEPA à ce sujet (USEPA, 2007a et b, 2010).

Pour les composés organiques de type HC et COHV qui sont les composés ciblés ici, l'approche proposée est globale, comprenant à la fois la zone source, le panache de composés dissous et le panaches de composés gazeux (ou en d'autres termes, la zone non saturée, la zone saturée et la zone de battement de nappe). Cette approche globale est considérée comme nécessaire même si la mise en œuvre de l'ANC dans le cadre d'une surveillance concerne principalement le panache de composés dissous.

Les mécanismes d'atténuation naturelle considérés sont les suivants :

- des mécanismes non destructifs ne modifiant pas la masse des polluants dans un compartiment : il s'agit de la convection, la dispersion et la diffusion moléculaire
- des mécanismes non destructifs modifiant la masse des polluants dans un compartiment : il s'agit de l'ensemble des mécanismes de transferts entre phases : dissolution, volatilisation (transfert phase organique/gaz et eau/gaz) et adsorption
- des mécanismes destructifs : il s'agit essentiellement de la biodégradation et marginalement de la dégradation chimique (par exemple le 1,1,1 TCA)
- des phénomènes regroupés dans le terme « dilution ». Ce terme ne correspond pas à un mécanisme tel que ceux décrits précédemment. De façon générale, il comprend différents phénomènes conduisant généralement à réduire les concentrations ou les flux de polluants (recharge par la pluie, pompage, ...).

Points clés pour la démonstration de la faisabilité de l'ANC

Les points clés pour la démonstration de la faisabilité de l'ANC sont les suivants, dont la plupart sont mentionnés dans la Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués (2017) :

- la maîtrise des sources de pollution
- la compatibilité des usages (généralement les eaux souterraines et/ou éventuellement l'air intérieur) avec l'état des milieux. En cas d'incompatibilité, l'ANC doit être accompagnée de restrictions d'usage temporaires. Dans tous les cas, l'accès aux ouvrages de surveillance dans la durée devra être garantie
- un panache de composés dissous (ou éventuellement gazeux) stable ou en régression dans le temps
- une réduction à terme de la pollution
- un rôle significatif ou prépondérant des mécanismes destructifs vis-à-vis des mécanismes non destructifs. Une attention particulière sera portée aux métabolites de dégradation dont certains peuvent être plus toxiques que les composés mères
- la capacité de l'ANC à atteindre les objectifs de gestion du site.

Scénarios de mise en œuvre de l'ANC

Différents scénarios de mise en œuvre de l'ANC peuvent être considérés :

- Scénario 1 : l'ANC est mise en œuvre comme unique solution de gestion du site
 - Scénario 2 : l'ANC est mise en œuvre en concomitance avec une technique de dépollution active
 - Scénario 3 : l'ANC est mise en œuvre après la réalisation d'une réhabilitation à l'aide d'une technique active.
- Dans le cas du scénario 2, il pourra être possible dans certains contextes, dans l'esprit d'une étude proportionnée aux enjeux et d'une Analyse Coût-Bénéfices, de réaliser une étude de faisabilité moins exhaustive que pour les deux autres scénarios.

Sont décrits ci-dessous des recommandations méthodologiques pour la réalisation des différentes étapes de l'étude de faisabilité de l'ANC pour des composés organiques de type hydrocarbures pétroliers et COHV en vue d'une surveillance des eaux souterraines. Néanmoins, si besoin, l'ANC pourra s'appliquer également au panache de composés gazeux ou à d'autres composés organiques et inorganiques, charge au prestataire de mettre en

œuvre une méthodologie d'étude de la faisabilité de l'ANC à partir de ce guide, de la littérature disponible et/ou de sa propre expérience.

Il pourra être utile de débiter l'Analyse Coût-Bénéfice dès l'étape 1 de l'étude de faisabilité puis de la mettre à jour au fur et à mesure de l'avancement de l'étude de faisabilité.

15.2 Contenu de l'étude de faisabilité de l'ANC

15.2.1 Etape 1 - Synthèse des données disponibles

Objectifs : fournir les éléments permettant de répondre aux critères de GO/no GO de poursuite de la démarche ANC. Ces principaux critères sont à ce stade :

- la maîtrise des sources de pollution
- la compatibilité des usages avec l'état des milieux
- l'évolution de l'extension du panache de composés dissous : est-il stabilisé ou en régression ?
- la biodégradation : est-elle présente ?

Contenu : analyse des données disponibles, généralement les données du diagnostic approfondi et de l'EQRS réalisés en vue du Plan de gestion. Ces données concernent a minima :

- le contexte géologique, hydrogéologique et hydrographique du site
- la nature de la pollution, son extension spatiale et son évolution dans le temps
- la présence d'indicateurs qualitatifs de biodégradation.
- l'identification des usages (actuels et envisagés dans le Plan de gestion) et des risques associés.

Des listes étendues de paramètres à analyser sont proposées dans la littérature (cf. par exemple USEPA, 2012).

Résultats attendus : a minima une cartographie du panache de composés dissous, des chroniques d'évolution des concentrations en composés dissous, les vitesses de nappe, si possible l'estimation de la masse de polluants dans la zone source, l'identification des incertitudes principales et des moyens proposés pour y répondre.

Points d'attention :

- Evolution des concentrations dans les eaux souterraines en fonction du temps : impact des variations temporelles du niveau de nappe et des échanges ZS/ZNS (surtout en cas de présence de NAPL dans la zone de battement de nappe)
- La prise en compte des incertitudes sur les données et interprétations associées
- Biodégradation des polluants : présence de métabolites et toxicité associée, prise en compte si besoin de données de la littérature (biodégradabilité intrinsèque, REX labo/site de constantes de dégradation)
- Evolution des usages, disponibilité à moyen/long terme de l'accès aux points de surveillance.

15.2.2 Etape 2 - Evaluation qualitative des mécanismes d'atténuation naturelle

Différents mécanismes d'atténuation naturelle entrent généralement simultanément en jeu. Parmi ceux-ci, les mécanismes destructifs sont classés à part, car ils permettent une réduction irréversible de la masse de polluant. Notons cependant que (i) les mécanismes de dégradation peuvent être partiels, et faire apparaître dans les milieux des sous-produits (métabolites) inoffensifs ou plus toxiques que les substances de départ et (ii) ces mécanismes de dégradation peuvent ne pas être pérennes dans le temps (en cas de modification des conditions biogéochimiques favorables à la dégradation des polluants). Des conditions géochimiques particulières sont nécessaires à une biodégradation efficace de chaque famille de polluants organiques.

Dans ce contexte, cette étape est focalisée sur l'identification des mécanismes de biodégradation en jeu. Il convient de mentionner que la dégradation chimique ne concerne que très marginalement les hydrocarbures et COHV (principalement le 111-TCA).

Il s'agit donc ici d'une approche qualitative qui a pour objectif de produire un résultat binaire :

- la biodégradation existe et peut être efficace : les paramètres mesurés indiquent que la biodégradation est certaine, et celle-ci peut contribuer efficacement à l'atténuation naturelle des concentrations en polluants,
- la biodégradation n'existe pas ou sera inefficace : les paramètres mesurés indiquent que la biodégradation est (i) inexistante et ne peut donc pas contribuer efficacement à l'atténuation naturelle des concentrations

ou (ii) elle est existante mais ne peut pas jouer un rôle majeur dans l'atténuation naturelle des concentrations.

La démarche est déclinée ici pour les deux familles de polluants les plus couramment rencontrées sur les sites pollués (hydrocarbures pétroliers et COHV), mais elle pourra également s'appliquer à d'autres familles (éthers organiques, acides, alcools, etc, ...) en adaptant les indicateurs de suivi.

Biodégradation des hydrocarbures pétroliers

Les hydrocarbures pétroliers comprennent des coupes pétrolières (essence, kérosène, gazole) ou des familles de composés (BTEX, HAP, ...). Les connaissances actuelles indiquent une biodégradabilité intrinsèque satisfaisante des hydrocarbures aliphatiques, alicycliques, et aromatiques sauf pour les composés les plus lourds et les plus ramifiés. De façon générale, la dégradation des hydrocarbures est beaucoup plus efficace en milieu aérobie, mais elle est aussi possible en conditions anaérobies. Les BTEX et les éther-carburants (MTBE, ETBE, TBA) sont les composés sur lesquels se portent généralement les études d'ANC car ils sont les plus problématiques en termes de risques, mais aussi parce qu'ils représentent le flux principal de composés dissous issu de la zone source.

La biodégradation des éther-carburants semble problématique. Seuls certains micro-organismes sont capables de dégrader le MTBE dans un milieu très oxygéné. Mentionnons aussi dans les additifs oxygénés, l'éthanol qui peut conduire à une augmentation de la solubilité des BTEX.

Les voies métaboliques sont nombreuses, mais ne semblent généralement pas générer de composés plus toxiques que les composés mères. Par ailleurs, ces métabolites semblent peu persistants dans les eaux souterraines.

Mentionnons enfin des mécanismes de compétition entre les différentes familles de polluants à dégrader.

Le Tableau 3 (cf. 1^{ère} Partie au paragraphe 2.2.1) présente les processus en jeu pour les hydrocarbures et le Tableau 24 présente les paramètres utiles à l'évaluation qualitative de leur biodégradation telle que proposé par le guide ADEME/ATTENA (2013).

Tableau 24 - Packs analytiques pour évaluer qualitativement la biodégradation des BTEX et éther-carburants (source ADEME/ATTENA, 2013)

Packs analytiques	Détermination	Utilisation
Pack « Industrie Pétrolière »	CAV (dont BTEX et triméthylbenzènes) par GC/MS Naphthalène par CG/MS MTBE ; ETBE ; TBA + TPH (par famille pour interprétation), HCT (comparaison avec historique) par CG/MS	Caractérisation de la pollution
Pack « Anions »	Sulfates, sulfures, nitrates, nitrites, hydrogénocarbonates par chromatographie ionique et conductimétrie	Caractérisation des conditions redox in situ
Pack « Cations »	Calcium, Sodium, Potassium, Magnésium et ammonium par chromatographie ionique et conductimétrie	
Méthane	CPG et détection FID	Paramètres généraux
Pack terrain « Electrochimie »	Electrochimiques par des appareils portatifs (pH, T°C, conductivité, O ₂ dissous et potentiel d'oxydoréduction)	
Pack terrain « Colorimétrie »	Fe II et Fe tot par colorimétrie sur site	Caractérisation des conditions redox in situ
Alcalinité	Test d'alcalinité HACH / modèle AL AP MG-L	

Cas particulier des HAP

La biodégradation des HAP se fait à la fois sous des conditions aérobies et anaérobies (cf. Tableau 3). Le nombre de voies métaboliques est relativement important, et l'identification d'intermédiaires métaboliques est délicate (cf. 1^{ère} Partie au paragraphe 2.2.6 Métabolites). Parmi ces métabolites, ont été mis en évidence des composés aromatiques polycycliques oxygénés (CAP-O) qui sont plus polaires que les 16 HAP US EPA, donc plus solubles dans l'eau, induisant potentiellement une mobilité accrue. Les paramètres nécessaires pour évaluer qualitativement la dégradation des HAP sont décrits dans le Tableau 25.

Tableau 25 - Packs analytiques pour évaluer qualitativement la biodégradation des HAP (source ADEME/ATTENA, 2013)

Packs analytiques	Détermination	Utilisation
Pack « Carbochimie »	HAP 18 (HAP 15 ou 16 + éventuellement méthyl naphtalènes) par CG/MS CAV (dont BTEX) par CG/MS	Caractérisation de la pollution
Pack « Anions »	Sulfates, sulfures, nitrates, nitrites, chlorures hydrogénocarbonates par chromatographie ionique et conductimétrie	Caractérisation des conditions redox in situ
Pack « Cations »	Calcium, Sodium, Potassium, Magnésium et ammonium par chromatographie ionique et conductimétrie	
Méthane	CPG et détection FID	
Pack terrain « Electrochimie »	Electrochimiques par des appareils portatifs	Paramètres généraux
Pack terrain « Colorimétrie »	Fe II et Fe tot par colorimétrie sur site	Caractérisation des conditions redox in situ

Biodégradation des COHV

Les procédures pour acquérir et interpréter les données qui rendent compte de la dégradation biologique des COHV sont bien documentés (voir en particulier USEPA (1997) et ADEME/MACAOH (2007)). Les mesures réalisées ont pour objectif d'identifier quel est le processus dégradatif dominant dans les eaux souterraines et quelles sont ses possibilités d'être efficace. Le Tableau 3 présente de façon synthétique les différents mécanismes de biodégradation des COHV. Il convient de mentionner par ailleurs que le CA, 111-TCA et CM peuvent aussi se dégrader de façon abiotique (Vogel et McCarthy, 1987). Enfin, il a été observé en laboratoire une voie de dégradation abiotique du 1,2 DCA en CV en conditions de pH basique (comm. orale P. Guibert).

Le Tableau 26 présente les paramètres utiles à l'évaluation qualitative de la biodégradation des COHV telle que proposé par le guide ADEME/MACAOH (2007).

Tableau 26 – Packs analytiques pour évaluer qualitativement la biodégradation des COHV (source ADEME/MACOH, 2007)

Packs analytiques	Détermination	Utilisation
Pack « Volatils »	Composés volatils (COHV, parfois CAV nécessaires) par GC/MS	Caractérisation de la pollution
Pack « Anions »	Anions (nitrates, sulfates, chlorures) par chromatographie ionique et conductimétrie	Caractérisation des conditions redox in situ
Pack « M-E-E »	Méthane, éthène et éthane par CPG et détection FID	Caractérisation de la pollution et des produits de dégradation
Pack « COD »	Carbone organique non-purgeable par la méthode NPOC	Caractérisation des sources de carbone
Pack terrain « Electrochimie »	Electrochimiques par des appareils portatifs (pH, T°C, conductivité, O ₂ dissous et potentiel d'oxydoréduction)	Paramètres généraux
Pack terrain « Colorimétrie » Alcalinité	Fe II et Fe tot par colorimétrie sur site Test d'alcalinité HACH / modèle AL AP MG-L	Caractérisation des conditions redox in situ

CAV : composés aromatiques volatils (BTEX)

La liste des COHV à analyser dépend du contexte du site. Il est recommandé d'analyser l'ensemble des composés d'une même famille et si besoin plusieurs familles (chloroéthènes, chloroéthanes, chlorométhanes, cf. Figure 7).

Au-delà de la liste de paramètres décrite dans le Tableau 26, le guide ADEME/MACAOH propose (i) une liste de « valeurs seuils » pour aider à caractériser les processus biologiques de dégradation et prononcer un diagnostic qualitatif ainsi que (ii) des recommandations pratiques pour l'interprétation des données.

Mentionnons que le guide ADEME/MACAOH ne retient pas certains paramètres décrits dans d'autres guides techniques, notamment les acides gras volatils, les sulfures, le CO₂, l'hydrogène, le fer ferrique, le manganèse, la recherche de bactéries spécialisées et les analyses isotopiques, tout en mentionnant que certains de ces paramètres font l'objet de travaux de R&D avec un fort potentiel de valorisation.

Deux paramètres complémentaires peuvent ainsi être pris en compte selon les contextes de site :

- isotopie : une fois les voies de biodégradation identifiées, ces analyses permettent également de dériver des cinétiques de biodégradation. Pour plus de précisions, voir le guide ATTENA (ADEME, 2013)
- microbiologie : numération bactérienne, biologie moléculaire, et essais batch en respirométrie.

15.2.3 Etape 3 – Evaluation quantitative des mécanismes d’atténuation naturelle

Il s’agit ici de réaliser, au temps t de l’étude, une évaluation quantitative des différents mécanismes d’atténuation naturelle. On distinguera ici :

- la caractérisation de la zone source (en général des sols contenant du NAPL immobile et marginalement uniquement des composés adsorbés), avec une approche de type bilan de masse, ainsi que l’estimation des flux de composés dissous et gazeux
- La caractérisation de chacun des mécanismes dans le panache de composés dissous, y compris les échanges avec la zone (variablement) non saturée.

La littérature décrit de façon détaillée différentes méthodes pour évaluer les taux d’atténuation globaux et la part spécifique de chacun des mécanismes dont la biodégradation, en particulier :

- USEPA (2012) : estimation à partir des concentrations en fonction de la distance ou du temps, modélisation du panache de transport de polluant vs du transport d’un traceur pour en déduire une cinétique de biodégradation.
- ADEME/MACAOH (2007) : bilan de flux sur la zone source, bilan de flux des différents mécanismes dans le panache de composés dissous.

Pour plus de détail, le lecteur est invité à consulter la littérature disponible, notamment ADEME/MACAOH, 2007 (COHV), ADEME/ATTENA 2013 (COHV, HC), USEPA 2004 (HC), CCARE 2010 (HC), USEPA 2012 et NJDEP 2012.

Pour réaliser une évaluation quantitative, en termes de bilan de masse, flux et/ou de cinétique, il convient d’estimer les mécanismes suivants par l’acquisition de différents paramètres permettant de les décrire :

- la convection qui nécessite l’estimation de plusieurs grandeurs :
 - perméabilité de l’aquifère, à grande échelle mais aussi localement (pour l’estimation des cinétiques de dissolution dans la zone source) à l’aide d’essai de terrain et/ou en laboratoire (essais de perméabilité ou estimation à partir de la granulométrie)
 - porosité cinématique, estimée par essai de pompage dans certaines conditions, traçage (rarement mis en œuvre dans le cadre d’une étude), ou par la littérature
 - gradient hydraulique, estimé par des mesures sur le terrain
 - sens d’écoulement de la nappe (estimé par une carte piézométrique) et ses variations saisonnières ou spécifiques (influence de pompages, de conditions de drainage par des cours d’eau, ...)
- la dispersion hydrodynamique : estimée formellement à l’aide d’un traçage (rarement mis en œuvre dans le cadre d’une étude), à défaut à l’aide de données de la littérature (en tenant compte des effets d’échelle spatiale), de formules empiriques ou à partir de l’analyse des données cartographiques du panache de composés dissous
- diffusion moléculaire : estimée à l’aide des coefficients de diffusion moléculaire (données de la littérature) et de la tortuosité du milieu (loi de Fick)
- dissolution :
 - estimation du potentiel maximal de transfert NAPL/eau : calcul des concentrations d’équilibre à partir de la loi de Raoult, essais en laboratoire de contact eau/NAPL, essai de lixiviation en cas de non disponibilité d’un échantillon de NAPL
 - estimation du transfert eau/NAPL au temps t de l’étude : essai de percolation sur une courte durée, confrontation des données de concentration en polluants dans les sols et dans les eaux, calage par modélisation
- volatilisation :
 - estimation du potentiel maximal de transfert : calcul des concentrations d’équilibre à partir de la loi de Raoult (échanges NAPL/gaz) ou de loi de Henry (eau/gaz),

- estimation des transferts gazeux au temps t l'étude : mesure directe au moyen de chambres à flux, mesures des concentrations gazeuses à différentes profondeurs et de la loi de Fick, confrontation des données de concentration en polluants dans les sols et dans les gaz, calage par modélisation
- adsorption : estimation des Kd (coefficient de partage entre phase aqueuse et phase sorbée) à partir des données de la littérature (Koc (coefficient de distribution carbone organique/eau) et foc (fraction de carbone organique) - le Foc peut aussi être facilement mesuré en laboratoire), plus rarement à partir d'essais en colonne de laboratoire. Le Kd permet d'estimer l'adsorption à l'équilibre, mais ce mécanisme peu aussi prendre place avec une cinétique. Mentionnons que ce mécanisme est généralement réversible pour les composés organiques
- dégradation biologique : de nombreuses méthodes sont décrites dans la littérature (cf. ci-dessous pour des références) :
 - Relations stoechiométriques accepteurs d'électrons / donneurs d'électrons
 - bilan de flux
 - solutions analytiques (Buscheck et Alcantar, ...)
 - méthode du traceur
 - analyses isotopiques
 - essais en microcosme (à noter que certains auteurs considèrent que ces essais sont à éviter car les conditions expérimentales (réacteurs fermés) sont trop éloignées des conditions du site),
 - essais en colonne de laboratoire
- dégradation chimique, qui concerne en particulier quelques COHV
- phénomènes regroupés dans le terme « dilution ». Ce terme ne correspond pas à un mécanisme tel que ceux décrits précédemment. De façon générale, il comprend différents phénomènes conduisant généralement à réduire les concentrations ou les flux de polluants (recharge par la pluie, pompage, ...). Ce terme peut être évalué par acquisition de données documentaires et/ou de mesures sur site :
 - caractéristiques des puits de pompage et d'injection (ratio flux d'eau provenant du panache pollué / flux d'eau total pompé, ...),
 - pluie utile, estimée à partir de chroniques piézométriques ou de données documentaires : pluie brute, ETP (évapotranspiration potentielle) et RFU (réserve facilement utilisable) ;
 - chroniques piézométriques interprétées sous forme de cartographies piézométriques pour estimer les modifications temporelles des directions d'écoulement des eaux souterraines;
 - chroniques de niveau d'eau dans les cours d'eau situés aux environs du panache ;
 - drainance entre deux aquifères.

15.2.4 Etape 4 - Prévision de l'évolution des concentrations dans les panaches

Cette étape est moins documentée dans la littérature que les étapes 2 et 3.

Il est proposé ici trois méthodes :

- Méthode 1 : mise en œuvre d'un code numérique dans l'hypothèse où sa mise en œuvre est jugée pertinente (disponibilité des données, enjeux du site, ...). Dans le cas général, les fonctionnalités nécessaires sont les suivantes : phase eau mobile, phases NAPL et gaz immobiles, transfert de masse entre phases (dissolution, volatilisation), biodégradation. La calibration du modèle s'appuiera largement sur les résultats de l'étape 3
- Méthode 2 : extrapolation statistique à partir de l'historique des données de concentrations en polluants dans le panache de composés dissous
- Méthode 3 : en l'absence d'un historique des données de concentrations en polluants dans le panache, mise en œuvre d'un suivi des concentrations pendant plusieurs années, puis mise en œuvre d'un code numérique ou extrapolation statistique.

Les paramètres nécessaires à la mise en œuvre d'un code numérique et l'accessibilité aux données sont présentés dans le Tableau 27. Des recommandations méthodologiques concernant la mise en œuvre de codes numériques sont proposés dans certains guides (par exemple ADEME/MACAOH, 2007).

15.2.5 Etape 5 – Décision de mise en œuvre de l'ANC

Au terme des étapes 1 à 4, les différents acteurs de la gestion du site (généralement le maître d'ouvrage, le prestataire en charge de l'étude et l'administration) doivent décider si l'ANC peut être retenue comme solution de gestion du site. Cette décision s'appuie sur les résultats des étapes 1 à 4 de l'étude de faisabilité de l'ANC mais également sur une analyse coûts/bénéfices d'autres solutions de gestion du site. Il convient également à ce stade de vérifier la pérennité de l'accès aux ouvrages de surveillance et éventuellement de mettre en œuvre une restriction temporaire des usages des eaux souterraines.

Dans l'hypothèse d'une acceptation de l'ANC, la surveillance du site sera alors mise en œuvre pour vérifier la performance de l'ANC à respecter ou à atteindre les objectifs fixés pour la gestion du site.

Mentionnons que si la démarche peut s'arrêter au terme de l'étape 4, elle peut également s'arrêter plus tôt au vu des résultats des étapes 1 à 3 et du contexte de l'évaluation.

Tableau 27 - Paramètres nécessaires à la mise en œuvre des modèles et accessibilité des données (source ADEME/ATTENA, 2013)

Paramètres d'entrées	Unités	Paramètres nécessaires dans		Accessibilité des données				
		Modèle numérique / dissolution	Bilan de masse analytique	Mesures terrain	Mesures laboratoire	Calculs	Données de la littérature	Données à créer
Fraction de carbone organique	MM	X	X	++				
Coefficient de partage sol-eau	L ³ /M	X	X	++	+		+	
Distance à la source	L	X	X	+				
Conductivité hydraulique	L/T	X	X	++	+			+
Gradient hydraulique	L/T	X	X	++				
Vitesse d'écoulement linéaire moyenne	L/T	X	X			++		
Surface de la source	L ²	X	X	++				
Porosité totale	L ³ /L ³	X	X	++	+			
Porosité efficace	L ³ /L ³	X	X	++	+			
Densité apparente	ML ⁻³	X	X					
Épaisseur de la zone saturée	L	X	X	++				
Recharge	L/T	X	X	++			+	+
Dispersivité longitudinale	L	X	X	++		+	+	+
Dispersivité transversale	L	X	X	++		+	+	+
Dispersivité verticale	L	X	X	++		+	+	+
Taux de dégradation	T ⁻¹	X	X	++			+	+
Constante de Henry de chaque composé	-	X	X		+		++	
Paramètre de ZNS		X	X	++				+
Saturation résiduelle en phase organique	-	X			++		+	
Saturation résiduelle en eau	-	X		++	+		+	
Densité de la phase organique	ML ⁻³	X	X		+		++	
Viscosité de la phase organique	P&T	X			+		++	
Coefficient de diffusion dans l'eau	L ² /T	X					++	
Coefficient de diffusion dans l'air	L ² /T	X					++	
Saturation en phase organique	-	X		++				
Concentrations dans la phase eau	ML ⁻³	X	X	++				
Concentrations dans la phase gaz	ML ⁻³	X	X	++				
Flux gazeux à l'interface sol/atmosphère	ML ⁻² /T	X	X	++		+		
Fraction molaire de chaque composé dans la phase organique	-	X	X	++				
Masse molaire de chaque composé	Mmol	X	X				++	
Solubilité de chaque composé	ML ⁻³	X	X		+		++	

15.3 Pour aller plus loin

Synthèse de l'état de l'art

Le document fondateur pour l'ANC est la Directive USEPA/OSWER 9200.4-17P (1999), laquelle a été explicitée dans de nombreux guides techniques dédiés dans un premier temps aux composés organiques (COHV (USEPA, 1998), hydrocarbures pétroliers (USEPA, 2004)) puis plus tard aux composés inorganiques (USEPA, 2007a et b ; USEPA, 2010). Elle a été par ailleurs complétée en 2015 par la Directive OSWER 9283.1-36 qui a trait aux composés inorganiques. La Directive OSWER de 1999 a également inspiré bon nombre de guides techniques à l'étranger, notamment les deux guides disponibles en France (MACAOH (2007) concernant les COHV, ATTENA (2013) concernant les hydrocarbures, HAP et COHV). Cette Directive considère l'ANC comme une solution de gestion à évaluer vis-à-vis des techniques actives.

La démarche décrite dans les guides comprend généralement une étude de faisabilité de l'ANC incluant plusieurs étapes, puis si l'ANC est validée, sa mise en œuvre dans le cadre d'une surveillance à long terme du site (généralement focalisée sur le panache de composés dissous). Si les mécanismes d'atténuation naturelle considérés comprennent l'ensemble des mécanismes physiques, chimiques et biologiques qui réduisent la pollution (masse, concentration, ...), les protocoles distinguent généralement les mécanismes destructifs des mécanismes non destructifs, avec une exigence variable de primauté des mécanismes destructifs sur les mécanismes non destructifs. Les mécanismes destructifs concernent en priorité la biodégradation pour les composés organiques et les différents mécanismes d'immobilisation (précipitation, complexation, ...) pour les composés inorganiques (cf. Figure 50).

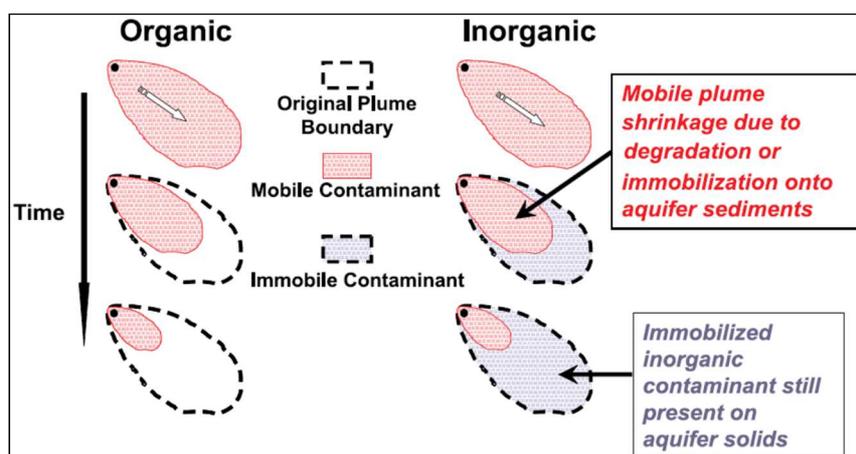


Figure 50 - Distinction conceptuelle entre un panache de polluants organiques versus un panache de polluants inorganiques avec des mécanismes d'atténuation naturelle actifs dans les eaux souterraines (source : USEPA 2007a)

Concernant l'ANC appliquée aux composés organiques (essentiellement les HC et les COHV), une attention particulière à la caractérisation des zones source de type NAPL immobile est généralement recommandée en raison de son impact fort sur la dynamique d'évolution du panache de composés dissous et in fine sur les performances de l'ANC (cf. Figure 51). Dans ce contexte, plusieurs guides considèrent que les deux mécanismes clés à évaluer sont d'une part les cinétiques de dissolution du NAPL (comme mécanisme souvent principal d'alimentation du panache de composés dissous) et d'autre part les cinétiques de biodégradation (comme étant le mécanisme potentiellement prépondérant dans la réduction des concentrations dans les eaux souterraines, tout particulièrement dans les cas des hydrocarbures pétroliers).

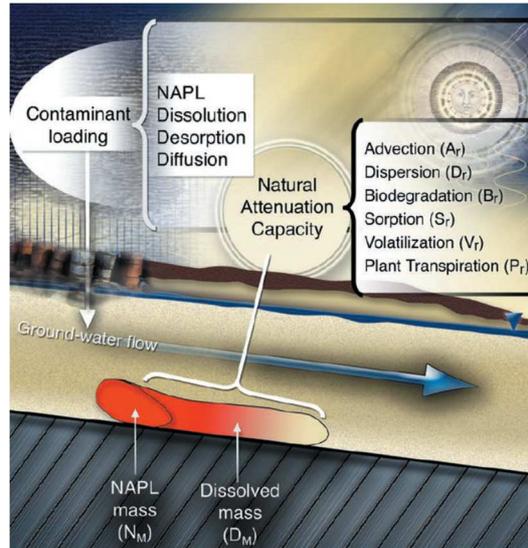


Figure 51 – Interaction entre une zone source et un panache de composés dissous dans un contexte d'ANC (source USGS, 2007)

Si la surveillance a trait le plus souvent aux eaux souterraines, bon nombre de guides prennent en compte, dans l'étude de faisabilité de l'ANC, une approche globale comprenant la zone source, le panache de composés dissous et le panache de composés gazeux.

Les documents utilisés pour cet état de l'art sont présentés en annexe de ce rapport.

Références bibliographiques

- ADEME, 2007. Guide MACAOH / Atténuation naturelle des composés organo-chlorés aliphatiques dans les aquifères »
- ADEME, 2013. Guide ATTENA - Atténuation Naturelle des polluants organiques dans le contexte français »
- Bruxelles Environnement, 2015. Code de Bonne Pratique. Atténuation naturelle surveillée des polluants dans le sol
- CRCCARE, 2010. A technical guide for demonstrating monitored natural attenuation of petroleum hydrocarbons in groundwater, Technical Report n°15 (Australia), 132 p.
- Environment Agency, 2000. Guidance on the Assessment and Monitoring of Natural Attenuation of Contaminants in Groundwater (UK), 142 p.
- NJDEP, 2012. Site remediation program: Monitored Natural Attenuation Technical Guidance.
- Semprini L., 1997. Strategies for the aerobic co-metabolism of chlorinated solvents. Curr. Opin. Biotechnol., 8, 296-308
- USEPA, 1998. Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water. EPA/600/R-98/128.
- USEPA, 1999. Directive OSWER 9200.4-17P. Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites
- USEPA, 2000. Engineered Approaches to « in situ » Bioremediation of Chlorinated Solvents : fundamentals and field applications, EPA/542/R-00/008
- USEPA, 2012. Framework for site characterization for Monitored Natural Attenuation of Volatile Organic Compounds in Ground Water. EPA 600/R-12/712, 89 p.

- USEPA, 2004. How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites. A guide for Corrective Action Plan Reviewers. Chapter 9 – Monitored Natural Attenuation. EPA 510-R-04-002, 78 p.
- USEPA, 2007a. Monitored Natural Attenuation of Inorganic Contaminants in Ground Water. Volume 1 - Technical Basis for Assessment
- USEPA, 2007b. Monitored Natural Attenuation of Inorganic Contaminants in Ground Water. Volume 2 - Assessment for Non-Radionuclides including Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper, Lead, Nickel, Nitrate, Perchlorate, and Selenium
- USEPA, 2013. Ground Water Issue Paper : Synthesis Report on State of Understanding of Chlorinated Solvent Transformation. EPA/600/R-13/237, 44 p.
- USEPA, 2015. Directive OSWER 9283.1-36. Use of Monitored Natural Attenuation for Inorganic contaminants in Groundwater at Superfund, 83 p.
- Vogel T.M., McCarty P.L. 1987. Abiotic and biotic transformations of 1,1,1-trichloroethane under methanogenic conditions. Environ. Sci. Technol. 21, 12, 1208-1213

Index des tableaux et figures

Tableaux

Tableau 1 – Techniques retenues dans le cadre du projet ESTRAPOL	11
Tableau 2 - Propriétés physico-chimiques des principaux polluants organiques du sol	15
Tableau 3 – Synthèse de la biodégradabilité des solvants chlorés et des hydrocarbures (issue notamment de USEPA (1997), ADEME/MACAOH (2007), ADEME/ATTENA (2013))	16
Tableau 4 - Type de respiration en fonction de l'accepteur final d'électrons	17
Tableau 5 – Estimations du coût des essais de faisabilité de traitement en laboratoire et sur le terrain	30
Tableau 6 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le venting/bioventing.....	34
Tableau 7 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le sparging/biosparging ..	45
Tableau 8 – Synthèse des paramètres d'exclusion et critiques pour les techniques de récupération de NAPL ..	56
Tableau 9 – Critères d'application des variantes techniques concernant la récupération de LNAPL (USEPA, 1996)	57
Tableau 10 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres critiques pour le pompage traitement .	69
Tableau 11 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la biodégradation aérobie in situ	77
Tableau 12 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la biodégradation anaérobie in situ	88
Tableau 13 – Principaux avantages et inconvénients des principaux oxydants utilisés	97
Tableau 14 – Principaux polluants pouvant être traités par oxydation chimique in situ (d'après US EPA, 2006 : Engineering Issue – In Situ Chemical Oxidation, EPA/600/R-06/072)	99
Tableau 15 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour l'oxydation chimique in situ	101
Tableau 16 – Exemple de différents agents réducteurs et composés à réduire correspondant (inspiré de Yin Y. et Allen H.E. ,1999)	110
Tableau 17 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la réduction chimique in situ	112
Tableau 18 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la désorption thermique in situ	122
Tableau 19 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le lavage in situ	133
Tableau 20 - Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la biodégradation aérobie on site	143
Tableau 21 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le tri granulométrique sur site	151
Tableau 22 - Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour le venting sur site	159
Tableau 23 – Synthèse des paramètres d'exclusion et des paramètres limitants pour la stabilisation/solidification sur site	166
Tableau 24 - Packs analytiques pour évaluer qualitativement la biodégradation des BTEX et éther-carburants (source ADEME/ATTENA, 2013)	178
Tableau 25 - Packs analytiques pour évaluer qualitativement la biodégradation des HAP (source ADEME/ATTENA, 2013).....	179
Tableau 26 – Packs analytiques pour évaluer qualitativement la biodégradation des COHV (source ADEME/MACOH, 2007)	179
Tableau 27 - Paramètres nécessaires à la mise en œuvre des modèles et accessibilité des données (source ADEME/ATTENA, 2013)	182

Figures

Figure 1 – Exemple de milieu poreux contenant des grains solides (en noir ou jaune foncé), de l’eau mobile (jaune clair) et du NAPL immobile (en bleu) [Source : Wilson et al., 1990].....	13
Figure 2 – Grandeurs physico-chimiques reliant les différentes phases (sols pollués par des composés organiques).....	14
Figure 3 - Composants de la cellule analysés à l’aide des outils de biologie moléculaire (source ENOVEO).	18
Figure 4 - Illustration des situations possibles lors de la recherche des biomarqueurs (Source ENOVEO).	19
Figure 5 - Voies de biodégradation aérobie de l’antracène par <i>Pseudomonas aeruginosa</i> (d’après Sutherland et al., 1995).	19
Figure 6 - Voie de biodégradation aérobie du benzène (ENOVEO).	20
Figure 7 - Dégradation des composés organo-chlorés aliphatiques par voie biologique et abiotique (source ADEME/MACAHO, 2007)	20
Figure 8 – Relations pression capillaire / saturation et perméabilité relative / saturation.....	22
Figure 9 – Mesure de la perméabilité en laboratoire à l’aide d’un perméamètre à charge constante (à gauche) et d’un perméamètre à charge variable (à droite). Source http://tice.inpl-nancy.fr/modules/sciences_techniques/Proprietes-Meca-Sols/chap7	25
Figure 10 - Quartage d’un sol avant réalisation d’un essai en laboratoire (Source : VALGO)	27
Figure 11 – Mesure respirométrique en sortie d’une colonne de sol (Source : SUEZ REMEDIATION).....	37
Figure 12 – Schéma d’un puits d’extraction de venting	39
Figure 13 - Dispositif recommandé pour la réalisation d’un test de perméabilité à l’air	39
Figure 14 – Logigramme décisionnel de faisabilité du venting / bioventing	41
Figure 15 - Schéma de principe d’un sparging (source BRGM).....	43
Figure 16 – Logigramme décisionnel de faisabilité du Sparging / Biosparging.....	49
Figure 17 - Schéma d’un traitement par pompage-écrémage (à gauche. Source : BRGM reprise sur www.selecdepoll.fr) et par pompage de DNAPL (à droite. Source : USEPA, 1991).....	52
Figure 18 - Schéma d’un traitement par extraction triple phase (source : Séché Eco Services)	52
Figure 19 - Conditions de faisabilité de récupération de LNAPL par des techniques conventionnelles (source API interactive LNAPL guide V2, 2007)	54
Figure 20 – Logigramme décisionnel de faisabilité pour les techniques de récupération de NAPL.....	64
Figure 21 : Schéma de principe du pompage et traitement (source BRGM reprise sur www.selecdepoll.fr)	67
Figure 22 – Logigramme décisionnel de faisabilité du pompage traitement	72
Figure 23 – Essai en réacteur agité (à gauche) et essai en colonne (à droite, source : BIOGENIE)	77
Figure 24 – Logigramme décisionnel de faisabilité de la biodégradation aérobie in situ dans la zone saturée... ..	83
Figure 25 – Potentiel d’oxydoréduction (mV) des accepteurs d’électrons communément recherchés et réactions microbiennes associées (d’après ENOVEO).	87
Figure 26 - Logigramme décisionnel de faisabilité de la biodégradation anaérobie in-situ, en zone saturée	94
Figure 27 – Exemples d’échantillons de sol traités par oxydation chimique en laboratoire (source ENOVEO) ...	96
Figure 28 - Logigramme décisionnel de faisabilité de l’oxydation chimique in situ	107
Figure 29 - Voie simplifiée de la dégradation (biologique anaérobie Vs réduction chimique) du tétrachloroéthylène.....	110
Figure 30 – Exemple de flacons d’essai de réduction chimique de sol pollué (source VALGO)	113
Figure 31 - Logigramme décisionnel de faisabilité de la réduction chimique in situ.....	117
Figure 32 – Exemple de four à moufle employé pour les essais en conditions statiques (sources : https://assets.fishersci.com/TFS-Assets/LED/product-images/F30144~p.eps-650.jpg ; https://www.geminibv.nl/labware-fr/nabertherm-lv-5-11-b180-four-a-moufle)	123
Figure 33 – Exemple de montage expérimental avec four tubulaire pour les essais en conditions dynamiques (PROVADÉMSE).....	125
Figure 34 – Exemple de four colonne pour les essais en conditions dynamiques (traduit de Department of Base Sciences and Fundamentals, Faculty of Sciences and Technologies, University of Urbino “Carlo Bo,” Urbino, Italy)	125
Figure 35 – Logigramme décisionnel de faisabilité de la désorption thermique in situ	129
Figure 36 – Schéma de principe d’un lavage in situ (Source : GRS VALTECH)	131
Figure 37 – Exemple de colonne de lavage de sol (SUEZ REMEDIATION)	136
Figure 38 - Logigramme décisionnel de faisabilité du lavage in situ	139

Figure 39 – Exemple de dispositif d’essai de respirométrie (source PROVADEMSE)	145
Figure 40 – Exemple de dispositif d’essai de biodégradation en réacteur (source PROVADEMSE)	146
Figure 41 - Logigramme décisionnel de faisabilité de la biodégradation aérobie on site	148
Figure 42 – Exemple d’une installation de traitement de terres par tri granulométrique sous eau et récupération des métaux (Source : BRGM extrait de SelecDEPOL)	150
Figure 43 – Exemple de fractions tamisées d’un échantillon de sol (source PROVADEMSE)	153
Figure 44 – Logigramme décisionnel de faisabilité de tri granulométrique sur site	156
Figure 45 – Logigramme décisionnel de faisabilité de la ventilation sur site	162
Figure 46 – Schéma d’une opération de stabilisation – solidification sur site (Source : BRGM extrait de SelecDEPOL).....	164
Figure 47 – Exemples de moulages et éprouvettes de sol stabilisé - solidifié (Source : PROVADEMSE).....	168
Figure 48 – Logigramme décisionnel de faisabilité de la stabilisation/solidification sur site	172
Figure 49 – Contenu type d’une étude de faisabilité de l’ANC et de la mise en œuvre d’une ANC.....	175
Figure 50 - Distinction conceptuelle entre un panache de polluants organiques versus un panache de polluants inorganiques avec des mécanismes d’atténuation naturelle actifs dans les eaux souterraines (source : USEPA 2007a).....	183
Figure 51 – Interaction entre une zone source et un panache de composés dissous dans un contexte d’ANC (source USGS, 2007)	184

Glossaire

ADN : Abréviation d'Acide DésoxyriboNucléique. Macromolécule de structure hélicoïdale portant l'information génétique des êtres vivants et de certains virus. Elle est classiquement composée de paires de bases azotées : adénine associée à la thymine, et cytosine associée à la guanine.

Aérobic : Terme de microbiologie qui qualifie un milieu riche en oxygène moléculaire (O₂) dissous ou gazeux ; se dit des micro-organismes qui ne peuvent se développer qu'en présence d'oxygène.

Aérobiose : Terme de microbiologie qui caractérise le mode de développement de micro-organismes basé sur l'utilisation d'oxygène moléculaire.

Anaérobic : Terme de microbiologie qui qualifie un milieu appauvri en oxygène moléculaire (O₂) ; se dit des microorganismes qui ne peuvent se développer qu'en absence d'oxygène.

Anaérobiose : Terme de microbiologie qui caractérise le mode de développement de micro-organismes en absence d'oxygène moléculaire.

ARN : Abréviation d'Acide RiboNucléique. Molécule servant à transférer les instructions génétiques inscrites dans l'ADN. L'ARN est formé par un enchaînement précis de nucléotides.

Bactérie : Microorganisme microscopique unicellulaire sans noyau (procaryote) dont le génome est constitué d'ADN circulaire. La bactérie contient un seul chromosome et éventuellement des plasmides. Elle se multiplie généralement par fission binaire.

Bioaugmentation : Méthode de traitement consistant à ajouter des microorganismes sélectionnés pour accélérer la biodégradation d'un contaminant.

Biodisponibilité : Terme qui caractérise la compatibilité d'un polluant avec son utilisation par un organisme vivant comme des micro-organismes dans le même milieu.

Biomarqueur : Gène ou séquence génétique définie utilisé comme marqueur et pouvant être détecté ou quantifié facilement lors des analyses moléculaires.

BPR (PRB) : Abréviations de Barrière Perméable Réactive. Dispositif de traitement de panache constitué d'une zone perméable de matériaux réactifs (métaux réducteurs, accepteurs ou donateurs d'électrons, adsorbant, lit bactérien, ...) située sur le passage d'un flux d'eau souterraine polluée.

CEC : Capacité d'Echange Cationique. Aptitude d'un sol libérer certains ions chargés positivement (cations), initialement liés à la matrice, pour en fixer de nouveaux, généralement transportés par la phase aqueuse.

Co-métabolisme : Procédé métabolique dans lequel une substance peut être biodégradée seulement en présence d'une source secondaire de carbone. Ce processus biologique conduit à la conversion d'un composé organique en un autre composé organique sans qu'il soit utilisé comme source de carbone ou d'énergie par les micro-organismes.

DNAPL (coulant) : Abréviations de Dense Non Aqueous Phase Liquid. Phase organique liquide non miscible à l'eau dont la densité est supérieure à 1. Exemple : trichloréthylène

DSO / NOD : Abréviations de Demande du Sol en Oxydant (Natural Oxidant Demand en anglais) correspondant à la quantité d'oxydant consommée par les composés inorganiques à l'état réduit et la matière organique naturellement présents dans le sol en dehors de la présence des polluants à traiter

Enzyme : Macromolécule protéique (protéine et ribozyme) jouant le rôle de catalyseur dans la synthèse ou dégradation de composés organiques. Comme toutes les protéines, les enzymes sont synthétisées à partir des informations codées dans l'ADN *via* la traduction de l'ARN.

ETBE : Abréviations de Ethyl Tertio Butyl Ether. L'ETBE est obtenu par une synthèse chimique effectuant l'addition catalytique d'éthanol sur l'isobutène. L'ETBE, en phase pure, est non miscible dans l'eau mais relativement soluble à l'eau (10 g/l). L'ETBE est un additif des essences pour maintenir leur indice d'octane.

foc : Abréviations de fraction de carbone organique

Gène : Unité d'hérédité contrôlant un caractère particulier. Cet élément génétique correspondant à un segment d'ADN qui produit une molécule d'ARN fonctionnelle est un gène. Le gène est responsable d'une fonction spécifique, correspondant le plus souvent à la synthèse d'une protéine. Chez les eucaryotes (animaux, végétaux, levures, champignons), les gènes sont portés par les chromosomes mais aussi par l'ADN extracellulaire, cas des mitochondries et des chloroplastes. Chez les procaryotes (bactéries, cyanophycées), les gènes sont localisés dans un chromosome circulaire et éventuellement dans des plasmides.

Hétérotrophe : Terme qui qualifie un organisme qui assure sa subsistance et son développement en assimilant des substances organiques qu'il est incapable de produire.

LNAPL (flottant, phase huile) : Abréviations de Light Non Aqueous Phase Liquid. Phase organique liquide non miscible à l'eau dont la densité est inférieure à 1. Exemple : coupe pétrolière de type essence.

Métabolisme : Ensemble des réactions chimiques s'effectuant dans la cellule vivante. Le catabolisme (ensemble des réactions de dégradations moléculaires de l'organisme considéré) et l'anabolisme (ensemble des réactions de synthèse) sont les deux composantes du métabolisme.

MTBE : abréviations de méthyl tert-butyl éther. Le MTBE est un éther liquide, incolore, volatil et inflammable, non miscible dans l'eau en phase pure mais relativement soluble à l'eau (40 g/L). Le MTBE est ajouté aux essences pour maintenir leur indice d'octane.

MOT : Abréviations de Matière Organique Totale. Fraction de la matière sèche d'un sol qui correspond à la perte de masse résultant d'une calcination à 550°C pendant 3h. Cette donnée caractéristique d'un sol est aussi appelée perte au feu (Lost Of Ignition).

POR et Eh : POR est l'abréviations de Potentiel d'Oxydo-Réduction, ce terme désigne ici la valeur indiquée par l'appareil de mesure. Cette valeur est dépendante de la nature de l'électrode utilisée. Par convention les valeurs de potentiel d'oxydo-réduction sont exprimées par rapport à l'Electrode Normale à Hydrogène. La valeur corrigée est désignée par le sigle Eh et exprimée en mV/ENH

qPCR et RT-qPCR : Outils de biologie moléculaire permettant de mesurer la quantité d'une séquence génétique dans un échantillon. La qPCR utilise l'ADN comme matrice. La RT-qPCR utilise l'ARN comme matrice.

Rebond (effet rebond) : Terme décrivant l'effet de remobilisation des polluants d'un sol, à l'arrêt du traitement par dissolution de précipités, désorption de la phase solide et/ou solubilisation de la phase libre.

Spéciation (chimique) : Distinction entre les différentes formes de liaisons possibles (les espèces) d'un élément dans un environnement donné selon son état d'oxydation ou sa forme moléculaire. Les différentes formes chimiques sont en évolution continue au sein des écosystèmes avec des cinétiques de transformation très différentes.

TAM : Abréviation de Tube A Manchette. Tube d'injection de fluides sous pression muni de perforations permettant de traiter sélectivement les horizons pollués.

TBA : Abréviation de tert-butyl alcool. Le TBA est un intermédiaire de biodégradation du MTBE et de l'ETBE.

Zone de battement de nappe : zone du milieu souterrain située entre les niveaux maximal et minimal du niveau de la nappe. Cette zone contient de l'eau mobile et immobile, du gaz mobile et immobile et éventuellement des polluants adsorbés sur la matrice solide, du NAPL immobile et/ou mobile.

Zone non saturée (ZNS, zone insaturée) : zone du milieu souterrain à saturation non nulle en phase gaz, située entre la surface du sol et le niveau de la nappe. Cette zone contient du gaz mobile, de l'eau immobile (éventuellement mobile en cas d'épisodes pluvieux notamment) et éventuellement des polluants adsorbés sur la matrice solide, du NAPL immobile. Également appelée vadose ou zone insaturée. Partie du sol où les interstices entre les grains solides contiennent de l'air et ne sont pas entièrement remplis d'eau.

Zone saturée (ZS) : zone du milieu souterrain à saturation nulle en phase gaz, située sous le niveau de la nappe. Cette zone contient de l'eau mobile et éventuellement des polluants adsorbés sur la matrice solide, du NAPL immobile ou mobile.

Lexique des abréviations

AN : Atténuation Naturelle
ANC : Atténuation Naturelle Contrôlée
BPR : Barrière Perméable Réactive
BTEX : Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes
CEC : Capacité d'Echange Cationique
COHV : Composés Organohalogénés Volatils
COT : Carbone Organique Total
DCE : Dichloréthylène
DNAPL : Dense Non Aqueous Phase Liquid
DSO : Demande du Sol en Oxydant
foc : Fraction de Carbone Organique
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCT : Hydrocarbures Totaux
Kd : Coefficient de partage entre eau/sol
Koc : Coefficient de partage eau/support idéal
100% carbone organique
Kow : Coefficient de partage eau/octanol
LNAPL : Light Non Aqueous Phase Liquid
MOT : Matière Organique Totale
NOD : Natural Oxidant Demand
PCB : Polychlorobiphényles
PCE : Perchloréthylène, tétrachloroéthylène, tétrachloréthylène
PCR : Polymerase Chain Reaction
POR : Potentiel d'Oxydo-réduction
PRB : Permeable Reactive Barrier
TAM : Tube à Manchette
TBA : Tert-Butyl Alcool
TCE : Trichloréthylène
VC : Chlorure de vinyle
ZBN : Zone de Battement de Nappe
ZNS : Zone Non Saturée
ZS : Zone Saturée



PROJET ESTRAPOL

VERSION FINALE

*Les 15 techniques de traitement
les plus courantes en France
disposent, dans ce guide
technique, d'un cadre de référence
pour la mise en œuvre et
l'interprétation des essais de
faisabilité de traitement en
laboratoire et de terrain*

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Énergie

www.ademe.fr

