



Institut national
de la recherche
scientifique

ÉTUDE DE LA MOBILITÉ DES CONTAMINANTS DANS L'EAU SOUTERRAINE

Soumis par

Responsable : Richard Martel, ing. Ph.D., professeur

Collaborateurs : Émilie Batailler, géo. (M.Sc.), Thomas Robert ing. (Ph.D.) et Marco Boutin

Institut National de Recherche Scientifique

Centre Eau Terre et Environnement

au

**Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements
climatiques**

Rapport de recherche
3 mars 2021

PRÉAMBULE

En mars 2020, le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) a retenu les services de l'Institut National de Recherche Scientifique (INRS) pour préparer un document synthèse sur la mobilité dans l'eau souterraine de certains contaminants d'intérêt. En effet, la Direction de l'eau potable et des eaux souterraines (DEPES) est fréquemment sollicitée par les analystes des directions régionales pour son expertise sur le comportement dans l'eau souterraine de certaines substances.

L'objectif de ce rapport est de présenter un document de référence dans un langage scientifique qui fournirait dans la limite des informations indiquées, les caractéristiques générales de mobilité de groupes de contaminants d'intérêt dans les eaux souterraines en fonction de leurs propriétés intrinsèques ainsi que des stratégies spécifiques de caractérisation et d'élaboration d'un programme de suivi.

Plus spécifiquement, les contaminants visés par le présent document englobent des substances chimiques organiques et inorganiques dont les familles de contaminants ainsi que les composés étudiés de ces familles ont été sélectionnés sur la base de leur fréquence d'occurrence sur les sites contaminés, l'existence de critères de références pour leur concentration dans les eaux souterraines dans les guides de référence du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques et la capacité des laboratoires à analyser ces composés. Le Tableau 1 récapitule les principales familles de produits considérés.

Tableau 1 : Liste des familles de contaminants étudiés dans le présent rapport.

Type	Famille
Inorganique	Métaux et métalloïdes
	Nitrates et nitrites
Organique	Hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), famille des BTEX (Benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes) et styrène
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)
	Biphényles polychlorés (BPC)
	Dioxines et Furanes
	Solvants chlorés
	Hydrocarbures pétroliers (C ₁₀ -C ₅₀)
	Phénols

TABLE DES MATIÈRES

PRÉAMBULE	I
TABLE DES MATIÈRES	II
LISTE DES TABLEAUX	IV
LISTE DES FIGURES	VIII
REMERCIEMENTS	IX
LEXIQUE	X
INTRODUCTION	1
MÉTHODOLOGIE	2
PORTÉE ET LIMITES DU RAPPORT	3
MÉCANISMES DE TRANSPORT DES CONTAMINANTS	4
PROPRIÉTÉS DES CONTAMINANTS	7
MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE CONTAMINÉ	12
TENEURS DE FOND	16
1 MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES	17
1.1 Introduction.....	17
1.2 Sources principales dans l'environnement.....	20
1.3 Propriétés physicochimiques du milieu et leur influence sur la mobilité des métaux et métaalloïdes.....	20
1.4 Mobilité des métaux dans les eaux souterraines.....	25
1.5 Stratégies de caractérisation des métaux et métaalloïdes lourds.....	29
1.6 Études de cas.....	33
2 NITRITES ET NITRATES	34
2.1 Introduction.....	34
2.2 Sources principales des nitrites et nitrates dans l'environnement.....	35
2.3 Mobilité des nitrites et des nitrates dans l'eau souterraine.....	36
2.4 Stratégies de caractérisation des nitrites et des nitrates dans les eaux souterraines.....	36
2.5 Études de cas.....	39
3 HAM – HYDROCARBURES AROMATIQUES MONO-CYCLIQUES : FAMILLE DES BTEX (BENZÈNE, TOLUÈNE, ÉTHYLBENZÈNE, XYLÈNES)	40
3.1 Introduction.....	40
3.2 Sources principales des BTEX dans l'environnement.....	41
3.3 Mobilité des HAM dans les eaux souterraines.....	42
3.4 Comportement anticipé des BTEX dans les eaux souterraines.....	45
3.5 Stratégies de caractérisation des BTEX dans les eaux souterraines.....	45
3.6 Études de cas.....	49
4 HAP – HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	50
4.1 Introduction.....	50
4.2 Sources principales dans l'environnement.....	51

4.3	Mobilité des HAP dans les eaux souterraines.....	51
4.4	Comportement anticipé des HAP dans les eaux souterraines.....	56
4.5	Stratégies de caractérisation des HAP dans les eaux souterraines	56
4.6	Étude de cas.....	60
5	BPC –BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS	61
5.1	Introduction.....	61
5.2	Sources principales dans l'environnement.....	62
5.3	Mobilité des BPC dans les eaux souterraines.....	62
5.4	Comportement anticipé des BPC dans les eaux souterraines.....	65
5.5	Stratégies de caractérisation des BPC	65
5.6	Étude de cas.....	67
6	D&F - DIOXINES ET FURANES	68
6.1	Introduction.....	68
6.2	Sources principales du contaminant	69
6.3	Mobilité des dioxines et furanes dans les eaux souterraines.....	70
6.4	Comportement anticipé des D&F dans les eaux souterraines.....	75
6.5	Stratégie de caractérisation.....	75
6.6	Étude de cas.....	77
7	SOLVANTS CHLORÉS	78
7.1	Introduction.....	78
7.2	Sources principales dans l'environnement.....	79
7.3	Mobilité des solvants chlorés dans les eaux souterraines	80
7.4	Comportement anticipé des solvants chlorés dans les eaux souterraines	84
7.5	Stratégies de caractérisation des solvants chlorés	85
7.6	Étude de cas.....	87
8	C₁₀-C₅₀ – HYDROCARBURES PÉTROLIERS	88
8.1	Introduction.....	88
8.2	Sources principales dans l'environnement.....	89
8.3	Mobilité des hydrocarbures pétroliers dans les eaux souterraines.....	90
8.4	Comportement anticipé des hydrocarbures pétroliers C ₁₀ -C ₅₀ dans les eaux souterraines ..	92
8.5	Stratégies de caractérisation des C ₁₀ -C ₅₀	94
8.6	Étude de cas.....	97
9	PHÉNOLS	98
9.1	Introduction.....	98
9.2	Sources principales dans l'environnement.....	100
9.3	Mobilité des phénols dans les eaux souterraines	100
9.4	Comportement anticipé des phénols dans l'eau souterraine	105
9.5	Stratégies de caractérisation des phénols	105
9.6	Étude de cas.....	107
10	CONCLUSIONS	108
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	111

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques physicochimiques gouvernant la mobilité des contaminants (modifié de BRGM (2001)). Les X indiquent les processus physiques possibles pour les composés organiques et inorganiques	11
Tableau 1-1 : Critères de qualité issus de l'annexe 7 du <i>Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés</i> applicables aux métaux dans les eaux souterraines au Québec.	18
Tableau 1-2 : Métaux et métalloïdes résultants d'un usage industriel ou agricole.	20
Tableau 1-3 : Capacité d'échanges cationiques et dépendance du phénomène d'adsorption aux conditions de pH du milieu pour des adsorbants communs dans les eaux souterraines (adapté de Langmuir (2004)).	23
Tableau 1-4 : Adsorbant dans les sols et ordre relatif d'adsorption des métaux (adapté de McLean (1992) et Deverel & Fujii (1990)).	24
Tableau 1-5 : Mobilité relative des métaux et métalloïdes et risque de dépassement des critères par rapport à une eau souterraine non contaminée.	26
Tableau 1-6 : Considérations spécifiques à la caractérisation de métaux dans les eaux souterraines.	30
Tableau 1-7 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en métaux et métalloïdes lourds des sols et co-contaminants potentiels (adapté de CCME (2016)).	32
Tableau 1-8 : Études de cas de contamination aux métaux dans les eaux souterraines.	33
Tableau 2-1 : Critères de qualité issus de l'annexe 7 du <i>Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés</i> applicables au nitrite et nitrate dans les eaux souterraines au Québec.	34
Tableau 2-2 : Principales sources de nitrite et nitrate dans l'environnement. Les sources en gras sont identifiées comme les principales contributrices au Canada (CCME (2012)).	35
Tableau 2-3 : Mobilité relative de l'azote (nitrite, nitrate).	36
Tableau 2-4 : Considérations spécifiques à la caractérisation des nitrites et des nitrates dans les eaux souterraines.	37
Tableau 2-5 : Études de cas de contamination aux nitrites et nitrates dans les eaux souterraines.	39
Tableau 3-1 : Critères de qualité issus de l'annexe 7 du <i>Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés</i> applicables aux HAM dans les eaux souterraines présentés dans cette revue.	40
Tableau 3-2 : Principales sources de BTEX dans l'environnement (BRGM (2001)).	41
Tableau 3-3 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement des BTEX et du styrène dans les sols en phase libre (adaptés de Earl (2003)).	42
Tableau 3-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BTEX et du styrène à se volatiliser (adaptés de Earl (2003)).	42
Tableau 3-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BTEX et du styrène à se solubiliser (adaptés de Earl (2003)).	43
Tableau 3-6 : Concentration aqueuse (mg/L) des BTEX présents dans différents mélanges d'essence (Weiner (2007)).	43
Tableau 3-7 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BTEX et du styrène à s'adsorber dans les sols (adaptés de Earl (2003)).	44
Tableau 3-8 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des BTEX et du styrène dans les eaux souterraines et dans les sols.	44
Tableau 3-9 : Résumé de la mobilité relative des BTEX et du styrène dans les eaux souterraines.	45
Tableau 3-10 : Considérations spécifiques à la caractérisation de BTEX dans les eaux souterraines.	46
Tableau 3-11 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en BTEX et styrène des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).	48

Tableau 4-1 : Critères de qualité issus de l'annexe 7 du <i>Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés</i> et applicables aux 16 HAP listés comme étant prioritaires par l'USEPA (INERIS (2005)) dans l'eau souterraine.	50
Tableau 4-2 : Principales sources d'HAP dans l'environnement. Les sources en gras sont identifiées comme les principales contributrices au Canada (Gouvernement du Canada (1994)).	51
Tableau 4-3 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement des HAP dans les sols en phase libre (adaptés de Earl (2003)).	52
Tableau 4-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des HAP à se volatiliser (adaptés de Earl (2003)).	53
Tableau 4-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des HAP à se solubiliser (adaptés de Earl (2003)).	54
Tableau 4-6 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des HAP à s'adsorber dans les sols (adaptés de Earl (2003)).	55
Tableau 4-7 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des HAP dans les eaux souterraines et dans les sols.	55
Tableau 4-8 : Résumé de la mobilité relative des HAP dans les eaux souterraines.	56
Tableau 4-9 : Considérations spécifiques à la caractérisation des HAP dans les eaux souterraines.	57
Tableau 4-10 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en HAP des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).	59
Tableau 4-11 : Études de cas de contamination aux HAP dans les eaux souterraines.	60
Tableau 5-1 : Principales sources de BPC dans l'environnement.	62
Tableau 5-2 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement des BPC dans les sols en phase libre (adaptés de Cohen & Mercer (1993)).	63
Tableau 5-3 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BPC à se volatiliser (adaptés de Cohen & Mercer (1993)).	63
Tableau 5-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BPC à se solubiliser (adaptés de Cohen & Mercer (1993)).	63
Tableau 5-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BPC à s'adsorber dans les sols (adaptés de Cohen & Mercer (1993)).	64
Tableau 5-6 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des BPC et du styrène dans les eaux souterraines et dans les sols.	65
Tableau 5-7 : Résumé de la mobilité relative des BPC dans les eaux souterraines.	65
Tableau 5-8 : Considérations spécifiques à la caractérisation des BPC dans les eaux souterraines.	66
Tableau 5-9 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en BPC des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).	67
Tableau 5-10 : Étude de cas de contamination aux BPC dans les eaux souterraines.	67
Tableau 6-1 : Nombre de congénères de dioxines et furanes en fonction du nombre de chlores.	68
Tableau 6-2 : Principales sources de dioxines et furanes dans l'environnement (Modifié de CPCB (2004) et Srogi (2008)). Les activités surlignées en gras sont considérées comme les sources les plus importantes de dioxines et furanes dans l'environnement.	70
Tableau 6-3 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement en phase libre des D&F dans les sols (adaptés de Ritter et al. (1998) et Srogi (2008)).	70
Tableau 6-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des D&F à se volatiliser (adaptés de Ritter et al. (1998) et Srogi (2008)).	72
Tableau 6-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des D&F à se solubiliser (adaptés de Ritter et al. (1998) et Srogi (2008)).	73

Tableau 6-6 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des D&F à s’adsorber dans les sols (adaptés de Ritter et al. (1998) et Srogi (2008)).	74
Tableau 6-7 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des D&F dans les eaux souterraines.	74
Tableau 6-8 : Résumé de la mobilité relative des D&F dans les eaux souterraines.	75
Tableau 6-9 : Considérations spécifiques à la caractérisation de D&F dans les eaux souterraines.	76
Tableau 6-10 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en dioxines et furanes des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).	77
Tableau 6-11 : Études de cas de contamination aux D&F dans les eaux souterraines.	77
Tableau 7-1 : Liste de solvants chlorés communs et critères de qualité applicables listés à l’annexe 7 du <i>Guide d’intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés</i> (Beaulieu (2019)).	78
Tableau 7-2 : Principales sources de solvants chlorés dans l’environnement (Kueper et al. (2003) et Earl (2003)).	79
Tableau 7-3 : Propriétés physicochimiques affectant l’écoulement des solvants chlorés dans les sols en phase libre (adaptés de Smallwood (1996), Earl (2003), Mackay, Shiu & Lee (2006), Weiner (2007)).	80
Tableau 7-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des solvants chlorés à se volatiliser (adaptés de Smallwood (1996), Earl (2003), Mackay et al. (2006), Weiner (2007)).	81
Tableau 7-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des solvants chlorés à se solubiliser (adaptés de Smallwood (1996), Earl (2003), Mackay et al. (2006), Weiner (2007)).	82
Tableau 7-6 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des solvants chlorés à s’adsorber dans les sols (adaptés de Smallwood (1996), Earl (2003), Mackay et al. (2006), Weiner (2007)).	83
Tableau 7-7 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des solvants chlorés dans les eaux souterraines et dans les sols.	84
Tableau 7-8 : Résumé de la mobilité relative des solvants chlorés dans les eaux souterraines.	85
Tableau 7-9 : Considérations spécifiques à la caractérisation des solvants chlorés dans les eaux souterraines.	86
Tableau 7-10 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en solvants chlorés des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).	87
Tableau 7-11 : Études de cas de contamination en solvants chlorés dans les eaux souterraines.	87
Tableau 8-1 : Principales fractions d’hydrocarbures pétroliers (modifié de BRGM (2001) et Weiner (2007)) et critères de qualité applicables dans les eaux souterraines listés à l’annexe 7 du <i>Guide d’intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés</i> (Beaulieu (2019)).	89
Tableau 8-2 : Principales sources de C ₁₀ -C ₅₀ dans l’environnement (Gouvernement du Gouvernement du Canada (1994)).	90
Tableau 8-3 : Propriétés physicochimiques affectant l’écoulement des C ₁₀ -C ₅₀ dans les sols en phase libre (adaptés de Weiner (2007)).	90
Tableau 8-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des C ₁₀ -C ₅₀ à se volatiliser (adaptés de Gustafson et al. (1997)).	91
Tableau 8-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des C ₁₀ -C ₅₀ à se solubiliser (adaptés de Gustafson et al. (1997)).	91
Tableau 8-6 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des C ₁₀ -C ₅₀ à s’adsorber dans les sols (adaptés de Gustafson et al. (1997)).	92
Tableau 8-7 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des C ₁₀ -C ₅₀ dans les eaux souterraines et dans les sols.	92
Tableau 8-8 : Résumé de la mobilité relative des hydrocarbures pétroliers C ₁₀ -C ₅₀ dans les eaux souterraines.	93
Tableau 8-9 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en hydrocarbures pétroliers des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).	97
Tableau 8-10 : Étude de cas de contamination aux C ₁₀ -C ₅₀ dans les eaux souterraines.	97

Tableau 9-1 : Liste des phénols chlorés et non chlorés de l'annexe 7 du <i>Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés</i> (Beaulieu (2019)).	99
Tableau 9-2 : Principales sources de phénols dans l'environnement.	100
Tableau 9-3 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement des phénols dans les sols en phase libre (adaptés de Mackay et al. (2006)).	101
Tableau 9-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des phénols à se volatiliser (adaptés de Mackay et al. (2006)).	102
Tableau 9-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des phénols à se solubiliser (adaptés de Mackay et al. (2006)).	103
Tableau 9-6 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des phénols à s'adsorber dans les sols (adaptés de Mackay et al. (2006)).	104
Tableau 9-7 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des phénols dans les eaux souterraines et dans les sols.	105
Tableau 9-8 : Résumé de la mobilité relative des phénols dans les eaux souterraines.	105
Tableau 9-9 : Considérations spécifiques à la caractérisation des phénols dans les eaux souterraines.	106
Tableau 9-10 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en phénols des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).	107
Tableau 9-11 : Étude de cas de contamination en composés phénoliques dans les eaux souterraines.	107
Tableau 10-1 : Identification des propriétés physicochimiques et de la mobilité relative des différents composés organiques étudiés (adapté de BRGM (2001)).	109

LISTE DES FIGURES

Figure A : Impact de la densité d'un contaminant liquide immiscible sur sa distribution dans le milieu. Les lentilles de phase libre légère et de phase libre lourde renferment respectivement des LNAPL et des DNAPL	5
Figure B : Principaux mécanismes de transport des contaminants vers l'eau souterraine, et processus de transformation associés	6
Figure C : Partition des contaminants dans les phases air, eau, sol et libre immiscible. Les flèches indiquent toutes les possibilités de changement de phases (Traduit de Weiner (2007))	7
Figure D : Mobilité relative de certains liquides immiscibles. La mobilité est plus grande lorsque la densité est plus élevée et la viscosité plus faible. (tirée de Pankow & Cherry, 1996)	8
Figure E : Répartition de composés organiques dans un écosystème (Modifiée de Hounslow, 1995)	10
Figure F : Impact de l'âge de la contamination sur sa distribution dans le milieu	13
Figure G : Impact du volume de contaminant déversé sur sa distribution dans le milieu	13
Figure H : Impact de la géologie sur la distribution des contaminants dans le milieu. Les horizons plus fins (ex. couches de silt) agissent comme barrière verticale à l'écoulement des LID. Dans le roc, les LID migrent d'abord par le réseau de fractures, puis pénètrent dans la porosité primaire de la roche par diffusion	14
Figure I : Exemple de modèle conceptuel de site qui met en relation la source de contamination, la géologie du site, la distribution du contaminant dans les différentes phases du milieu, et la présence d'un récepteur (rivière)	15
Figure 1-1 : Partition des contaminants entre la phase aqueuse et les phases solides de la sous-surface. Les flèches indiquent les possibilités de changement de phases entre l'eau souterraine (en bleu) et les phases solides (en vert). Les exemples sont traduits de Ford, Wilkin & Puls (2007)	19
Figure 1-2 : Solubilité des métaux en fonction du pH (adapté de Truex, Brady, Newell, Denham & Vangelas (2011) et EPA (1993)). À pH basique, la mobilité des métaux peut soit diminuer en raison d'une plus faible solubilité (ligne rouge pleine) et d'une plus grande adsorption aux particules du sol (ligne noire pleine), ou augmenter en raison d'une plus faible adsorption (ligne noire pointillée) et d'une plus grande solubilité (ligne rouge pointillée)	22
Figure 3-1 : Schéma d'aménagement de puits d'observation pour le suivi d'un panache de BTEX en phase dissoute (vues en plan et en coupe)	47
Figure 5-1 : Formule générique des BPC (3 à 7 atomes de chlore sur les positions 2 à 6 et 2' à 6') (BRGM (2001))	61
Figure 7-1 : Sous-produits de la déchloration qui s'opère dans un panache issu d'une contamination en TCE d'un l'aquifère	85
Figure 8-1 : Structure de base des principaux hydrocarbures pétroliers (modifié de CEAEQ (2015))	88
Figure 8-2 : Mobilité des hydrocarbures pétroliers dans les eaux souterraines	93
Figure 8-3 : Gammes d'hydrocarbures, usages et méthodes analytiques (traduit de Weiner (2007))	95
Figure 8-4 : Chromatogrammes illustrant les différentes signatures chromatographiques (chromatographie en phase gazeuse) pour différents hydrocarbures pétroliers frais et altérés. Les bosses des chromatogrammes correspondent à des mélanges de centaines d'hydrocarbures qui sont non distinguables par chromatographie (Traduit de Weiner (2007))	96
Figure 9-1 : Formules chimiques de certains composés phénoliques	98
Figure 10-1 : Longueurs moyennes constatées de panaches (en mètre) en Europe (rouge) et longueurs maximum des panaches dans 75 % des cas (orangé) en fonction du type de contaminants : n = nombre de sites étudiés (tiré de BRGM, 2001)	110

REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier Martin Stapinsky et Michel Ouellet de la Direction de l'eau potable et des eaux souterraines pour leur contribution de même que pour leur collaboration dans la production de ce rapport. Nous tenons aussi à remercier Sylvie Chevalier, Asma Chemingui et Anouka Bolduc du MELCC pour la révision de ce rapport. Finalement, nous aimerions souligner la contribution importante du personnel de la bibliothèque de l'INRS et plus particulièrement Jean-Daniel Bourgault et Michel Courcelles pour leur recherche documentaire.

LEXIQUE

ÉCOULEMENT MULTIPHASE : Déplacement simultané dans les milieux poreux de liquides immiscibles.

EFFET DE REBOND : Nouvelle augmentation des concentrations aqueuses d'un contaminant (ou d'un mélange de contaminants) à la suite de l'application d'une méthode de traitement des sols et des eaux souterraines contaminés et qui est causé par la rétrodiffusion des contaminants des zones du sol les moins perméables (matrice fine de sols, matrice du roc) vers les zones les plus perméables (couches granulaires, fractures du roc).

LIQUIDE IMMISCIBLE : Liquides non aqueux qui ont une très faible solubilité aqueuse de sorte qu'à des concentrations suffisantes ils peuvent former une phase distincte de celle de l'eau. Les liquides immiscibles peuvent être constitués de composés purs ou de mélanges de composés.

LIQUIDE IMMISCIBLE DENSE : Phase non aqueuse plus dense que l'eau. On y réfère également sous le terme anglais « Dense Non Aqueous Phase Liquid », (DNAPL).

LIQUIDE IMMISCIBLE LÉGER : Phase non aqueuse moins dense que l'eau. On y réfère également sous le terme anglais « Light Non Aqueous Phase Liquid », (LNAPL).

PHASE LIBRE : Liquides immiscibles qui sont continus ou interreliés dans les pores du sol (et donc potentiellement mobile).

SATURATION RÉSIDUELLE : Liquides immiscibles en traces ou en poches discontinues dans les pores du sol et qui sont laissés derrière au cours du processus de migration (immobilisés par les forces capillaires).

INTRODUCTION

La mobilité d'un contaminant dans l'eau souterraine est la vitesse à laquelle le contaminant se déplace dans le milieu poreux/fracturé par rapport à la vitesse à laquelle l'eau souterraine se déplace dans ce même milieu. La mobilité d'un contaminant est donc une mesure de son retard par rapport à l'eau et reflète la distance qu'il peut franchir sur une période de temps donné. Le présent document porte sur la phase dissoute des contaminants dans l'eau incluant les composés organiques en provenance de l'infiltration de liquides immiscibles en phase libre ou à saturation résiduelle. Par contre, le document n'évalue pas la mobilité des liquides immiscibles dans les sols dont le comportement est régi par d'autres processus physiques dans le domaine de l'écoulement multiphase. De l'information est disponible sur ce sujet auprès de différentes sources, dont l'US Environmental Protection Agency (USEPA), pour les liquides immiscibles [légers](#) et les liquides immiscibles [denses](#).

Le risque pour l'environnement découlant d'une contamination n'est pas seulement fonction de la toxicité des contaminants impliqués, mais également de leur persistance environnementale. À la suite d'un déversement de contaminants dans l'environnement, les contaminants peuvent (1) demeurer en place, (2) être transportés dans les différentes phases du sol (air, eau, sols) ou (3) être transformés par des processus de biodégradation, de bioaccumulation ou des réactions abiotiques. La mobilité d'un contaminant dans l'eau souterraine est une composante importante de sa persistance environnementale. Elle dépend des :

- propriétés géologiques et hydrogéologiques du milieu (stratigraphie, capacité de rétention des sols, vitesse d'écoulement, recharge, etc.),
- propriétés physicochimiques du milieu (pH, conditions d'oxydoréductions, température, etc.),
- propriétés et de la localisation de la zone source (volume de contaminants, états des contaminants, âge de la source, profondeur de la source, type de mélange, etc.),
- ainsi que des propriétés intrinsèques des contaminants notamment de leur solubilité et de leur coefficient d'adsorption (K_d) à la surface des solides (sédiments, roc fracturé) ce qui occasionne un retard dans leur déplacement.

D'autres paramètres applicables spécifiquement aux contaminants organiques, tels que la biodégradation, la photodégradation ou l'hydrolyse alcaline, peuvent affecter leur persistance dans l'environnement et donc leur mobilité et l'étendue du panache de contaminants dissous.

Ce rapport, issu d'une revue de littérature, se concentre sur les propriétés intrinsèques des contaminants qui affectent leur mobilité dans les sols. Il indique donc la mobilité relative des contaminants et ne donne pas une appréciation spécifique de leur mobilité à un site donné ayant des propriétés (géologiques, hydrogéologiques et biophysicochimiques) spécifiques.

Le rapport présente tout d'abord la méthodologie de documentation suivie ainsi que les portées et les limites de l'étude. Dans un deuxième temps, une mise en contexte générale aborde l'importance de définir un modèle conceptuel de site contaminé ainsi que les mécanismes de transports des contaminants et les propriétés des contaminants pertinentes à la compréhension de leur transport dans les eaux souterraines. Finalement, neuf (9) sections indépendantes traitent de la mobilité de contaminants spécifiques dans les eaux souterraines :

- les métaux et métalloïdes,
- les nitrites et nitrates,
- les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM),
- les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP),
- les biphényles polychlorés (BPC),
- les dioxines et furanes (D&F),
- les solvants chlorés,
- les hydrocarbures pétroliers (C₁₀-C₅₀),
- les phénols.

MÉTHODOLOGIE

Deux sources distinctes ont été consultées dans le cadre de cette recherche bibliographique, à savoir des documents techniques produits par des organismes gouvernementaux et des bases de données d'articles scientifiques.

Les documents techniques produits par les organismes gouvernementaux regroupent une quantité importante d'informations techniques à jour dans le domaine de la mobilité des contaminants dans l'eau souterraine. Ces documents sont souvent issus de revues de littérature ou de compilation d'études de cas. Des documents techniques produits par les organismes gouvernementaux et paragouvernementaux suivants ont donc été consultés dans le cadre de notre recherche bibliographique :

- Bureau de Recherche Géologiques et Minières (BRGM – France)
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ – Canada)
- Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME – Canada)
- Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC - États-Unis)
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MELCC – Canada)
- United States Army Corps of Engineers (USACE - États-Unis)
- United States Environmental Protection Agency (USEPA - États-Unis)
- United States Geological Survey (USGS - États-Unis)

Les bases de données scientifiques consultées sont les suivantes :

- Scopus
- Web of Science
- Google Scholar
- World Cat

Les bases de données scientifiques Scopus et Web of Science regroupent des articles scientifiques revus par des pairs. La base Scopus ne contient que des articles publiés par l'éditeur Elsevier. La base Web of Science ne contient que des articles publiés dans des revues ayant une visibilité scientifique importante. La base World Cat et l'outil de recherche Google Scholar ont été utilisés lorsque requis pour compléter les résultats de la recherche. Finalement, les bases de données chimiques ont également été consultées.

Il est important de mentionner que la recherche bibliographique dans les bases de données scientifiques ne se veut pas une revue exhaustive de la littérature scientifique. L'objectif privilégié était le recensement des documents traitant de la mobilité aqueuse des contaminants.

PORTÉE ET LIMITES DU RAPPORT

Le présent rapport a été préparé par l'INRS à la demande de la DEPES dans l'entente de services pour la réalisation du mandat sur l'« Étude de la mobilité des contaminants dans l'eau souterraine ». La mobilité des contaminants examinés dans ce rapport est étudiée uniquement en fonction de leurs propriétés intrinsèques et non des propriétés (géologiques, hydrogéologiques et biophysicochimiques) du milieu. Seules les propriétés intrinsèques des composés purs sont prises en compte et non leurs propriétés dans des mélanges (qui peuvent également être affectées par les conditions spécifiques du milieu). Par exemple, la solubilité d'un composé pur est généralement très supérieure à la solubilité effective du composé dans un mélange. Ce rapport ne décrit pas les calculs ou les modèles de transfert des contaminants dans l'eau souterraine. Toutefois, les différentes références scientifiques mentionnées dans le document ou dans la liste de références constituent une source d'informations additionnelles permettant d'approfondir sa compréhension du sujet. Ce rapport ne contient aucun élément d'interprétation ni de données sur la toxicité potentielle des contaminants examinés.

Les contaminants ou les familles de contaminants traités dans ce rapport ont été sélectionnés en raison de leur forte probabilité à se retrouver dans des sites industriels présents et passés. Il doit cependant être noté que cette liste n'est pas exhaustive, et que certains composés n'y figurent pas. C'est le cas des pesticides, PFOs/PFAs, sels ou 1,4-dioxane, par exemple. Le [MELCC](#)¹ a regroupé de l'information pertinente sur certaines de ces substances toxiques sur une page Web dédiée à cet effet.

¹ <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/subst-toxiques.htm>

MÉCANISMES DE TRANSPORT DES CONTAMINANTS

Le transport d'un contaminant dans les eaux souterraines à partir d'une zone source peut être divisé en deux segments : (1) de la zone source de contamination vers la ressource en eau souterraine, puis (2) dans l'eau souterraine vers les récepteurs potentiels.

Les principaux mécanismes de transport des contaminants vers l'eau souterraine (Figure A) varient en fonction des caractéristiques de la zone source, des propriétés du contaminant et de son état. Ils incluent notamment :

- Pour les contaminants en **phase solide** : l'entraînement des particules par l'eau de ruissellement (pluie, fonte des neiges), les dépôts atmosphériques et la dissolution des composés solides dans l'eau ;
- Pour les contaminants en **phase liquide** :
 - L'entraînement du produit pur sous forme liquide (phase libre), qui migre par écoulement gravitaire au sein du milieu poreux ou fracturé, jusqu'à l'eau souterraine ;
 - La dissolution d'un contaminant liquide présent en surface ou dans la zone non-saturée des sols par l'eau de pluie ou l'eau d'infiltration, puis la migration sous forme dissoute jusqu'au sommet de la nappe d'eau souterraine ;
 - La dissolution d'un contaminant liquide présent dans la zone saturée des sols (suite à la migration d'une phase libre) ;
 - Une eau contenant le contaminant (ex. : eaux usées ou eaux de rejets industriels) s'infiltrer dans le milieu poreux ou fracturé, et se mélange avec l'eau souterraine ;
- Pour les contaminants en **phase gazeuse** : la solubilisation dans l'eau.

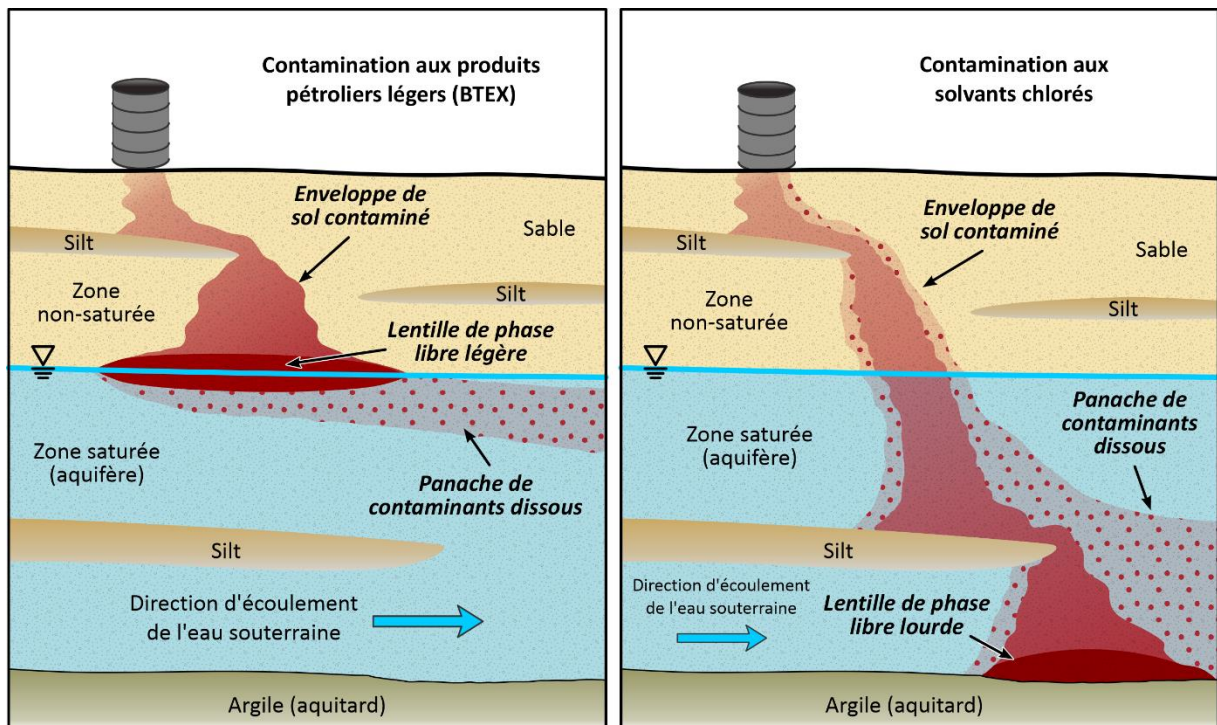


Figure A : Impact de la densité d'un contaminant liquide immiscible sur sa distribution dans le milieu. Les lentilles de phase libre légère et de phase libre lourde renferment respectivement desLNAPL et des DNAPL

Une fois dans l'eau souterraine, le transport des contaminants en phase dissoute et donc leur mobilité dépendra des processus suivants (Figure B) :

- **Advection** : transport des contaminants à la vitesse de l'eau souterraine et qui dépend des caractéristiques du milieu (porosité, perméabilité, etc.) ;
- **Dispersion et diffusion** : étalement des contaminants sous l'effet de l'hétérogénéité du milieu (dispersion cinématique) et des gradients de concentrations (diffusion moléculaire) ;
- **Adsorption** sur la matière organique et les particules de sol : retard du transport des contaminants et diminution des concentrations aqueuses ;
- **Dégradation/transformation chimique** (hydrolyse, oxydoréduction, photodégradation) ou biologique (aérobie, anaérobie, enzymatique) : diminution de la concentration en contaminant le long du parcours du panache et apparition de sous-produits.

Dans les deux cas, le transport des contaminants vers ou à l'intérieur de l'eau souterraine est fonction de :

- **La source du contaminant** (taille, localisation, composition, âge, etc.)
- **Des propriétés intrinsèques du sol et du sous-sol** incluant les propriétés hydrogéologiques (porosité, perméabilité, milieu karstique, roc fracturé, capacité de rétention, etc.), les propriétés physicochimiques (minéralogie, potentiel d'oxydoréduction, température, pH, etc.) et les propriétés biologiques (microflore, aptitudes à la dégradation, etc.)

- **Des propriétés intrinsèques des contaminants** (densité, viscosité, volatilité, solubilité, adsorption, stabilité biochimique, etc.).

Ce rapport se limite à l'étude des propriétés intrinsèques des contaminants, et à leur influence sur la mobilité des contaminants dissous dans les eaux souterraines. Les propriétés prises en compte dans ce rapport sont décrites succinctement dans les paragraphes suivants. Il est essentiel de comprendre que les propriétés des eaux souterraines et des sols qui influencent le comportement des contaminants dans le sol peuvent varier grandement d'un site contaminé à un autre et qu'elles devraient être adéquatement caractérisées à chaque site considéré.

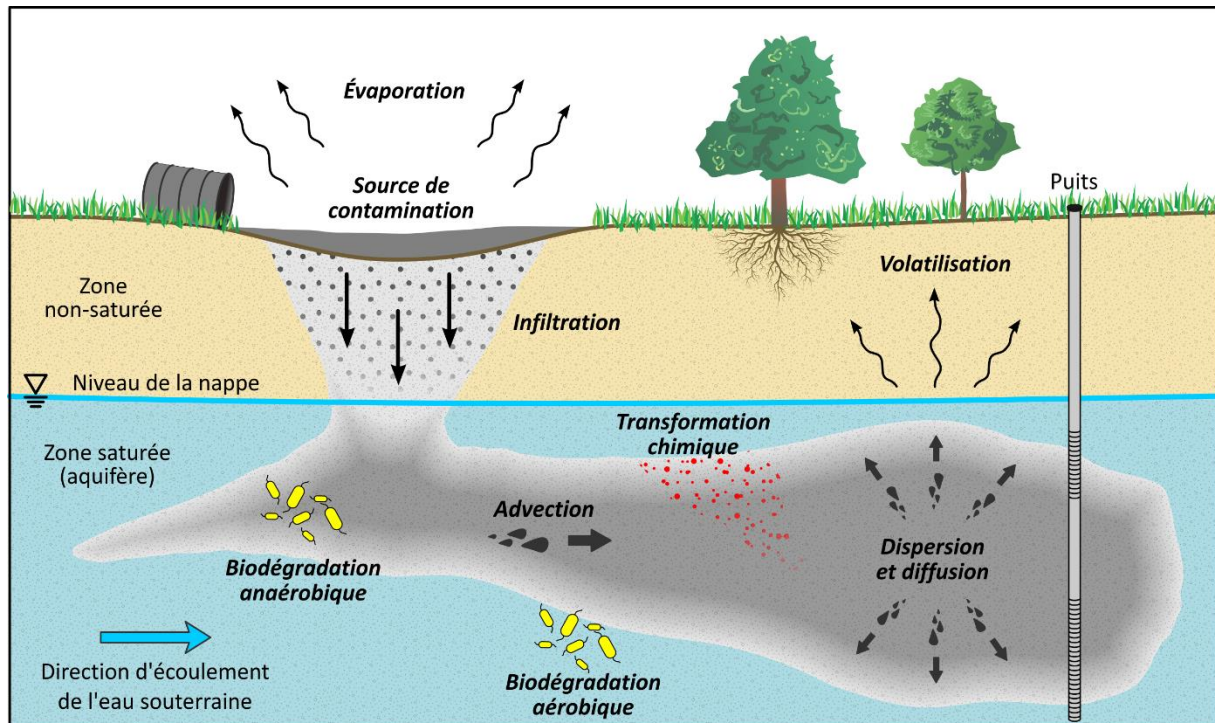


Figure B : Principaux mécanismes de transport des contaminants vers l'eau souterraine, et processus de transformation associés

PROPRIÉTÉS DES CONTAMINANTS

Les contaminants peuvent se retrouver dans différentes phases (Figure C) de la sous-surface (gaz, phase immiscible mobile, phase immiscible résiduelle, adsorbé à la surface des sols ou dissous dans la phase aqueuse).

Les propriétés intrinsèques des contaminants influencent leur tendance à se retrouver dans une phase plutôt que l'autre ainsi que leur mobilité et leur persistance dans le sol et dans les eaux souterraines.

Les propriétés principales considérées dans ce rapport sont la densité, la viscosité, la volatilité, la solubilité, la tendance à l'adsorption et la stabilité biochimique.

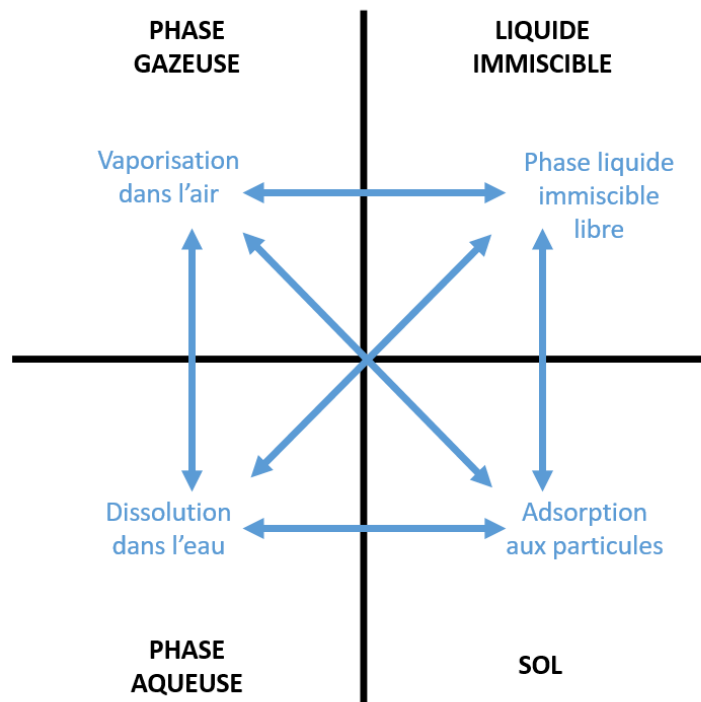


Figure C : Partition des contaminants dans les phases air, eau, sol et libre immiscible. Les flèches indiquent toutes les possibilités de changement de phases (Traduit de Weiner (2007))

- **Densité (phases liquides) :**

La densité des composés organiques influence leur mobilité en phase libre dans les zones non saturée et saturée du sol (Figure A, présentée précédemment).

Dans les cas des liquides immiscibles (p.ex. hydrocarbures), sous l'effet de la gravité, les plus légers que l'eau (light non aqueous phase liquid - LNAPL) s'accumuleront préférentiellement dans la partie supérieure de la nappe, où leur étalement latéral et horizontal est contrôlé par le volume de liquide déversé, l'âge de la contamination, leur densité, leur viscosité, les propriétés des sols (dont leur capacité de rétention) et l'écoulement des eaux souterraines (en fonction de la « pente » de la nappe phréatique). Les liquides immiscibles plus denses que l'eau (dense non aqueous phase liquid - DNAPL) ont quant à eux le potentiel de migrer verticalement dans la zone saturée et s'accumuleront au sommet des zones de faible perméabilité. Leur écoulement en phase libre est contrôlé par le volume de contaminant déversé, l'âge de la contamination, la capacité de rétention du milieu ainsi que la topographie des couches de sols peu perméables. Leur écoulement est indépendant de la direction d'écoulement de l'eau souterraine.

- **Viscosité dynamique (phases liquides) :**

La viscosité dynamique d'un fluide influence l'aptitude des contaminants à s'écouler et à s'infiltrer dans le sol en phase libre. Plus un liquide est visqueux, plus sa vitesse d'écoulement et d'infiltration en phase libre sera lente (Figure D). En effet, par définition, la conductivité hydraulique d'un milieu poreux est inversement proportionnelle à la viscosité dynamique du fluide qui s'y écoule.

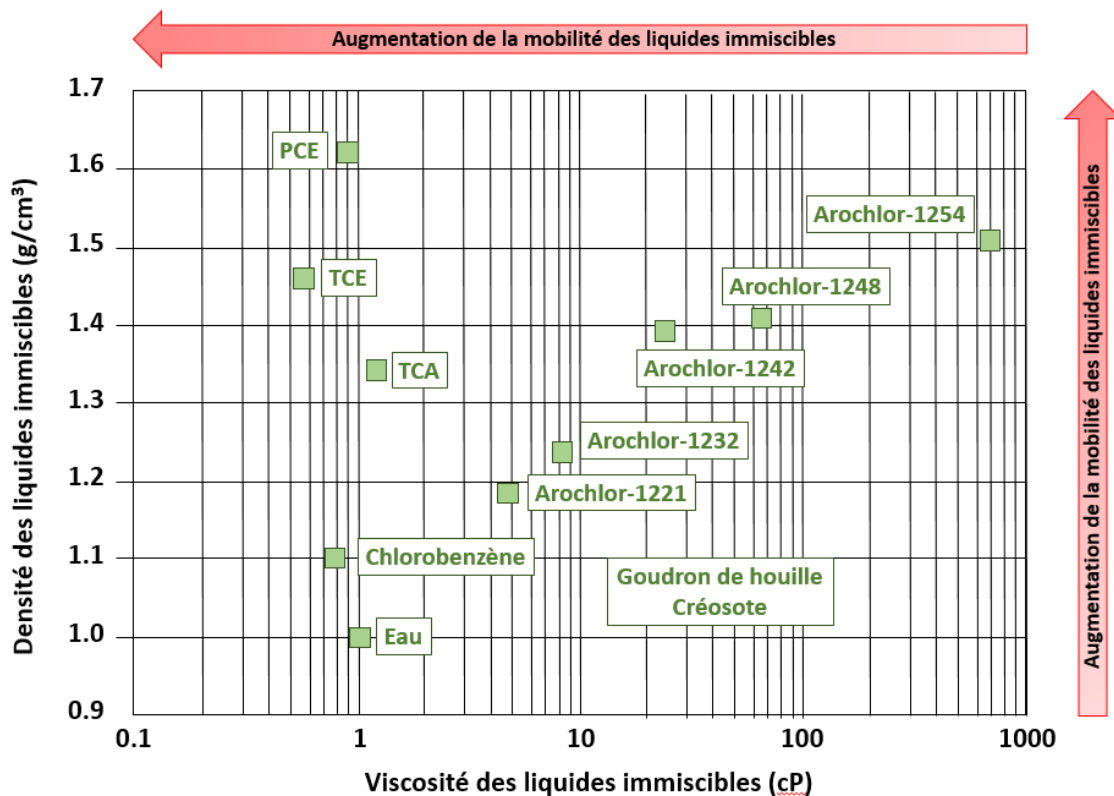


Figure D : Mobilité relative de certains liquides immiscibles. La mobilité est plus grande lorsque la densité est plus élevée et la viscosité plus faible. (tirée de Pankow & Cherry, 1996)

- **Volatilité (phases liquides) :**

La volatilité d'un composé est gouvernée par sa pression partielle. Plus la pression de vapeur d'un composé est élevée plus le composé est volatil. La volatilité influence surtout le processus d'infiltration des contaminants dans les sols (déversement de composés volatils en surface du sol), mais également les processus de libération des composés notamment dans la zone non saturée du sol où la volatilisation peut être un mécanisme de transport important des contaminants volatils vers la surface et ainsi diminuer les concentrations résiduelles dans les sols. Ce paramètre est affecté par la température ambiante.

- **Solubilité (phases liquides et solides) :**

La solubilité définit la concentration maximale d'une substance se dissolvant dans l'eau. Les composés qui ont une forte solubilité vont avoir tendance à se partitionner presque entièrement dans l'eau. Une solubilité élevée est donc un facteur aggravant de la mobilité d'un contaminant dans l'eau souterraine. La solubilité varie en fonction de la température de l'eau, de son pH et avec la composition chimique du milieu. Par ailleurs, les contaminants sont souvent présents sous forme de mélange dans l'environnement ; et la solubilité effective d'un composé dans un mélange de liquides immiscibles (S_i) est inférieure (plusieurs ordres de grandeur) à la solubilité théorique (S_i^0) du composé telle qu'approximée par la loi de Raoult (où X_i est la fraction molaire du composé dans le mélange) :

$$S_i = X_i * S_i^0$$

Pour les composés organiques, une concentration dans l'eau supérieure à la solubilité effective du composé indique que le composé est présent en phase libre. En règle générale, si la concentration aqueuse mesurée d'un contaminant est environ égale à 1 % de la solubilité aqueuse du contaminant pur, la présence du contaminant en phase libre, à proximité du site d'échantillonnage de l'eau souterraine, est considérée comme fortement probable (USEPA, 1992 et Pankow et al., 1996 dans Katyal et Morrison, 2007).

- **Adsorption (phases dissoutes) :**

L'adsorption est le phénomène de rétention des molécules d'un composé organique en phase dissoute sur la surface d'un grain de sol. Deux coefficients servent à caractériser l'adsorption :

- Le **coefficient de partage octanol/eau (K_{ow})** est le rapport de concentration à l'équilibre entre la phase aqueuse et la phase n-octanol qui dépend de la polarité des composés. La polarité influence notamment la fixation des composés dans les sols, leur biodisponibilité et leur potentiel de bioaccumulation. En général, plus le K_{ow} d'un composé est élevé (1) plus son adsorption dans les sols est forte, (2) plus sa capacité de bioaccumulation est importante, (3) moins son taux de biodégradation est important, (4) plus sa solubilité aqueuse est faible (un K_{ow} élevé indique une plus grande affinité pour les lipides) et donc sa mobilité dans les eaux souterraines est faible.
- Le **coefficient d'adsorption au carbone organique des sols (K_{oc})** détermine la distribution d'un composé entre les phases solides et liquides des sols et reflète sa tendance à être retenu par la matière organique des sols. Plus le K_{oc} d'un composé est élevé, plus celui-ci va avoir tendance à être retenu dans les sols.

La distribution du composé entre les phases dissoutes et adsorbées tend vers un équilibre. Lorsque la concentration en phase dissoute est en excès par rapport à cet équilibre, alors l'adsorption augmente. Inversement, lorsque la phase adsorbée est en excès par rapport à l'équilibre, alors il y a désorption. Ce phénomène de désorption donne lieu à un effet de rebond des concentrations en composés dissous dans l'eau souterraine.

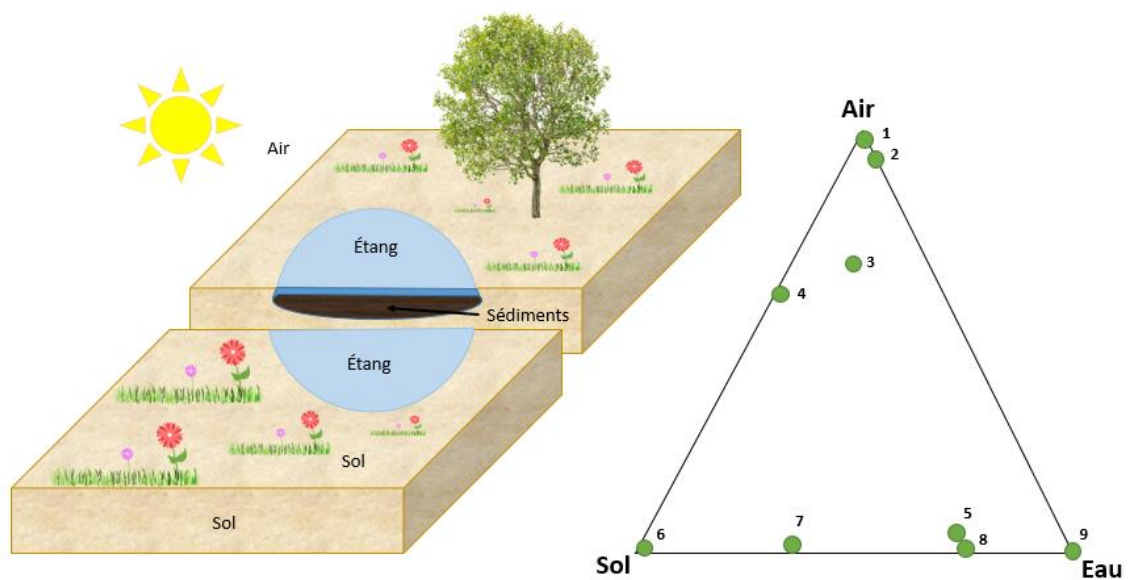
L'adsorption contribue donc à réduire la masse de contaminant dissous dans l'eau souterraine. Cette réduction entraîne un effet de retard : l'écoulement des molécules de composé dissous est retardé par rapport à celui des molécules d'eau souterraine. Une fois l'équilibre atteint entre les fractions dissoutes et

adsorbées du contaminant, alors les molécules de composés dissous s'écoulent à la même vitesse que celle de l'eau souterraine.

- **Stabilité biochimique (phases dissoutes) :**

La stabilité biochimique des contaminants influence leur persistance dans l'environnement. Elle reflète la capacité du composé à être dégradé par des mécanismes abiotiques (oxydoréduction, hydrolyse, photodégradation, etc.) et biotiques (biodégradation). Les contaminants qui sont facilement dégradables dans les eaux souterraines auront une mobilité limitée dans un panache de contaminants.

La Figure E montre la répartition de certains contaminants pour un cas conceptuel d'écosystème possédant des phases aqueuse, gazeuse et solide. Ce diagramme montre que si on recherche un composé dans la mauvaise phase, par exemple dans l'eau alors qu'il est uniquement dans les sols ou dans l'air, on peut se tromper sur la présence de ce composé dans l'écosystème (Lefebvre, 2013).



- 1 : TCE, PCE, 1, 1, 1-Trichloroéthane
- 2 : Benzène, Toluène
- 3 : Naphtalène
- 4 : Tétrachlorobiphényle (famille des BPC)
- 5 : 2-Chlorophénol

- 6 : Pentachlorophénol
- 7 : 2,4,6-trichlorophénols
- 8 : 2,4-dichlorophénol
- 9 : Phénol

Figure E : Répartition de composés organiques dans un écosystème (Modifiée de Hounslow, 1995)

Le Tableau 0-1 récapitule les caractéristiques physicochimiques des contaminants qui gouvernent leur mobilité.

Tableau 0-1 : Caractéristiques physicochimiques gouvernant la mobilité des contaminants (modifié de BRGM (2001)). Les X indiquent les processus physiques possibles pour les composés organiques et inorganiques

Critères de mobilité	Propriétés	Composés organiques	Composés inorganiques	Unité	Plage (20-25°C)	Interprétation
1.Écoulement vertical du fluide	Densité par rapport à l'eau (d_i)	X	Sauf mercure	$d_{eau} = 1$	< 1	Flottant sur la nappe
					≥ 1	Migration verticale
	Viscosité (μ)	X		cP	< 0.9	Plus fluide que l'eau
					0.9 - 2	Fluidité de l'eau
				≥ 2	Fluidité de l'huile ou moindre	
2.Capacité à se volatiliser	Tension de vapeur (P_v)	X		Pa	< 133	Non volatil
					≥ 133	Volatil
	Constante de Henry (K_H)	X		Pa.m ³ /mol	< 100	Faiblement volatil
					100 - 500	Volatil
					≥ 500	Très volatil
	Température d'ébullition (T_e)	X		°C	< 80	Indicatif
80 – 200						
≥ 200						
3.Capacité à se solubiliser	Solubilité dans l'eau (S)	X	X	mg/L	< 150	Insoluble à peu soluble
					150 – 10 000	Peu soluble à soluble
					> 10 000	Soluble à très soluble
4.Adsorption et affinité avec l'eau	Coefficient de partage eau/carbone organique (K_{oc})	X		Log $K_{ow/oc}$	< 2	Hydrophile
					2 - 4	Hydrophile à hydrophobe
	Coefficient de partage octanol/eau (K_{ow})	X			≥ 4	Hydrophobe
	Coefficient de partage liquide/solide (K_d)		X			Très variable dépend de l'élément en solution et de la capacité d'échange cationique du solide (voir section 1.3.3)
5.Stabilité biochimique	Temps de demi-vie	X				Très variable en fonction du composé

MODÈLE CONCEPTUEL DE SITE CONTAMINÉ

La mise au point d'un modèle conceptuel représentatif de la situation au droit d'un site contaminé est une étape préliminaire essentielle du processus de planification de la caractérisation et de la remédiation de la contamination. Le modèle conceptuel permet d'illustrer la relation entre l'architecture de la zone source, les conditions de surface, les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques de la sous-surface et les voies d'exposition des récepteurs. Il aide également à l'identification des lacunes dans l'état des connaissances du site. Le modèle conceptuel doit être mis à jour au fur et à mesure de l'avancement de l'état des connaissances.

La mise au point d'un modèle conceptuel de site intègre deux composantes principales soit :

- Les connaissances sur l'utilisation historique et actuelle du site qui permettent de déterminer :
 - les contaminants potentiellement présents sur le site (caractéristiques physicochimiques telles que densité, viscosité tension interfaciale avec l'eau, solubilité) (Figure A, présentée précédemment) ;
 - l'âge présumé de la contamination (récente, ancienne, ponctuelle ou continue) (Figure F) ;
 - le volume probable de contaminants (Figure G) ;
 - la localisation des déversements de contaminants (source unique ou multisources, en surface ou en profondeur) ;
- Les connaissances sur les conditions physiques du site qui incluent :
 - la géologie de la sous-surface (p.ex. dépôts meubles ou roc fracturé, présence d'hétérogénéités contribuant à une distribution complexe des contaminants) (Figure H) ;
 - la localisation des infrastructures de surface et souterraines (recouvrement imperméable, chemins de transport préférentiels, etc.).
 - l'hydrogéologie de la sous-surface (régime d'écoulement et mécanismes d'écoulement et de transport de contaminants dont le stockage de contaminants dans les matrices fines qui contribue à l'effet de rebond des concentrations dans l'eau) ;
 - les conditions biophysicochimiques de la sous-surface.

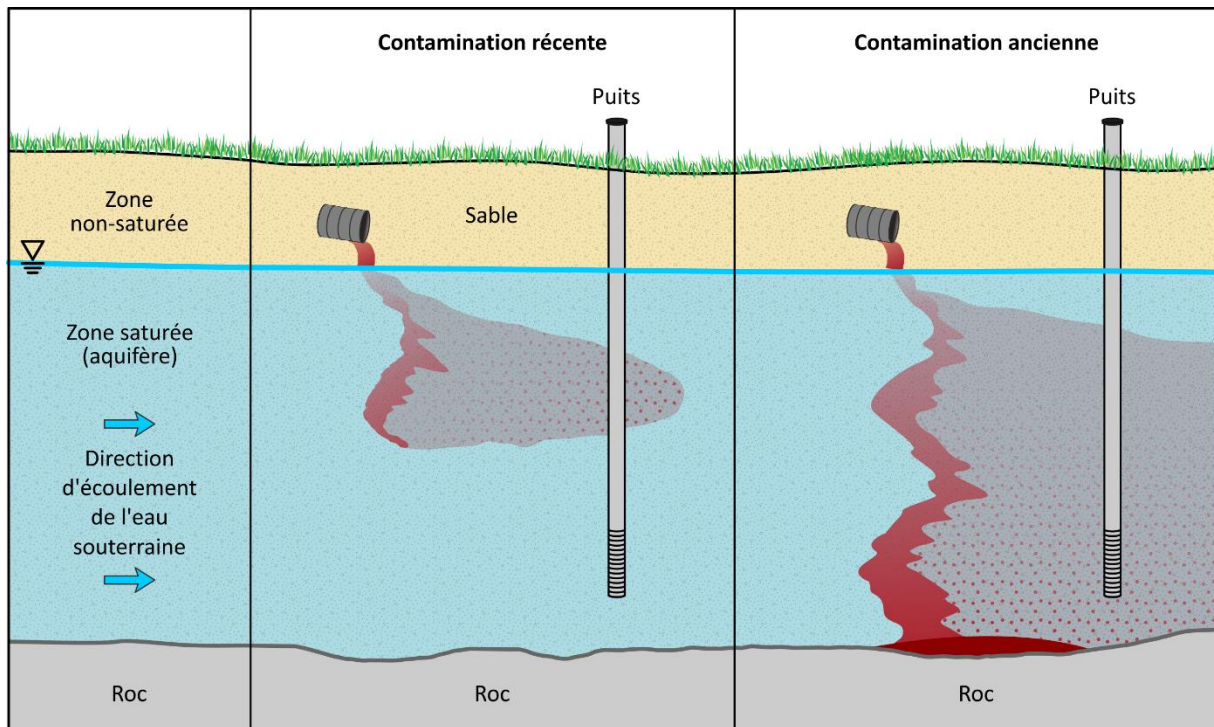


Figure F : Impact de l'âge de la contamination sur sa distribution dans le milieu

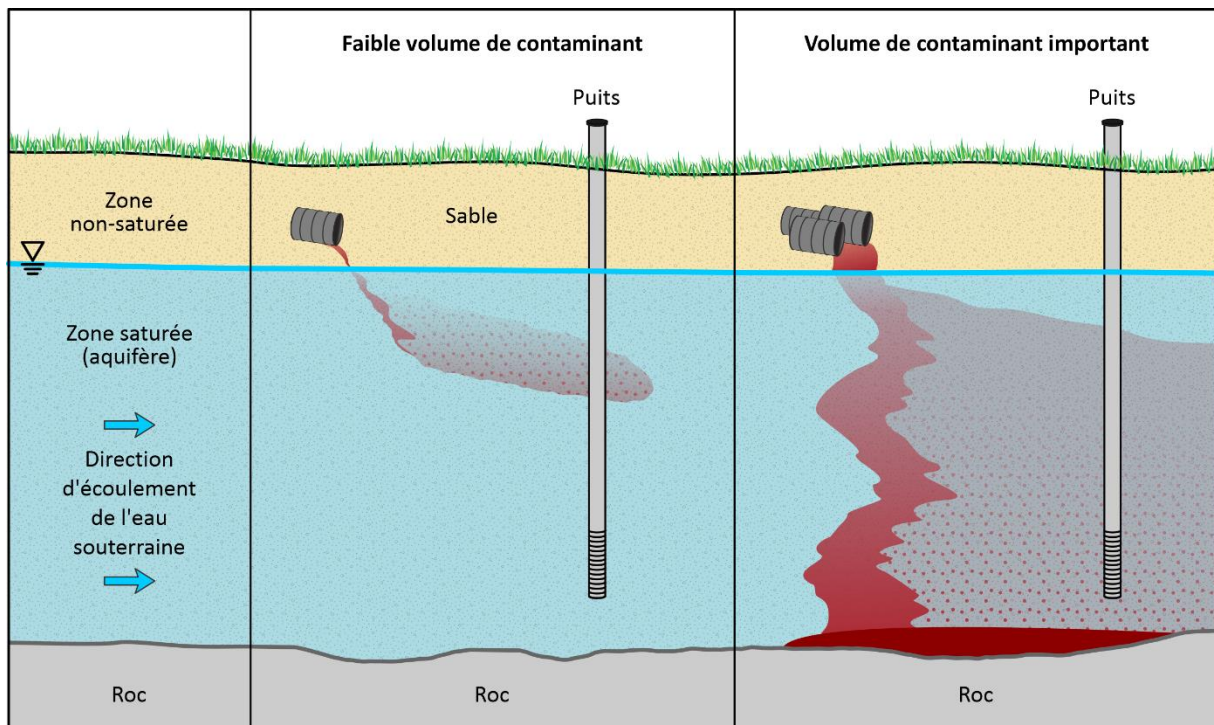


Figure G : Impact du volume de contaminant déversé sur sa distribution dans le milieu

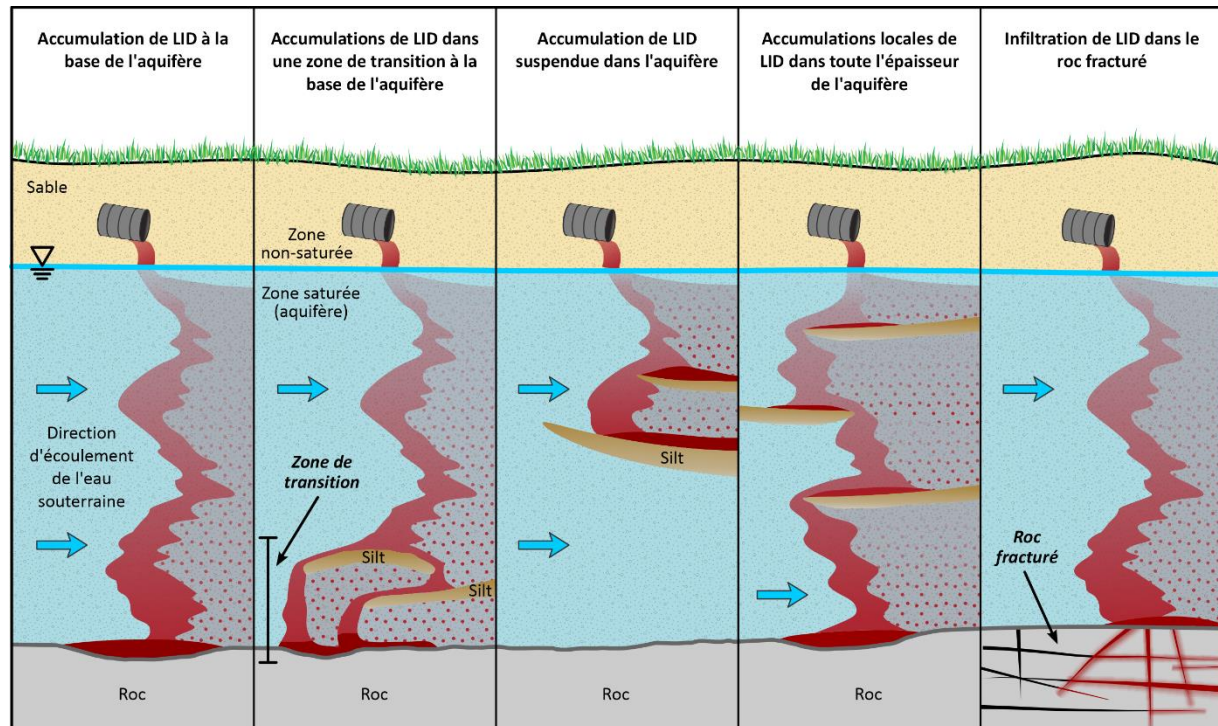


Figure H : Impact de la géologie sur la distribution des contaminants dans le milieu. Les horizons plus fins (ex. couches de silt) agissent comme barrière verticale à l'écoulement des DNAPL. Dans le roc, les DNAPL migrent d'abord via le réseau de fractures, puis pénètrent dans la porosité primaire de la roche par diffusion

La construction d'un modèle conceptuel de site est donc une étape essentielle qui permet d'identifier les conditions du site pour déterminer les propriétés des contaminants qui influencent le transport et la distribution des contaminants dans les différentes phases du milieu poreux entre les sources d'émission (zones sources) et les récepteurs potentiels.

Par exemple, dans le cas d'un LNAPL, la stratigraphie influence l'écoulement du LNAPL jusqu'à la surface de la nappe, qui stoppe sa migration verticale en raison de sa densité inférieure à celle de l'eau (Figure A). À l'opposé, pour un DNAPL, la stratigraphie des zones saturée et non saturée auront toutes les deux une influence sur sa migration, puisque ce dernier a le potentiel de migrer verticalement au travers de la zone saturée des sols (Figure H). Dans le roc fracturé, l'écoulement du DNAPL dans les fractures dépend de la nature et des propriétés du réseau de fractures (aussi appelé porosité secondaire) et de la matrice de roche (porosité primaire). Le roc imperméable tout comme l'argile ou le silt permettent l'accumulation de phase libre de DNAPL sous forme de lentille. Aussi la topographie (pente) de ces couches imperméables influence la migration du DNAPL en phase libre. Au contact d'une couche géologique peu perméable, une portion du DNAPL diffusera dans cet horizon ce qui pourra créer des effets rebonds lors de la réhabilitation du site.

La phase libre ne peut pas migrer « à l'infini », en raison de la capacité de rétention inhérente à tout milieu poreux et/ou fracturé. Après un certain temps (allant de quelques jours à quelques mois après la fin du déversement), la phase libre sera « immobilisée » donc occupera un volume fini de milieu poreux et/ou fracturé.

De nombreux guides de réalisation de modèles conceptuels de site sont disponibles en libre accès sur les sites Web des institutions gouvernementales et paragouvernementales dont :

- MELCC (2020). [Guide de présentation des travaux de modélisation hydrogéologique](#).
- ITRC (2018) [Light Non-Aqueous Phase Liquid \(LNAPL\) Site Management : LCSM Evolution, Decision Process, and Remedial Technologies](#). LNAPL-3.
- CCME (2016) [Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine, Volume 1 Orientations](#).
- US Army Corps of Engineers (2012) [Environmental Quality. Conceptual Site Models](#). Engineer Manual.
- ITRC (2011) [Integrated DNAPL Site Strategy](#). Technical/Regulatory Guidance.

La Figure présente un exemple d'un modèle conceptuel d'un site contaminé par un DNAPL dans un aquifère de sable hétérogène à proximité d'une rivière qui est en lien hydraulique avec l'aquifère.

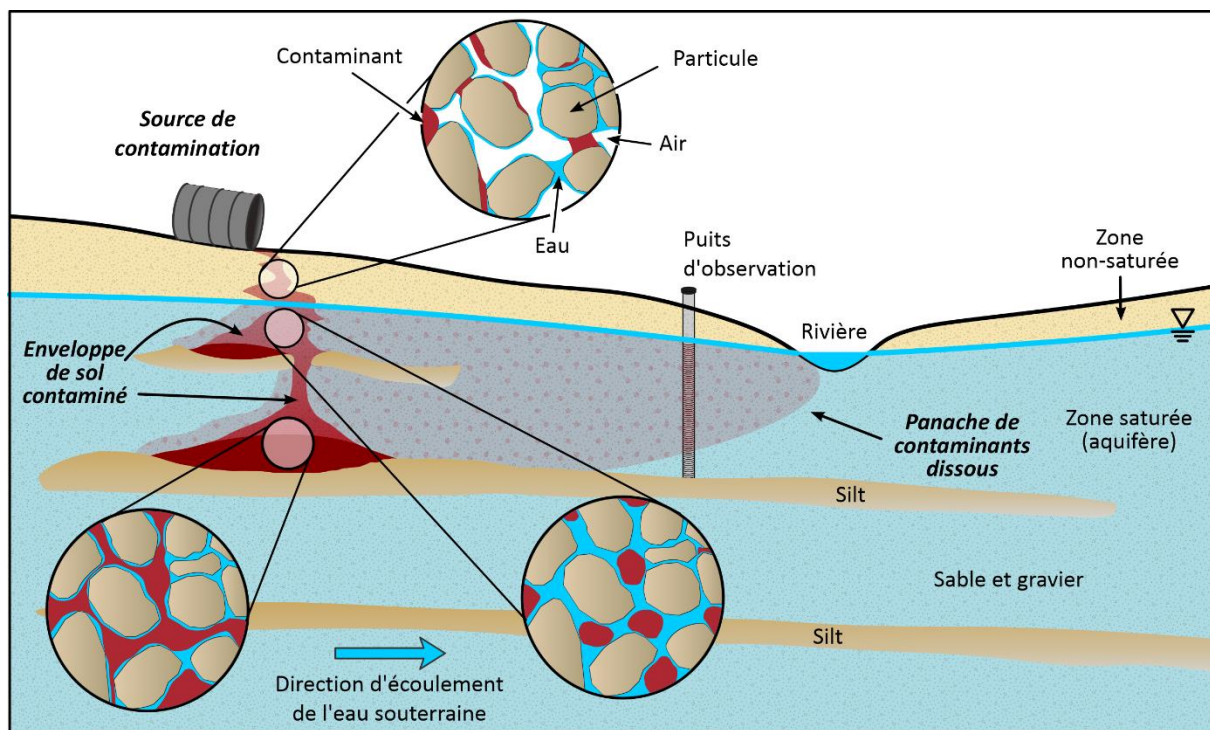


Figure 1 : Exemple de modèle conceptuel de site qui met en relation la source de contamination, la géologie du site, la distribution du contaminant dans les différentes phases du milieu, et la présence d'un récepteur (rivière)

TENEURS DE FOND

Parmi les contaminants abordés dans ce guide, certains sont présents à l'état naturel dans les eaux souterraines. Lorsque la présence de tels composés dans les eaux souterraines n'est pas due à des activités anthropiques, il est alors question de teneur de fond (ou bruit de fond). C'est particulièrement le cas pour les métaux. Leur présence dans les eaux souterraines peut être liée à la nature de la roche ou des sédiments dans lesquels l'eau circule. C'est également le cas pour certains hydrocarbures pétroliers d'origine biogénique, donc produit lors de la décomposition de la matière organique.

Lors de l'analyse d'un site, il est donc important de considérer de telles teneurs de fond pour l'élaboration du modèle conceptuel et l'identification des objectifs de réhabilitation du site. Le type de composés potentiellement présents dans les eaux souterraines sans lien avec les activités anthropiques dépend de la nature géochimique des sols ou du roc qui constituent l'aquifère. L'occurrence de ces composés est donc dépendante de la situation géographique du site et du contexte géologique.

Quelques sources d'informations existent pour renseigner sur les teneurs de fond qui pourraient être détectées au Québec :

- Bruits de fond géochimiques pour différents environnements géologiques au Québec²
- Les données géochimiques issues du programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du MELCC³
- L'inventaire canadien des ressources en eaux souterraines : Caractérisation hydrogéologique régionale et intégrée du système aquifère fracturé du sud-ouest du Québec⁴

Notons finalement qu'il est possible de déterminer les teneurs de fond spécifiques pour un site en analysant l'eau souterraine prélevée en amont hydraulique et en dehors du secteur affecté par une contamination anthropique.

² <http://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/GM58798/GM58798.pdf>

³ <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/programmes/acquisition-connaissance.htm>

⁴ <https://geoscan.nrcan.gc.ca/starweb/geoscan/servlet.starweb?path=geoscan/downloadf.web&search1=R=291348>

1 MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES

1.1 Introduction

Les métaux et métalloïdes sont des composés inorganiques. Les métaux sont des éléments lustrés qui ont la capacité de conduire la chaleur et l'électricité et qui se trouvent généralement sous forme cationique dans l'environnement (chargés positivement). Les métalloïdes possèdent les propriétés des métaux, mais aussi des non-métaux, et peuvent se trouver dans l'environnement sous forme cationique (donc chargé positivement) ou anionique (chargé négativement) en fonction de l'élément et des conditions géochimiques du milieu.

Les métaux et métalloïdes sont présents dans les sols et l'eau souterraine en phase solide et liquide (Figure 1-1). Dans la phase liquide, ils se présentent sous forme d'ions libres (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Sb^{5+} , etc.), de complexes ioniques ($\text{Zn}(\text{OH})_4^{2-}$, etc.), de complexes organométalliques ($\text{Al}(\text{C}_2\text{H}_5)$, $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$, etc.) ou sous forme de colloïdes en association avec des oxydes, de la matière organique ou des argiles. En phase solide, les métaux et métalloïdes sont incorporés dans la structure minérale du sous-sol. Le Tableau 1-1 présente les critères applicables aux métaux dans les eaux souterraines et les eaux de surface.

Les métaux peuvent passer de la phase liquide à la phase solide par deux types de processus : la précipitation (ou coprécipitation) et l'adsorption (Figure 1-1). Les précipités se trouvent sous forme d'oxydes, d'hydroxydes, de sulfate, de carbonate, de silicates, etc. L'adsorption s'opère à la surface des particules inorganiques (argiles, oxydes, etc.) et de la matière organique.

Tableau 1-1 : Critères de qualité issus de l'annexe 7 du [Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés](#) applicables aux métaux dans les eaux souterraines au Québec.

Élément	Critère de qualité du MELCC dans les eaux de consommation (µg/L) (en vigueur en 2019)	Critère de qualité du MELCC pour la résurgence dans les eaux de surface (µg/L) (en vigueur en 2019)
Sodium (Na)	200000	
Bore (B)	5000 ⁵	28000
Zinc (Zn)	5000	
Cuivre (Cu)	1000 ⁵	7,3
Baryum (Ba)	1000 ⁵	600
Aluminium (Al)	100	-
Argent (Ag)	100	0,62
Nickel (Ni)	70	260
Manganèse (Mn)	50	2300
Chrome III (CrIII)	50 ⁵	1000
Chrome VI (CrIV)		16
Molybdène (Mo)	40	29000
Uranium (U)	20 ⁵	
Sélénium (Se)	10 ⁵	62
Plomb (Pb)	10	34
Antimoine (Sb)	6 ⁵	1100
Cadmium (Cd)	5 ⁵	1,1
Mercure total (Hg)	1 ⁵	0,0013
Arsenic (As III)	0,3	340
Arsenic (As V)		
Cobalt (Co)	1	0.0013

⁵ Norme de qualité de l'eau potable établie à l'annexe 1 du [Règlement sur la qualité de l'eau potable \(chapitre Q-2, r.40\)](#).

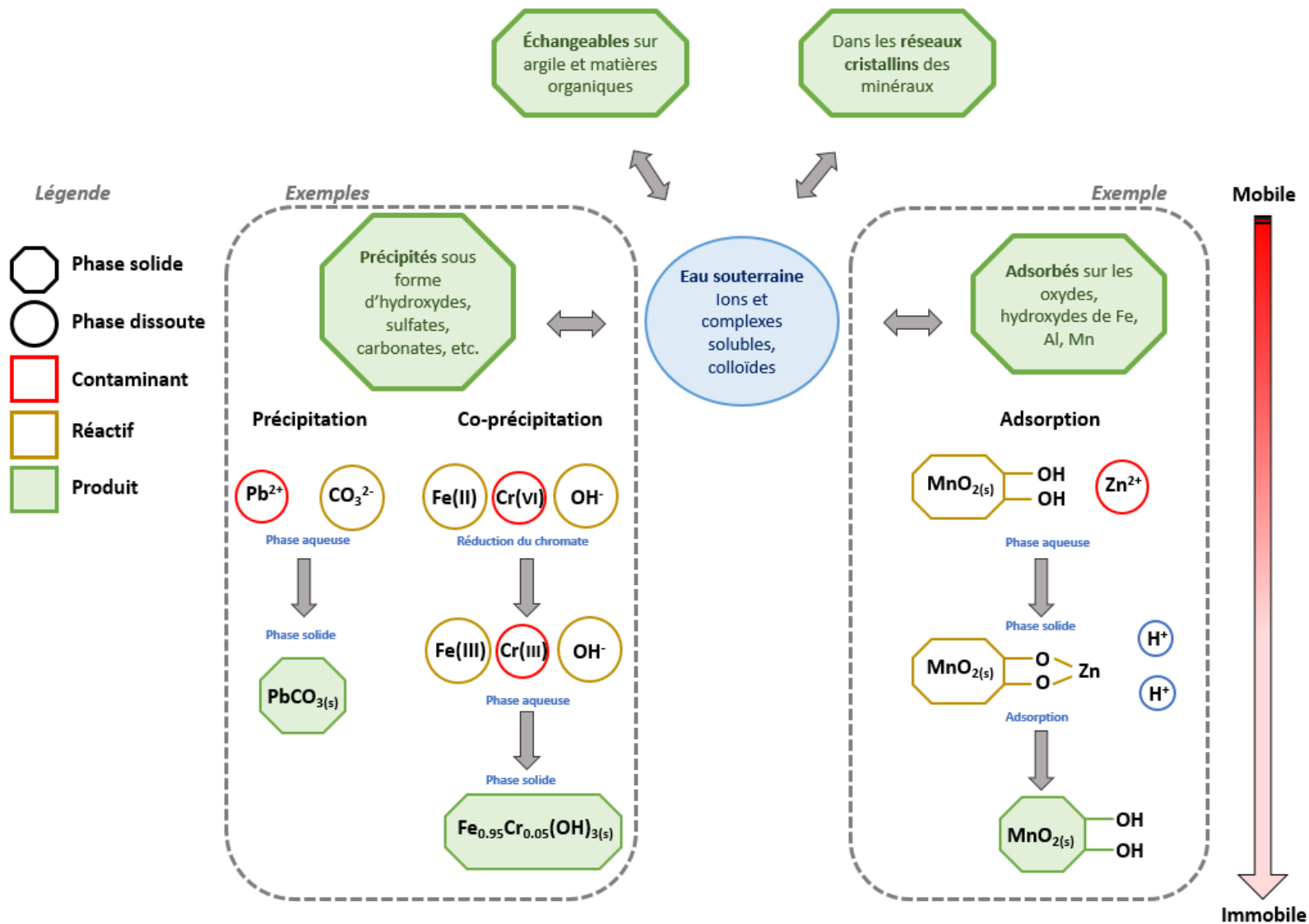


Figure 1-1 : Partition des contaminants entre la phase aqueuse et les phases solides de la sous-surface. Les flèches indiquent les possibilités de changement de phases entre l'eau souterraine (en bleu) et les phases solides (en vert). Les exemples sont traduits de Ford, Wilkin & Puls (2007)

1.2 Sources principales dans l'environnement

Les métaux et métalloïdes sont naturellement présents dans l'environnement (bruit de fond géochimique). Le bruit de fond géochimique dans les eaux souterraines dépend de la nature du roc (aquifère au roc) ou des dépôts meubles (aquifère granulaire). Toutefois, les concentrations les plus importantes de métaux lourds dans les sols ont souvent une source anthropique (BRGM (2001)) : anciens sites industriels, sites de stockage de déchets industriels (mines et fonderie de métaux non ferreux) et urbains (décharges publiques), pratiques agricoles (épandage d'engrais, de biocides, de boue de station d'épuration, de compost urbain, etc.) ; retombées atmosphériques (incinération des déchets, essence au plomb, etc.). Le Tableau 1-2 présente les métaux communément associés à un usage industriel ou agricole.

Tableau 1-2 : Métaux et métalloïdes résultants d'un usage industriel ou agricole.

Usage	Métaux et métalloïdes
Batterie et autres appareils électriques	As, Sb, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe, Sb, Se
Métallurgie, alliages et soudures	Cd, Cr, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu, Fe, Sb, Se
Biocides	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, Mn
Agent de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn, Sb, Se
Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn, Se
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb, Sb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg, Ni
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, V, Pb, Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd
Munitions	Pb, Cu, Zn, Sb, Ni, Cr, As
Industrie pharmaceutique	Hg, Cu, Se, Cr
Électrochimie	Cd, Sb, Cu, Ni, Se

1.3 Propriétés physicochimiques du milieu et leur influence sur la mobilité des métaux et métalloïdes

La mobilité des métaux et des métalloïdes dans l'environnement est contrôlée par les propriétés intrinsèques des éléments ainsi que par les propriétés du milieu. Les propriétés hydrogéologiques du milieu qui affectent la mobilité des contaminants dans l'eau souterraine ne sont pas abordées dans ce rapport puisqu'elles sont spécifiques aux sites.

Les principales propriétés physicochimiques du milieu qui contrôlent la mobilité des métaux et métalloïdes dans l'environnement sont : le potentiel d'oxydoréduction, le pH ainsi que la capacité d'adsorption du milieu poreux et la compétition ionique.

1.3.1 Potentiel d'oxydoréduction (oxydoreduction potential - ORP) :

- L'ORP contrôle l'état de valence de certains éléments (Cr, Cu, Hg, Mn, Cu, U, As, Sb, Se, etc.) et donc la toxicité et la solubilité de ces éléments. Par exemple, le chrome hexavalent (Cr(VI)) est très toxique et relativement mobile alors que le chrome trivalent, Cr(III), est moins toxique et tends à s'adsorber dans le sol. De même, l'arsénite, As(III) est plus soluble et plus toxique que l'arsénate, As(V) ;
- Un ORP élevé indique des conditions oxydantes et un milieu aérobie qui tend à favoriser la rétention des espèces métalliques sous formes cationiques. Les métaux forment des complexes oxydés, hydroxylés ou carbonatés de faible solubilité ou s'adsorbent aux oxydes de Fe, Mn et Al, aux argiles et aux carbonates ;
- Un ORP faible indique des conditions réductrices et un milieu anaérobie qui tend à favoriser la mobilité des espèces métalliques sous formes cationiques en solution. Les hydroxydes de Fe, Mn et Al sont solubles dans ces conditions et la capacité d'adsorption du milieu est réduite. Toutefois, en présence de soufre, les métaux peuvent former des composés soufrés de faible solubilité ;
- L'ORP est mesuré dans les eaux souterraines à l'aide d'une sonde multiparamètres. Les valeurs d'ORP sont transformées en valeur d'Eh (électropotential) selon une formule qui dépend du type de sonde. Des valeurs d'Eh supérieures à 350 mV indiquent un milieu oxydant, de 150 à 350 un milieu intermédiaire et inférieures à 150 un milieu réducteur.

1.3.2 pH

- Le pH influence les mécanismes d'adsorption, de dissolution/précipitation, d'oxydoréduction et l'activité microbienne ;
- Des pH très basiques (> 9) augmentent la solubilité (Figure 1-2) de certains métaux (p.ex. Cr(III)) ;
- Des pH très acides (< 4) augmentent la mobilité de la plupart des métaux (adsorption faible et solubilité potentiellement plus importante) ;
- Dans les conditions couramment retrouvées dans les eaux souterraines ($4 < \text{pH} < 9$), l'adsorption (Figure 1-2) tend à augmenter avec le pH pour les espèces métalliques cationiques (Pb^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Hg^{2+} , Cr^{3+}) et diminue pour les espèces anioniques ($\text{AsO}_4^{3-}/\text{AsO}_3^{3-}$, $\text{SeO}_4^{2-}/\text{SeO}_3^{2-}$, CrO_4^{2-} , $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$).
- Le pH est mesuré dans les eaux souterraines à l'aide d'une sonde multiparamètres. Les valeurs de pH supérieures à 8 indiquent un milieu basique, de 7 à 8 un milieu neutre et inférieures à 7 un milieu acide.

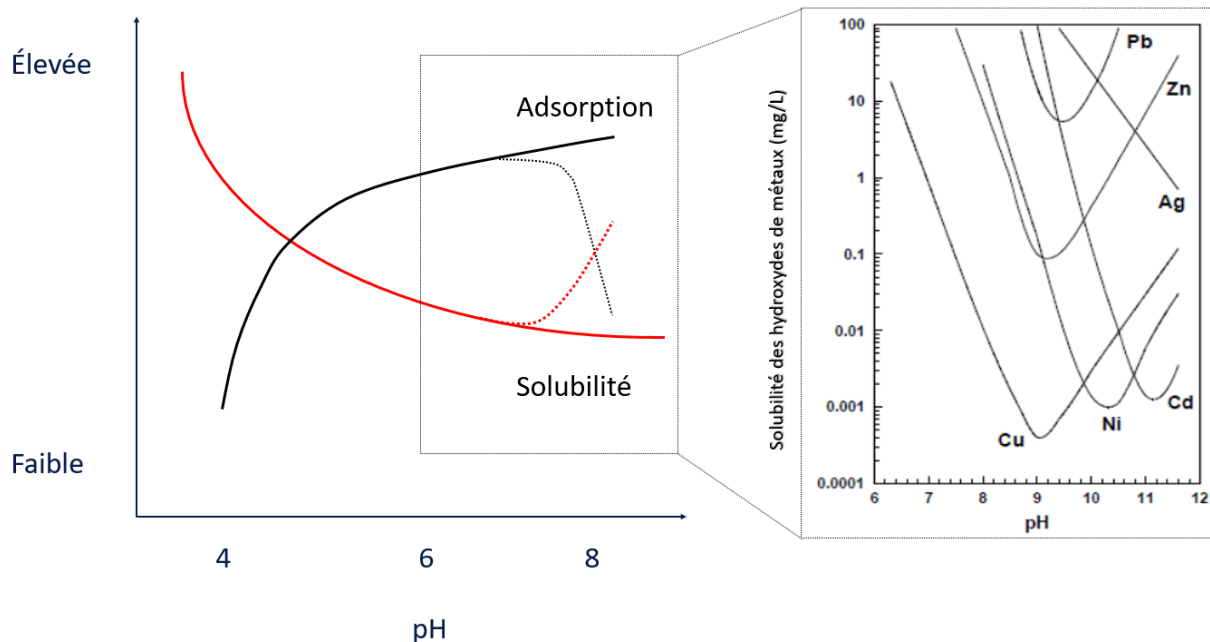


Figure 1-2 : Solubilité des métaux en fonction du pH (adapté de Truex, Brady, Newell, Denham & Vangelas (2011) et EPA (1993)). À pH basique, la mobilité des métaux peut soit diminuer en raison d'une plus faible solubilité (ligne rouge pleine) et d'une plus grande adsorption aux particules du sol (ligne noire pleine), ou augmenter en raison d'une plus faible adsorption (ligne noire pointillée) et d'une plus grande solubilité (ligne rouge pointillée)

1.3.3 Capacité d'adsorption du milieu et la compétition ionique

La capacité d'adsorption du milieu et la compétition ionique affectent la mobilité des métaux dans les eaux souterraines principalement en modifiant leur rétention dans les sols (phénomène de retard). La quantité d'ions libres en solution affecte la mobilité des métaux et des métalloïdes dans les eaux souterraines en augmentant la compétition pour les sites d'adsorption disponibles aux ions et complexes métalliques solubles.

La capacité d'adsorption du milieu dépend de plusieurs facteurs dont la capacité d'échange cationique (CEC), la présence d'oxydes ferreux, la présence d'espèces sulfurées et la concentration aqueuse en solides dissous totaux.

- Capacité d'échange cationique (CEC)
 - Influence la capacité du milieu à retenir les contaminants à la surface des minéraux (argiles) ;
 - Une CEC (Tableau 1-3) élevée (CEC > 10meq/100g) indique que les charges de surface sont importantes et que le milieu a la capacité d'attirer et de retenir les cations en surface (Truex, 2011).

Tableau 1-3 : Capacité d'échanges cationiques et dépendance du phénomène d'adsorption aux conditions de pH du milieu pour des adsorbants communs dans les eaux souterraines (adapté de Langmuir (2004)).

Adsorbant	CEC (meq/100g)	Dépendance de l'adsorption au pH
Kaolinite	3 – 15	Forte
Illite et chlorite	10 – 40	Légère
Smectite et montmorillonite	80 – 150	Aucune ou négligeable
Matière organique	110 – 500	Forte
Mn-Oxyhydroxydes	100 – 740	Forte
Fe(III) oxyhydroxydes	100 – 740	Forte

- Présence d'oxyde de fer :
 - L'adsorption des contaminants aux oxydes ferreux (goethite, ferrihydrite, hématite) est un mécanisme important d'atténuation des concentrations en contaminants en solution.
- Présence de sulfures
 - Influence la capacité du milieu à retenir les contaminants ;
 - Les espèces métalliques peuvent réagir pour former des sulfures métalliques (très faiblement soluble) en conditions anaérobies ou des sulfates de fer en conditions aérobie (p.ex. sulfate de plomb dans un aquifère oxygéné en présence de gypse).
- Solides dissous totaux :
 - Influence les mécanismes d'adsorption et de dissolution/précipitation ;
 - Une concentration en solides dissous totaux peut limiter l'adsorption des contaminants en comblant les sites d'adsorption disponibles ;
 - Des concentrations élevées en phosphates peuvent mener à la formation de précipités immobiles (p.ex. phosphate de plomb (pyromorphite)), mais les phosphates sont en compétition également avec les composés métalliques pour les sites d'adsorption (arsenic, sélénate, etc.).

Le Tableau 1-4 présente l'ordre relatif d'adsorption de certaines espèces métalliques en fonction du type d'adsorbant présent dans les sols.

Tableau 1-4 : Adsorbant dans les sols et ordre relatif d'adsorption des métaux (adapté de McLean (1992) et Deverel & Fujii (1990)).

Adsorbants du sol	Ordre relatif d'adsorption	Référence
Goethite	Cu>Pb>Zn>Co>Cd	Forbes et.al., 1976
Oxyde ferreux	Pb>Cu>Zn>Cd	Benjamin & Leckie, 1981
Gel d'oxyde ferreux	Pb>Cu>Zn>Ni>Cd>Co>Sr>Mg	Kinniburg et.al., 1976
Gel d'oxyde d'aluminium	Cu>Pb>Zn>Ni>Co>Cd>Mg>Sr	Kinniburg et.al., 1976
Montmorillonite	Cd=Zn>Ni	Puls & Bohn, 1988
Kaolinite	Cd>Zn>Ni	Puls & Bohn, 1988
Sol	Pb>Cu>Zn>Cd>Ni	Biddappa et.al., 1981
Sol	Zn>Ni>Cd	Tiller et.al. 1981
Sol	Pb>Cu>Zn>Ni	Hartel, 1993
Sol minéral	Pb>Cu>Cd>Zn	Elliot et.al., 1986
Sol organique	Pb>Cu>Zn>Ni	Elliot et.al., 1986
Sol alcalin	Zn en compétition avec Hg>Cu>Fe>Mn	Mikkelsen, 1979

1.4 Mobilité des métaux dans les eaux souterraines

La géochimie environnementale des espèces métalliques dans les eaux souterraines est complexe et dépend d'une multitude de facteurs discutés précédemment. Comme les métaux sont stables dans l'environnement (pas de dégradation chimique ou biologique), leur mobilité dans les eaux souterraines est influencée par leur solubilité et leur tendance à s'adsorber dans les sols qui sont des fonctions à la fois de leur spéciation (sous quelles formes les métaux se trouvent) et de la capacité de rétention du milieu (CEC, oxydes et hydroxydes de Fe, Mn, Al, carbonates, sulfates, etc.).

Le coefficient de partition (K_d) est une mesure de la capacité d'un élément à s'associer aux particules. Il représente donc la tendance d'un élément à demeurer en solution ou à s'adsorber aux particules solides. Le K_d varie beaucoup en fonction des conditions du système et ne tient pas compte de la stabilité des liaisons (adsorption, liaison aux particules solides ou métabolisation par les organismes). Il est donc important de tenir compte qu'un changement dans l'équilibre géochimique du sous-sol (variation de pH, modification des conditions de pH, etc.) peut remobiliser les métaux dans les eaux souterraines.

En général, les espèces métalliques qui se présentent principalement sous formes anioniques dans l'environnement (arsenic, antimoine, bore, chrome, molybdène, sélénium et vanadium) sont mobiles (Langmuir (2004)). Elles peuvent cependant être adsorbées par des espèces ferreuses dans des conditions de pH acide à neutre (Langmuir (2004)). Les éléments essentiels à considérer dans le cadre de contamination métallique sont :

- La teneur de fond géochimique naturelle du milieu : elle indique si une concentration élevée en métaux est le résultat d'une source naturelle ou anthropique. Si la source de contamination est naturelle, alors l'étendue de la contamination peut être très importante (échelle régionale du même ordre de grandeur que l'étendue de la formation géologique responsable de la contamination). Lorsque la source de la contamination est anthropique, alors l'étendue du panache de contaminants peut être plus locale.
- Les critères de qualité des eaux souterraines en fonction de la nature de l'utilisation de la ressource (critère de potabilité ou de résurgence dans les eaux souterraines). En effet, certaines espèces métalliques très toxiques ont des critères de qualité extrêmement faible de sorte qu'une quantité faible de métaux peut suffire à contaminer un aquifère sur une grande étendue (panache large et long).
- Les propriétés physicochimiques du milieu et les grandes tendances de mobilité des espèces métalliques.

Le Tableau 1-5 présente la mobilité relative des éléments dans l'eau souterraine ainsi que le risque de dépassement des critères de qualité définis par le MELCC (Beaulieu, 2019) par rapport à une eau souterraine non contaminée. La mobilité des métaux et métalloïdes dépend également d'autres facteurs associés à la nature de la source, au contexte hydrogéologique et aux conditions physicochimiques du milieu.

Tableau 1-5 : Mobilité relative des métaux et métalloïdes et risque de dépassement des critères par rapport à une eau souterraine non contaminée.

Élément	Risque de dépassement du critère par rapport à une eau souterraine non contaminée	Tendance relative à l'adsorption	Mobilité relative ¹	Commentaires
Sodium (Na)	Moyen	-	-	NA
Bore (B)	Faible	-	-	NA
Zinc (Zn)	Faible	Faible à Fort	Faible (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> La mobilité du zinc augmente à des pH acides et diminue à des pH basiques ; En milieu réducteur, la mobilité du zinc diminue avec l'augmentation des concentrations en soufre ; En milieu oxydant, la mobilité du zinc augmente avec la diminution du CEC du milieu et la diminution des concentrations en oxydes ferreux.
Cuivre (Cu)	Faible	Forte	Faible (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> La mobilité du cuivre augmente à des pH acides et diminue à des pH basiques ; En milieu réducteur, la mobilité du cuivre diminue avec l'augmentation des concentrations en soufre ; En milieu oxydant, la mobilité du cuivre augmente avec la diminution du CEC du milieu et la diminution des concentrations en oxydes ferreux.
Baryum (Ba)	Moyen	Faible	Moyenne	<ul style="list-style-type: none"> Les sulfates et les carbonates peuvent précipiter le baryum dans les sols ; Le baryum s'adsorbe aux oxydes et hydroxydes métalliques ; Le baryum s'adsorbe facilement aux argiles et à la matière organique dans les sols (formation de sels et de complexes humiques insolubles) ; La mobilité du baryum augmente dans des milieux réducteurs et en condition anaérobie (Santé Canada, 2020) ; La mobilité du baryum augmente dans des milieux enrichis en chlorure et pauvre en sulfates (Santé Canada, 2020) ; La solubilité du baryum augmente avec une diminution du pH (Santé Canada, 2020).
Aluminium (Al)	Faible	Forte	Faible	<ul style="list-style-type: none"> La solubilité aqueuse de l'aluminium dépend du pH et augmente vers les deux extrêmes acides et alcalins : la forme la plus courante en conditions acides est Al^{+3} (aq) et est $Al(OH)_4^-$ sous des conditions neutres alcalines.
Argent (Ag)	Faible	Faible à Fort	Faible (HC, 2020)	<ul style="list-style-type: none"> Les concentrations d'argent dissous dans les eaux naturelles sont très faibles, notamment en raison du fait que de nombreux sels d'argent tels que les chlorures, les sulfures, les phosphates, les carbonates et les arsénates sont assez peu solubles.

Élément	Risque de dépassement du critère par rapport à une eau souterraine non contaminée	Tendance relative à l'adsorption	Mobilité relative ¹	Commentaires
Nickel (Ni)	Moyen	Faible à Fort	Faible à moyenne (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> La mobilité du nickel augmente à des pH acides et diminue à des pH basiques ; En milieu réducteur, la mobilité du nickel diminue avec l'augmentation des concentrations en soufre ; En milieu oxydant, la mobilité du nickel augmente (mobilité moyenne) avec la diminution du CEC du milieu.
Manganèse (Mn)	Fort	Forte	Faible	<ul style="list-style-type: none"> La mobilité du manganèse augmente en conditions anaérobies et à des pH acides ; En conditions aérobies, le manganèse est principalement présent sous forme particulaire insoluble.
Chrome III (Cr III)	Moyen	Forte	Faible (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> Forme dominante en milieu réducteur ; La mobilité du chrome III augmente à des pH basiques ; En milieu réducteur, la mobilité du chrome III diminue avec l'augmentation des concentrations en soufre, de la matière organique et des groupes hydroxyles avec lesquels il forme des complexes stables (Langmuir, 2003).
Chrome VI (Cr VI)	Moyen	Faible à Moyen	Forte (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> Forme dominante en milieu oxydant ; en milieu réducteur, le chrome est principalement présent sous forme de Cr(III) ; Le chromate s'adsorbe aux oxydes fer et de manganèse à des pH < 8 (Langmuir, 2003).
Molybdène (Mo)	Faible	Moyenne	Faible à Forte (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> En milieu oxydant, le molybdénate est très mobile, mais sa mobilité diminue en présence d'oxyde ferreux à des pH acides (Langmuir, 2003) ; En milieu réducteur, le molybdène peut former des espèces insolubles en présence de soufre (MoS₂) (Langmuir, 2003).
Uranium (U)	Moyen	Moyenne	Faible à Moyenne (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> La mobilité de l'uranium augmente à des pH basiques et diminue à des pH acides ; En milieu oxydant, la mobilité de l'uranium augmente avec la diminution des concentrations en oxydes ferreux (mobilité moyenne).
Sélénium (Se)	Moyen	Faible	Moyenne (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> En milieu réducteur, le sélénium se présente sous forme de sélénite qui a tendance à être fortement adsorbé aux particules du sol et plus particulièrement aux oxydes à des pH neutres ; le sélénium se présente également sous forme de Se(0) qui est insoluble ; En milieu oxydant, le sélénium se présente généralement sous forme de sélénate qui est mobile.

Élément	Risque de dépassement du critère par rapport à une eau souterraine non contaminée	Tendance relative à l'adsorption	Mobilité relative ¹	Commentaires
Plomb (Pb)	Moyen	Forte	Faible (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> La mobilité du plomb augmente à des pH acides et diminue à des pH basiques ; En milieu réducteur, la mobilité du plomb diminue avec l'augmentation des concentrations en soufre ; En milieu oxydant, la mobilité du plomb augmente avec la diminution du CEC du milieu et la diminution des concentrations en oxydes ferreux.
Antimoine (Sb)	Moyen	Moyenne	Forte (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> L'antimoine tend à former des complexes faibles et demeure mobile en solution.
Cadmium (Cd)	Moyen	Faible à Fort	Faible (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> La mobilité du cadmium augmente à des pH acides et diminue à des pH basiques ; En milieu réducteur, la mobilité du cadmium diminue avec l'augmentation des concentrations en soufre (formation de composés soufrés insolubles) ; En milieu oxydant, la mobilité du cadmium augmente avec la diminution du CEC du milieu et la diminution des concentrations en oxydes ferreux.
Mercure total (Hg)	Fort	Forte	Faible	<ul style="list-style-type: none"> Le mercure est volatil et est légèrement soluble dans l'eau. L'eau acide, riche en chlorure augmente sa solubilité aqueuse.
Arsenic (As III)	Fort	Faible	Moyenne (Truex, 2011)	<ul style="list-style-type: none"> En milieu réducteur, la mobilité de l'arsenic augmente à des pH acides ou basiques ; En milieu réducteur, la mobilité de l'arsenic diminue avec l'augmentation des concentrations en soufre menant à la formation d'espèces soufrées de faible solubilité ; En milieu oxydant, la mobilité de l'arsenic diminue à des pH acides ou basiques.
Arsenic (As V)	Fort	Faible		
Cobalt (Co)	Faible	Forte	Faible (WHO, 2006)	<ul style="list-style-type: none"> La mobilité du cobalt est plus importante en conditions anaérobies.

¹ Lorsqu'aucune référence scientifique n'est précisée, le degré de mobilité relative reflète principalement de la tendance relative à l'adsorption de l'élément dans les eaux souterraines.

1.5 Stratégies de caractérisation des métaux et métalloïdes lourds

La caractérisation des terrains contaminés doit suivre les recommandations du [Guide de caractérisation des terrains](#) du MELCC et du [Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales](#) notamment : le [cahier 3](#) (Échantillonnage des eaux souterraines) et le [cahier 5](#) (Échantillonnage des sols). Le Tableau 1-6 synthétise les éléments pertinents à prendre en considération lors de la caractérisation des métaux dans les eaux souterraines.

Tableau 1-6 : Considérations spécifiques à la caractérisation de métaux dans les eaux souterraines.

	Localisation des puits	Objectifs	Type d'échantillon	Paramètres à analyser	Fréquence du suivi	Précautions particulières
Amont hydraulique	<ul style="list-style-type: none"> En amont hydraulique de la zone source. 	<ul style="list-style-type: none"> Déterminer la teneur de fond. 	<ul style="list-style-type: none"> Tranchées ou échantillons d'eau de surface ; Sols lors des forages ; Eaux souterraines. 	<ul style="list-style-type: none"> Métaux (M.A. 200 – Mét. 1.2) dissous (eaux souterraines) et métaux extractibles (eaux de surface) ; pH Conditions d'oxydoréduction Régime hydraulique 	<ul style="list-style-type: none"> 1 relevé par saison pour déterminer l'influence des variations saisonnières du niveau de la nappe. 	<ul style="list-style-type: none"> Déterminer si les critères applicables concernent les métaux dissous (filtration sur site requise) ou les métaux totaux (aucune filtration) ; Fioles en plastique ; Acide pour préservation ; Éviter le métal dans les composantes du matériel d'échantillonnage. S'assurer que les prélèvements sont effectués dans un environnement géologique comparable (même type de roc ou de dépôts meubles) ; Consulter les bases de données du gouvernement (ou guide sur les teneurs de fond en métaux et métalloïdes (p.ex. Atlas géochimique des projets PACES, etc.).
Zone source	<ul style="list-style-type: none"> À l'intérieur ou directement en aval hydraulique de la zone source. 	<ul style="list-style-type: none"> Détection d'une augmentation de contaminants à la source démontrant que la zone source est encore active. 	<ul style="list-style-type: none"> Idem à ci-haut 	<ul style="list-style-type: none"> Idem à ci-haut 	<ul style="list-style-type: none"> 1 relevé par saison pour déterminer l'influence des variations saisonnières du niveau de la nappe. 	<ul style="list-style-type: none"> Déterminer si les critères applicables concernent les métaux dissous (filtration sur site requise) ou les métaux totaux (aucune filtration) ; Fioles en plastique ; Acide pour préservation ; Éviter le métal dans les composantes du matériel d'échantillonnage.

	Localisation des puits	Objectifs	Type d'échantillon	Paramètres à analyser	Fréquence du suivi	Précautions particulières	
Aval hydraulique	<ul style="list-style-type: none"> Zone de transmission : transect(s) dans la zone de forte concentration en contaminant. 	<ul style="list-style-type: none"> Suivi des conditions dans cette zone permet d'évaluer l'expansion potentielle du panache de contaminants 			<ul style="list-style-type: none"> 1 suivi par saison (ou 3 par année) pour mesurer l'amplitude de la variation des concentrations (flux de masse) vs la recharge de la nappe. 		
	<ul style="list-style-type: none"> Zone distale : transect(s) à quelques dizaines à centaines de mètres de la zone source. 	<ul style="list-style-type: none"> Diagnostic du comportement du panache dans le temps (expansion, stable, ou régression) ; 			<ul style="list-style-type: none"> Idem à ci-haut 		<ul style="list-style-type: none"> Idem à ci-haut
	<ul style="list-style-type: none"> Avant un récepteur sensible et/ou un périmètre de protection d'un puits d'alimentation. 						<ul style="list-style-type: none"> 1 suivi par saison (ou 3 par année).

Le Tableau 1-7 indique les lieux et les activités propices à la présence de métaux et métalloïdes lourds dans l'environnement.

Tableau 1-7 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en métaux et métalloïdes lourds des sols et co-contaminants potentiels (adapté de CCME (2016)).

Établissements industriels / Activités	Co-contaminants potentiels
Activités agricoles	Pesticides, produits microbiologiques, nitrates
Atelier d'entretien de machine et de fabrication de métaux	COV, TCE et produits de dégradation
Atelier d'imprimerie	COV, variation du pH
Carrières	COV, composés azotés, explosifs
Cendres provenant d'incinérateurs ou d'autres installations thermiques	Variations du pH, HAP, BPC, dioxines/furanes
Champs de tir (notamment As, Sb, Cu, Zn, Pb)	HAP (dans pigeon d'argile), possibilité de pièces d'artillerie (voir « sites de matériel militaire »), herbicides
Gares de triage, entretien des voies ferrées	CHP, HAP, COV, BPC, phénols
Décharges (incluant Fe, Hg, Pb et Zn)	CHP, HAP, COV, phénols, cyanure, PBV, Dioxines et Furanes, pesticides, gaz
Électroplacage (notamment Cd, Cr, Cu, Ni, Zn)	Cyanure, TCE et produits de dégradation, TCA, variations du pH
Élimination et recyclage de batteries (notamment As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Zn)	Variations du pH
Équipement électrique/transformateurs	BPC, HCP (huiles minérales), possibilité d'HAP
Fabrication d'acier/Four à coke	HAP, CHP, Phénols
Fabrication d'encre	HCP
Fabrication d'explosifs ou de munitions	Nitrates
Fabrication de matériel électronique et d'ordinateurs	Solvants, TCE, TCA et produits de dégradation, HCP
Fabrication de produits ignifuges (notamment des composés d'antimoine et des composés bromés comme l'éther diphenylique polybromé)	PFO, APFO
Fabrique de verre (notamment As, Co, Th, U, Zn)	Matériel radioactif, HCP, HAP
Fabrique de pâtes et papier (notamment B, Cd, Cr, Hg, Pb, Zn, Ag, Ti)	COV, phénols, dioxines/furanes, BPC, variations du pH, cyanure
Fonderies et fusion de ferraille	
Installations de photographie (notamment Cr, Pb, Hg et Ag),	TCA
Laboratoires et installations chimiques abandonnées	Cyanure, MCA, variations du pH, COV, HAP, BPC, solvants, etc.
Parc à ferraille, récupération de ferraille	MCA, solvants chlorés, BPC
Mines, Mines de charbon, fusion, traitement du minerai, résidus miniers	Variations du pH, MCA, cyanure

Établissements industriels / Activités	Co-contaminants potentiels
Parcs à ferraille	MCA, BTEX, solvants halogénés (notamment TCE, TCA et produits de dégradation), BPC
Parcs à neige (notamment Na, Ca, Cr, Pb,...)	Sels
Réparation et entretiens d'automobiles	COV, CHP, HAP, acétone, TC, PCE et produits de dégradation, TCE et produits de dégradation, éthylène glycol, CFC, variation du pH
Tanneries	Cyanure, COV, phénols, formaldéhyde, variation du pH, tanins et lignines
Teintureries	HAP, aniline, amines, quinoléines, variation du pH
Traitement et préservation du bois	Chlorophénols, phénols, HAP, CHP
Usine de peinture	Herbicides/fongicides, COV
Usine de gazéification du charbon/sites de goudron de houille	HAP, cyanure, phénols, ammoniacque, variation du pH
Zone de formation de lutte contre les incendies (notamment Pb)	CHP, HAP, COV, MTBE, PFOs, APFO, surfactants, alcools
Sites de forage et d'exploration (pétrole)	CHP, HAP, solvants chlorés, etc.
Placage ou finition de métaux	Variations du pH, cyanure, solvants chlorés si utilisés pour le nettoyage des métaux
Piste d'atterrissage/aérogares	HCP, HAP, éthylène glycol, COV
Production et utilisation de pesticides	TC, cyanure, CCA, COV
Lieux de retraitement, recyclage ou entreposage en vrac d'huiles usées	CHP, COV
Lieux de transformation, stockage et transport de pétrole (stations-service, parc de stockage, stations de transfert, pipelines, raffineries)	CHP, COV, HAP, solvants chlorés, MTBE, glycols

1.6 Études de cas

Les liens suivants (Tableau 1-8) mènent vers des études de cas de contamination aux métaux dans les eaux souterraines.

Tableau 1-8 : Études de cas de contamination aux métaux dans les eaux souterraines.

Titre de l'étude	Hyperliens
Metal solubility and transport at a contaminated landfill site – From the source zone into the groundwater	https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719309921
Occurrence of geogenic contaminants in private wells from a crystalline bedrock aquifer in western Quebec, Canada: Geochemical sources and health risks	https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169418301185

2 NITRITES ET NITRATES

2.1 Introduction

Le nitrite (NO_2) et le nitrate (NO_3) sont des ions naturels omniprésents dans l'environnement qui font partie du cycle du nitrogène (azote) (Figure 2-1). Ceux sont des nutriments importants pour les plantes, mais à des concentrations élevées (Tableau 2-1), ils sont toxiques pour les poissons, les humains et les plantes.

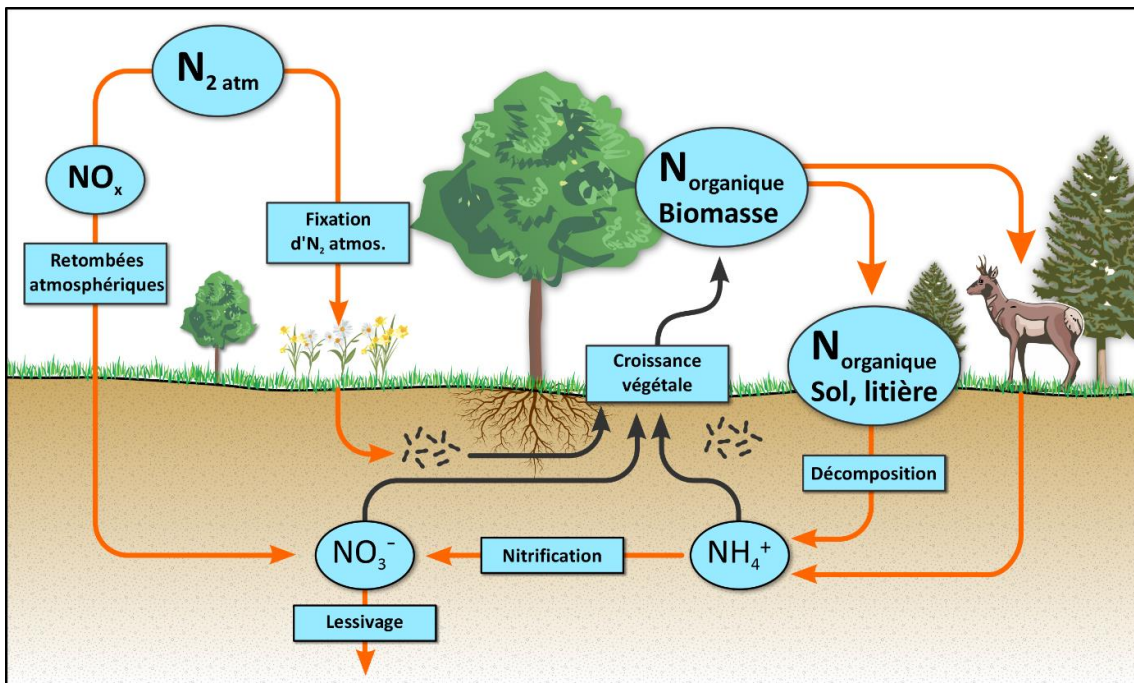


Figure 2-1: Cycle de l'azote dans un écosystème naturel (d'après Viennot, 2009)

Dans les eaux oxygénées, le nitrite s'oxyde rapidement en nitrate. Les concentrations en nitrite dans les eaux de surface sont donc généralement faibles alors que des concentrations mesurables dans les eaux souterraines sont plus communes.

Tableau 2-1 : Critères de qualité issus de l'annexe 7 du [Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés](#) applicables au nitrite et nitrate dans les eaux souterraines au Québec.






Nom	Formule chimique	No. CAS	Critère de qualité du MELCC dans les eaux de consommation ($\mu\text{g N/L}$) (2019)	Critère de qualité du MELCC pour la résurgence dans les eaux de surface ($\mu\text{g N/L}$) (2019)
Nitrite	NO_2		1 000 ⁶	Variable
Nitrate	NO_3	14797558	(NO_2 et NO_3 total) 10 000 ⁶	300 000

⁶ Norme de qualité de l'eau potable établie à l'annexe 1 du [Règlement sur la qualité de l'eau potable \(chapitre Q-2, r.40\)](#).

2.2 Sources principales des nitrites et nitrates dans l'environnement

L'ammonium (NH_4^+) et les composés nitrés tendent à être oxydés en nitrite puis en nitrate dans les eaux naturelles par des bactéries aérobies de sorte que tous les composés nitrés sont des sources potentielles de nitrates dans l'environnement. Les nitrates peuvent être d'origine organique et naturelle (excrétions, animaux morts, etc.) ainsi que d'origine organique et anthropique (fosses septiques, eaux d'égouts industriels et municipaux, fumiers, etc.) (Tableau 2-2). Par ailleurs, les nitrates inorganiques (sources anthropiques) proviennent principalement des fertilisants, de certaines industries alimentaires (salaison, etc.), des effluents industriels (agent oxydant dans l'industrie chimique) et des explosifs à base de nitrate ainsi que des carburants des fusées (Weiner (2007)). Les fertilisants industriels, l'épandage de fumiers, les fosses septiques et les effluents industriels et municipaux sont les sources principales des contaminations en nitrates des eaux souterraines.

Tableau 2-2 : Principales sources de nitrite et nitrate dans l'environnement. Les sources en gras sont identifiées comme les principales contributrices au Canada (CCME (2012)).

 Combustion	<ul style="list-style-type: none"> • Moteurs à combustion • Feux de forêt • Volcans
 Génération d'énergie	<ul style="list-style-type: none"> • Carburant de fusée • Production et raffinage de pétrole
 Procédés industriels chimiques	<ul style="list-style-type: none"> • Industrie agro-alimentaire (fertilisant, fumiers, conservation et transformation des aliments) • Industrie minière (explosifs) • Photographie, verrerie, teintures • Industrie pyrotechnique
 Production métallique	<ul style="list-style-type: none"> • Acieries
 Autres	<ul style="list-style-type: none"> • Effluents industriels et municipaux • Fosses septiques • Activités militaires (utilisation d'explosifs) • Décomposition de la matière organique

2.3 Mobilité des nitrites et des nitrates dans l'eau souterraine

Les nitrites et les nitrates sont très solubles, ils s'adsorbent peu dans les sols, ne s'évaporent pas et demeurent stables dans les sols tant qu'ils ne sont pas consommés par les plantes ou les microorganismes (Tableau 2-3) (Weiner (2007)). Ils sont donc extrêmement mobiles dans la sous-surface et des concentrations en nitrate élevées dans les sols entraînent la contamination des eaux souterraines par lessivage. La mobilité des nitrites et des nitrates dépend également d'autres facteurs associés à la nature de la source, au contexte hydrogéologique et aux conditions physicochimiques du milieu.

Tableau 2-3 : Mobilité relative de l'azote (nitrite, nitrate).

Propriété	Nitrite (NO ₂)	Nitrate (NO ₃)	Commentaires
Volatilité	Faible	Faible	
Solubilité	Forte	Forte	<ul style="list-style-type: none"> Les formes organiques et inorganiques de nitrogène (azote) susceptibles de s'oxyder en nitrite puis nitrate, ainsi que les sels de nitrite et nitrate sont généralement très solubles dans l'eau.
Adsorption	Faible	Faible	<ul style="list-style-type: none"> Le nitrate et le nitrite sont des anions (charge négative) et n'ont donc pas tendance à s'adsorber à la surface des particules du sol ou de la matière organique.
Stabilité biochimique	Faible	Forte	<p>Nitrite :</p> <ul style="list-style-type: none"> Dans les eaux oxygénées, le nitrite s'oxyde rapidement en nitrate. <p>Nitrate :</p> <ul style="list-style-type: none"> Le nitrate des sols est rapidement adsorbé par les racines des plantes ; En conditions aérobies, la dégradation et la dénitrification du nitrate sont très faibles ; En conditions anaérobies, le nitrate peut se dégrader ou se dénitrifier pour former du nitrogène ; La présence de pyrite dans la sous-surface peut favoriser la dénitrification des nitrates pour former des sulfates de fer et de l'azote gazeux (volatilisation).

2.4 Stratégies de caractérisation des nitrites et des nitrates dans les eaux souterraines

La caractérisation des terrains contaminés doit suivre les recommandations du [Guide de caractérisation des terrains](#) du MELCC et du [Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales](#) notamment : le [cahier 3](#) (Échantillonnage des eaux souterraines) et le [cahier 5](#) (Échantillonnage des sols). Le Tableau 2-4 synthétise les éléments pertinents à prendre en considération lors de la caractérisation des nitrites et des nitrates dans les eaux souterraines.

Tableau 2-4 : Considérations spécifiques à la caractérisation des nitrites et des nitrates dans les eaux souterraines.

	Localisation des puits	Objectifs	Type d'échantillon	Paramètres à analyser	Fréquence du suivi	Précautions particulières
Amont hydraulique	<ul style="list-style-type: none"> En amont hydraulique de la zone source. 	<ul style="list-style-type: none"> Déterminer la teneur de fond. 	<ul style="list-style-type: none"> Tranchées ou échantillons de surface ; Eaux souterraines. 	<ul style="list-style-type: none"> Nitrites et nitrates (nitrite (M.A. 303 ions 3.2), nitrite et nitrate (M.A. 300 ions 1.3, M.A. 303 – Nutriments, MA. 300 – NO3 2.0), pH Conditions d'oxydoréduction Qualité bactériologique (notamment dans le cadre de contaminations par des fosses septiques) Régime hydraulique 	<ul style="list-style-type: none"> 1 relevé par saison pour déterminer l'influence des variations saisonnières du niveau de la nappe. 	<ul style="list-style-type: none"> Fioles en plastique ; L'échantillonnage doit tenir compte de la saisonnalité climatique et du calendrier des activités humaines récentes (épandage récent de fumier, etc.) ; Dans le cadre d'un suivi long terme, s'assurer que les prélèvements ne sont pas effectués peu de temps après des événements météorologiques extrêmes (forte pluie, fonte importante des neiges, etc.)
Zone source	<ul style="list-style-type: none"> À l'intérieur ou directement en aval hydraulique de la zone source. 	<ul style="list-style-type: none"> Détection d'une augmentation de contaminants à la source démontrant que la zone source est encore active. 	<ul style="list-style-type: none"> Idem à ci-haut 	<ul style="list-style-type: none"> Idem à ci-haut 	<ul style="list-style-type: none"> 1 relevé par saison pour déterminer l'influence des variations saisonnières du niveau de la nappe. 	<ul style="list-style-type: none"> Idem à ci-haut

	Localisation des puits	Objectifs	Type d'échantillon	Paramètres à analyser	Fréquence du suivi	Précautions particulières
Aval hydraulique	<ul style="list-style-type: none"> Zone de transmission : transect(s) dans la zone de forte concentration en contaminant. 	<ul style="list-style-type: none"> Suivi des conditions dans cette zone permet d'évaluer l'expansion potentielle du panache de contaminants 	<ul style="list-style-type: none"> Idem à ci-haut 	<ul style="list-style-type: none"> Idem à ci-haut 	<ul style="list-style-type: none"> 1 suivi par saison (ou 3 par année) pour mesurer l'amplitude de la variation des concentrations (flux de masse) vs la recharge de la nappe. 	<ul style="list-style-type: none"> Idem à ci-haut
	<ul style="list-style-type: none"> Zone distale : transect(s) à quelques dizaines à centaines de mètres de la zone source. 	<ul style="list-style-type: none"> Diagnostic du comportement du panache dans le temps (expansion, stable, ou régression) ; 			<ul style="list-style-type: none"> 1 suivi par saison (ou 3 par année). 	
	<ul style="list-style-type: none"> Avant un récepteur sensible et/ou un périmètre de protection d'un puits d'alimentation. 					

2.5 Études de cas

Les liens suivants (Tableau 2-5) mènent vers des études de cas de contamination aux nitrites et nitrates dans les eaux souterraines.

Tableau 2-5 : Études de cas de contamination aux nitrites et nitrates dans les eaux souterraines.

Titre de l'étude	Hyperliens
La pollution du bassin de la Seine par les nitrates	https://www.piren-seine.fr/sites/default/files/PIREN_documents/fascicules/Collection_AESN_PIREN-Seine_03_-_nitrates.pdf
Non-Agricultural sources of groundwater nitrate : a review and case study	https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313540400452X

3 HAM – HYDROCARBURES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES : FAMILLE DES BTEX (BENZÈNE, TOLUÈNE, ÉTHYLBENZÈNE, XYLÈNES)

3.1 Introduction

Les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) sont des composés organiques volatils constitués d'un seul noyau benzénique sur lequel se branche une variété de substituants :

- Radicaux libres aliphatiques (méthyles, éthyles, etc.) – **famille des BTEX**
- Chlore et autres halogènes – famille des chlorobenzènes (non traitée dans ce rapport)
- Alcool (OH) – **famille des phénols** (traitée séparément dans ce rapport)
- Nitrate – famille des explosifs (non traitée dans ce rapport)

Les HAM les plus courants sont le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes qui sont généralement regroupés sous la nomenclature BTEX (Tableau 3-1).

Tableau 3-1 : Critères de qualité issus de l'annexe 7 du [Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés](#) applicables aux HAM dans les eaux souterraines présentés dans cette revue.




Nom	Formule chimique	No. CAS	Critère de qualité du MELCC dans les eaux de consommation (µg/L) (en vigueur en 2019)	Critère de qualité du MELCC pour la résurgence dans les eaux de surface (µg/L) (en vigueur en 2019)
Benzène (B)	C ₆ H ₆	71-43-2	0,5 ⁷	950
Toluène (T)	C ₆ H ₅ CH ₃	108-88-3	24	200
Éthylbenzène (E)	C ₂ H ₅ C ₆ H ₅	100-41-4	1,6	160
o-Xylène (X)	C ₆ H ₄ (CH ₃) ₂	95-47-6	20	370
m-Xylène (X)	C ₆ H ₄ (CH ₃) ₂	108-38-3	20	370
p-Xylène (X)	C ₆ H ₄ (CH ₃) ₂	106-42-3	20	370
Styrène	C ₆ H ₅ CH=CH ₂	100-42-5	20	800

⁷ Norme de qualité de l'eau potable établie à l'annexe 1 du [Règlement sur la qualité de l'eau potable \(chapitre Q-2, r.40\)](#).

3.2 Sources principales des BTEX dans l'environnement

Les BTEX sont présents naturellement dans le pétrole brut et peuvent également être produits lors de feux de forêt. Toutefois, leur présence dans les sols et les eaux souterraines est principalement le résultat d'activités anthropiques. Les BTEX sont utilisés individuellement dans des procédés industriels (carbochimie, chimie organique, chimie de synthèse, plastiques, colorants, solvants, etc.), mais ils sont le plus souvent trouvés ensemble dans les produits pétroliers légers (essence, diesel). Les fuites d'essence à partir d'oléoduc ou de réservoirs sont les principales sources de BTEX dans les sols et les eaux souterraines (Lawrence (2006)). Le Tableau 3-2 présente les sources les plus importantes de BTEX dans l'environnement.

Tableau 3-2 : Principales sources de BTEX dans l'environnement (BRGM (2001)).

 Combustion	<ul style="list-style-type: none">• Feux de forêt• Volcans
 Génération d'énergie	<ul style="list-style-type: none">• Combustion d'énergie fossile pour des besoins industriels, commerciaux ou résidentiels• Essence (fuites d'oléoduc, réservoirs d'essence, etc.)• Traitement et extraction du charbon, du pétrole brut et du gaz naturel• Cokéfaction
 Procédés industriels chimiques	<ul style="list-style-type: none">• Colorants et peintures• Imprimerie• Production de plastiques• Chimie de synthèse• Solvants et lubrifiants• Industrie pharmaceutique• Insecticides et pesticides

3.3 Mobilité des HAM dans les eaux souterraines

La mobilité des composés pris individuellement ou en mélange dépend en partie des propriétés physicochimiques des BTEX et du styrène (Tableau 3-3 à Tableau 3-8). Les autres facteurs qui influencent la mobilité des contaminants sont associés à la nature de la source, au contexte hydrogéologique et aux conditions physicochimiques du milieu.

3.3.1 Écoulement en phase libre des BTEX

Tableau 3-3 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement des BTEX et du styrène dans les sols en phase libre (adaptés de Earl (2003)).

Composé	Densité	Viscosité dynamique	<ul style="list-style-type: none"> Les BTEX ont une densité plus faible que l'eau. En phase libre, ils se comportent comme des liquides immiscibles légers et ils migrent verticalement dans la zone non saturée des sols jusqu'au sommet de la nappe où la densité plus élevée de l'eau empêche leur migration plus en profondeur. Les BTEX sont plus fluides (moins visqueux) que l'eau, leur vitesse de déplacement en phase libre est donc potentiellement importante dans les sols non saturés. Par contre lorsqu'ils sont associés à des mélanges de produits pétroliers (p.ex. essence ou diésel) ils se déplacent avec ces derniers.
	g/cm ³	cP	
Faible	< 1 (LNAPL)	< 0,9	
Moyenne		0,9 - 2	
Élevée	≥ 1 (DNAPL)	≥ 2	
p-Xylène (X)	0,861	0,635	
Toluène (T)	0,867	0,58	
Éthylbenzène (E)	0,867	0,678	
Benzène (B)	0,877	0,6468	
o-Xylène (X)	0,8802	0,608	
m-Xylène (X)	0,884	0,802	
Styrène	0,906	0,751	

3.3.2 Capacité des BTEX à se volatiliser

Tableau 3-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BTEX et du styrène à se volatiliser (adaptés de Earl (2003)).

Composé	Pression de vapeur (20 à 25°C)	Constante d'Henry (20 à 25°C)	Point d'ébullition	<ul style="list-style-type: none"> Les BTEX et le styrène sont des composés organiques volatils (COV) tel que démontré par leurs pressions de vapeur élevées qui ont une plus grande affinité pour les phases gazeuses qu'aqueuses (constantes de Henry moyennes à élevées). Il existe un ordre de grandeur de différence entre le composé le plus volatil (benzène) et le moins volatil (o-xylène). Les BTEX se volatilisent rapidement à partir de la surface du sol (déversement de surface), mais le processus de volatilisation est plus lent si la contamination survient en profondeur dans le sol (p.ex. bris d'oléoduc enfoui).
	Pa	Pa.m ³ /mol	°C	
Élevée	≥ 133	≥ 500	< 80	
Moyenne		100 - 500	80 – 200	
Faible	< 133	< 100	≥ 200	
Benzène (B)	9970	442,5	80,1	
Toluène (T)	3000	537	110,6	
Styrène	970	233	145	
Éthylbenzène (E)	950	663,5	136,2	
p-Xylène (X)	860	699	138,3	
m-Xylène (X)	790	493,3	139,1	
o-Xylène (X)	660	534	144,4	

3.3.3 Capacité des BTEX à se solubiliser

Tableau 3-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BTEX et du styrène à se solubiliser (adaptés de Earl (2003)).

Composé	Solubilité aqueuse des composés purs (20 à 25°C) mg/L	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les BTEX et le styrène ont une solubilité faible à moyenne qui leur permet de se lessiver des sols contaminés vers les eaux souterraines. ▪ Dans l'environnement, les BTEX sont plus fréquemment présents sous forme de mélanges, ce qui réduit leur solubilité. ▪ La solubilité relative des composés évolue également avec l'âge de la contamination. ▪ Le ▪ Tableau 3-6 présente des plages de concentrations typiques dans l'eau des BTEX selon différents types d'essence.
Élevée	> 10 000	
Moyenne	150 - 10 000	
Faible	< 150	
Benzène (B)	1770	
Toluène (T)	535	
Styrène	250	
p-Xylène (X)	180	
o-Xylène (X)	173	
Éthylbenzène (E)	169	
m-Xylène (X)	160	

Tableau 3-6 : Concentration aqueuse (mg/L) des BTEX présents dans différents mélanges d'essence (Weiner (2007)).

Composé	Essence avec plomb (mg/L)	Essence sans plomb (mg/L)	Carburant super sans plomb (mg/L)	Solubilité aqueuse du composé pur (mg/L)
Benzène	30,5	28,1	67,0	1770
Toluène	31,4	31,1	107,0	535
Éthylbenzène	4,0	2,4	7,4	169
m-Xylène	13,9	10,9	11,5	160
o-,p-Xylènes	6,1	4,8	5,7	180 - 250

3.3.4 Capacité des BTEX à s'adsorber dans les sols et affinité avec l'eau

Tableau 3-7 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BTEX et du styrène à s'adsorber dans les sols (adaptés de Earl (2003)).

Composé	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Poids moléculaire	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les composés les plus légers (benzène et toluène) sont relativement plus mobiles dans les sols. ▪ Les BTEX et le styrène sont modérément lipophiles. ▪ Les BTEX s'adsorbent dans les sols principalement à la matière organique (K_{oc} moyen) et dans une moindre mesure à la fraction fine (argile) des sols. ▪ L'adsorption est facilement réversible de sorte que leur migration dans un panache de contaminant est retardée plutôt qu'inhibée. ▪ Le toluène, l'éthylbenzène, les xylènes et le styrène ayant des capacités d'adsorption aux sols plus importantes et des solubilités moins importantes sont transportés moins loin que le benzène dans le panache de contaminants.
	-	-	g/mol	
Élevée	≥ 4	≥ 4		
Moyenne	2 -4	2 -4		
Faible	< 2	< 2		
m-Xylène (X)	3,2	2,69	106,16	
p-Xylène (X)	3,15	2,65	106,16	
Éthylbenzène (E)	3,13	2,64	106,16	
o-Xylène (X)	3,12	2,63	106,16	
Styrène	2,95	2,96	104,15	
Toluène (T)	2,65	2,25	92,15	
Benzène (B)	2,13	2,13	78,11	

3.3.5 Stabilité biochimique des BTEX et du styrène

Tableau 3-8 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des BTEX et du styrène dans les eaux souterraines et dans les sols.

Mécanisme	Description
Transformation abiotique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les BTEX sont facilement photolysés, mais ce mécanisme de dégradation est limité aux premiers mètres des eaux de surface et aux premiers centimètres des sols où la haute volatilité des BTEX indique qu'ils sont plus susceptibles d'être volatilisés que photolysés. ▪ Les autres processus de dégradation abiotiques sont négligeables (Earl (2003)).
Biotransformation et biodégradation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les BTEX sont facilement biodégradables en conditions aérobies et anaérobies. Parmi les BTEX, le benzène se dégrade plus rapidement, et les xylènes sont les composés qui prendront le plus de temps à se dégrader. ▪ Le taux de dégradation en conditions aérobies est beaucoup plus rapide.

3.4 Comportement anticipé des BTEX dans les eaux souterraines

- Les BTEX ont tendance à être **mobiles** (Tableau 3-9) dans les sols et à se lessiver dans les eaux souterraines en raison de leur résistance moyenne aux processus de dégradation (bien que moins récalcitrants que les BPC et les HAP), de leurs poids moléculaires relativement faibles ainsi que de leurs K_{ow} et solubilités moyens.
- Leur comportement dans des mélanges influence fortement leur transport dans la sous-surface. Par exemple, des quantités élevées d'éthanol dans les mélanges d'essence tendent à favoriser la formation de phases libres légères et augmentent la solubilité des BTEX (Earl (2003)).
- Le toluène, l'éthylbenzène, les xylènes et le styrène ayant des capacités d'adsorption aux sols plus importantes et des solubilités moins importantes sont transportés moins loin que le benzène dans le panache de contaminants.
- Une revue par Newell & Connor (1998) de plus de 600 études de panache d'hydrocarbures aux États-Unis indique que le benzène est rarement retrouvé plus de 60 à 90 m en aval hydraulique de la zone source de contamination.

Tableau 3-9 : Résumé de la mobilité relative des BTEX et du styrène dans les eaux souterraines.

Densité	Viscosité	Volatilité	Adsorption	Solubilité	Stabilité	Mobilité relative
< 1 (LNAPL)	Faible (<0,9)	Volatils	Moyenne	Faible à Moyenne	Facilement biodégradable en conditions aérobies	MOYENNE

3.5 Stratégies de caractérisation des BTEX dans les eaux souterraines

La caractérisation des terrains contaminés doit suivre les recommandations du [Guide de caractérisation des terrains](#) du MELCC et du [Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales](#) notamment : le [cahier 3](#) (Échantillonnage des eaux souterraines) et le [cahier 5](#) (Échantillonnage des sols). Le Tableau 3-10 synthétise les éléments pertinents à prendre en considération lors de la caractérisation des BTEX dans les eaux souterraines. Un exemple d'aménagement de puits d'observation pour le suivi d'un panache de BTEX en phase dissoute sur un site est illustré à la Figure 3-1.

Tableau 3-10 : Considérations spécifiques à la caractérisation de BTEX dans les eaux souterraines.

	Position des puits	Type d'échantillon	Paramètres à analyser	Fréquence du suivi	Précautions particulières
Zone source	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lentille de phase libre en surface de la nappe ; ▪ Zone de marnage. ; ▪ Enveloppe présumée de contamination. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sols lors des forages ; ▪ Phase libre flottante. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Observations organoleptiques (visuelles et olfactives) des carottes de forage ; ▪ Évaluation visuelle améliorée (coloration, fluorescence) ; ▪ Autres méthodes : détecteurs de gaz, traceurs, méthodes géophysiques, etc. ▪ Épaisseur de phase libre dans les puits ; ▪ Composés organiques volatils (COV). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 1 relevé par saison pour déterminer l'influence des variations saisonnières du niveau de la nappe sur l'épaisseur de la phase libre et pour statuer sur l'état de la lentille (progression, stable, régression). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les crépines doivent impérativement chevaucher la zone de fluctuation de la nappe ; ▪ Nettoyer la sonde après un relevé d'épaisseur de phase libre.
Aval hydraulique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Transect directement en aval hydraulique de la zone source (mesure du flux de masse). ▪ Transect(s) à quelques dizaines à centaines de mètres de la zone source (évaluation de l'étendue du panache). ▪ Avant un récepteur sensible et/ou un périmètre de protection d'un puits d'alimentation. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eaux souterraines. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Composés organiques volatils (COV) ; ▪ Oxygène dissous ; ▪ pH ; ▪ Potentiel d'oxydoréduction. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 1 suivi par saison (ou 3 par année) pour mesurer l'amplitude de la variation des concentrations (flux de masse) vs. La recharge de la nappe. ▪ 1 suivi par saison (ou 3 par année). ▪ Si les [BTEX] > seuil d'alerte → suivi saisonnier ; ▪ Si les [BTEX] < seuil d'alerte → suivi annuel. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Minimiser le contact entre l'eau et l'air lors du prélèvement ; ▪ Remplir les contenants sans air ; ▪ Utiliser des contenants appropriés (bouteille en verre ambré) et conserver à l'abri de la lumière pour prévenir la photodégradation des composés ; ▪ Privilégier les tubages et les contenants en PTFE pour prévenir l'adsorption des composés.

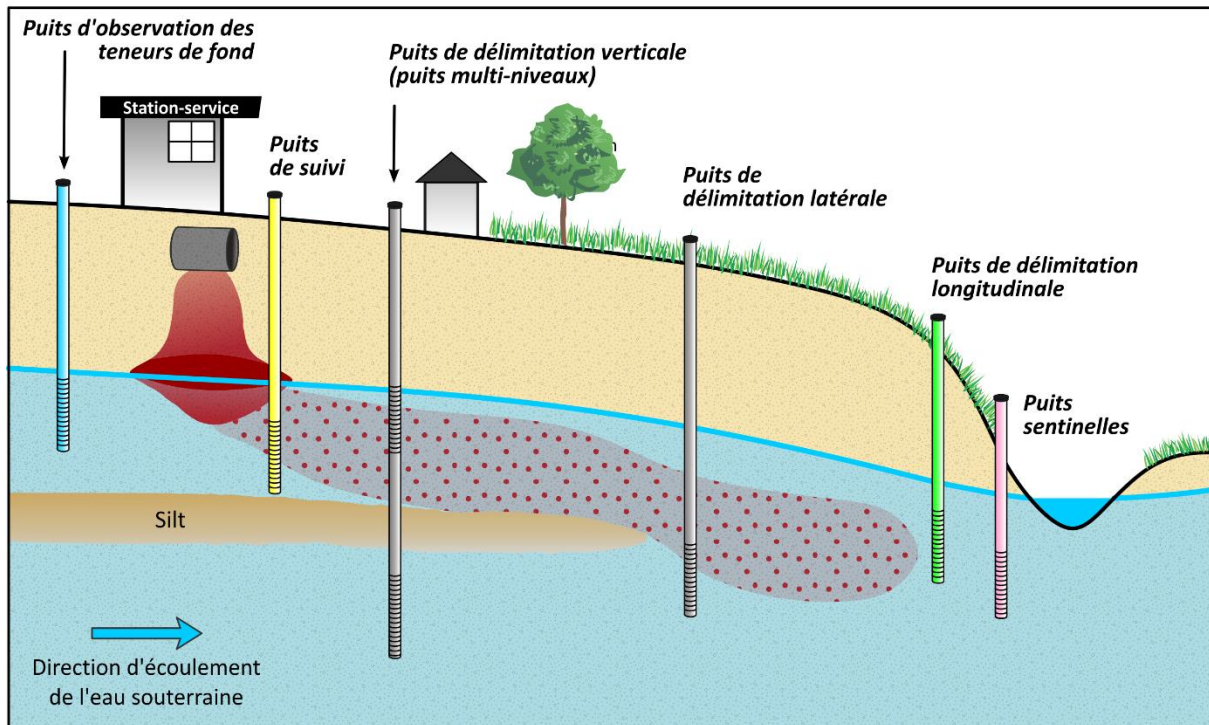
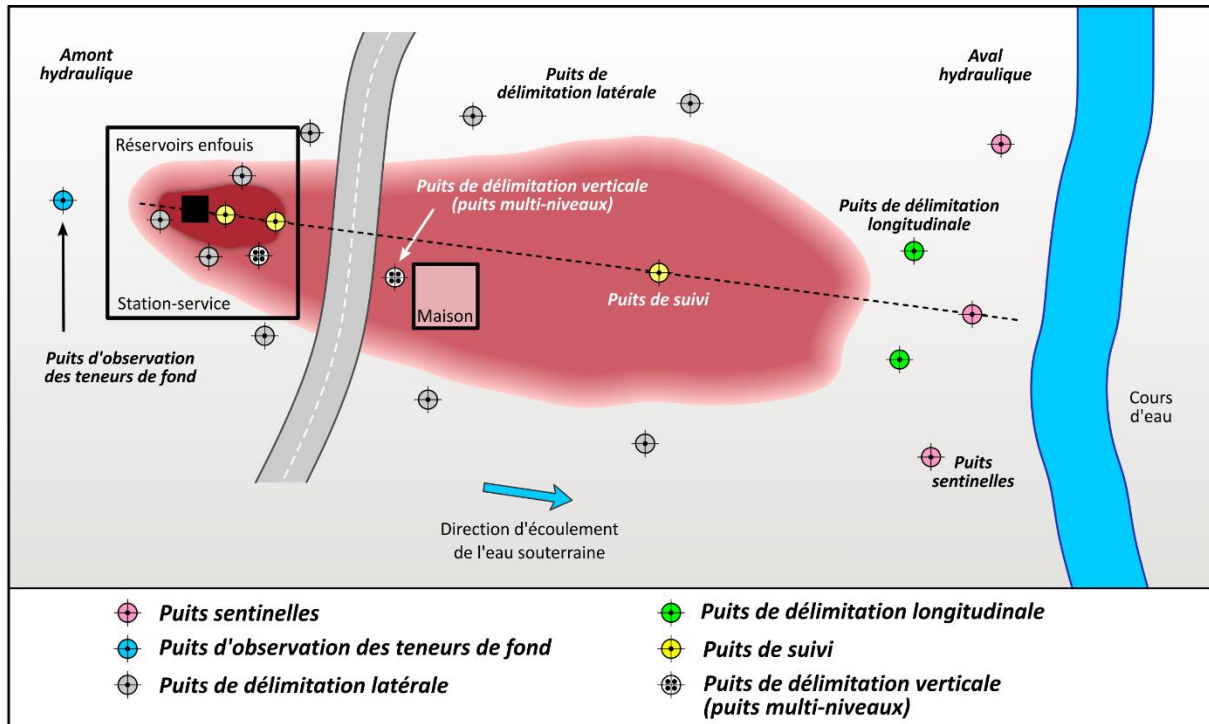


Figure 3-1 : Schéma d'aménagement de puits d'observation pour le suivi d'un panache de BTEX en phase dissoute (vues en plan et en coupe)

Le Tableau 3-11 indique les lieux et les activités propices à la présence de BTEX et de styrène.

Tableau 3-11 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en BTEX et styrène des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).

Établissements industriels / Activités	Co-contaminants potentiels
Atelier d'entretien de machine et de fabrication de métaux	Métaux, COV, TCE et produits de dégradation
Atelier d'imprimerie	Métaux, COV, variation du pH
Gares de triage, entretien des voies ferrées	CHP, HAP, COV, BPC, phénols et métaux
Décharges	Métaux, CHP, HAP, COV, phénols, cyanure, PBV, Dioxines et Furanes, pesticides, gaz
Fabrication d'acier/Four à coke	Métaux, HAP, CHP, Phénols
Fabrication d'encre	HCP, métaux
Fabrique de plastique	CHP, isocyanure, EDP
Fabrique de verre	Métaux, matériel radioactif, HCP, HAP
Laboratoires et installations chimiques abandonnées	Métaux, cyanure, MCA, variations du pH, COV, HAP, BPC, solvants, etc.
Parc à ferraille, récupération de ferraille	Métaux, MCA, solvants chlorés, BPC
Recyclage de tonneaux et de barils	Cyanure, variation du pH, pesticides, CHP, HAP, solvants
Réparation et entretiens d'automobiles (incluant les stations-service)	Métaux, COV, CHP, HAP, acétone, TC, PCE et produits de dégradation, TCE et produits de dégradation, éthylène glycol, CFC, variation du pH
Tanneries	Métaux, cyanure, COV, phénols, formaldéhyde, variation du pH, tanins et lignines
Teintureries	HAP, métaux, aniline, amines, quinoléines, variation du pH
Traitement et préservation du bois	Chlorophénols, phénols, HAP, CHP, métaux
Usine de peinture	Métaux, herbicides/fongicides, COV
Usine de gazéification du charbon/sites de goudron de houille	HAP, cyanure, phénols, ammoniacque, métaux, variation du pH
Zone de formation de lutte contre les incendies	CHP, HAP, COV, plomb, MTBE, PFOs, APFO
Sites de forage et d'exploration (pétrole)	CHP, HAP, métaux, solvants chlorés, etc.
Piste d'atterrissage/aérogares	HCP, HAP, éthylène glycol, COV, métaux
Production et utilisation de pesticides	TC, cyanure, métaux, CCA, COV
Lieux de retraitement, recyclage ou entreposage en vrac d'huiles usées	CHP, COV, métaux
Lieux de transformation, stockage et transport de pétrole (stations-service, parc de stockage, stations de transfert, pipelines, raffineries)	CHP, COV, métaux, HAP, solvants chlorés, MTBE, glycols

3.6 Études de cas

Les liens suivants (Tableau 3-12) mènent vers des études de cas de contamination aux BTEX dans les eaux souterraines.

Tableau 3-12 : Études de cas de contamination aux BTEX dans les eaux souterraines.

Titre de l'étude	Hyperliens
Characteristics of dissolved petroleum hydrocarbon plumes.	https://www.api.org/~media/Files/EHS/Clean_Water/Bulletins/08_Bull.pdf
Progression of natural attenuation processes at a crude-oil spill site: I. Geochemical evolution of the plume.	https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169772201001747

4 HAP – HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

4.1 Introduction

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont un groupe de composés organiques neutres apolaires formés de deux à treize noyaux benzéniques fusionnés par des arrangements linéaires, angulaires ou en coin (INERIS (2005)). Plus de 130 HAP ont été identifiés dans l'environnement. Dans ce rapport, une liste restreinte de 16 HAP (Tableau 4-1) classés prioritaires par l'USEPA et généralement pris en compte dans les études environnementales sont présentés. Cette liste contient les 13 composés inclus à l'Annexe 7 du Guide d'intervention sur la Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés qui présente les critères de qualité des eaux souterraines pour les composés visés (Beaulieu (2019)). Les HAP comprenant 2 ou 3 anneaux de benzène sont considérés comme des HAP légers, alors que ceux avec 4 à 6 anneaux sont considérés comme des HAP lourds.

Tableau 4-1 : Critères de qualité issus de l'annexe 7 du [Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés](#) et applicables aux 16 HAP listés comme étant prioritaires par l'USEPA (INERIS (2005)) dans l'eau souterraine.





Nom	Nombre de cycles	Formule chimique	Numéro de CAS	Critère de qualité du MELCC (2019)	
				eaux de consommation (µg/L)	résurgence dans les eaux de surface (µg/L)
Naphtalène	2	C ₁₀ H ₆	91-20-3	100	100
Acénaphthylène	3	C ₁₂ H ₈	208-96-8		
Acénaphthalène	3	C ₁₂ H ₁₀	83-32-9	-	100
Fluorène	3	C ₁₃ H ₁₀	86-73-7	-	110
Phénanthrène	3	C ₁₄ H ₁₀	85-01-8	-	4,7
Anthracène	3	C ₁₄ H ₁₀	120-12-7		
Fluoranthène	4	C ₁₆ H ₁₀	206-44-0	4	14
Pyrène	4	C ₁₆ H ₁₀	129-00-0		
Chrysène	4	C ₁₈ H ₁₀	218-01-9		
Benzo(a)anthracène	4	C ₁₈ H ₁₀	56-55-3		Somme de HAP 1,8
Benzo(b)fluoranthène	5	C ₂₀ H ₁₂	205-99-2		
Benzo(k)fluoranthène	5	C ₂₀ H ₁₂	207-08-09		
Benzo(a)pyrène	5	C ₂₀ H ₁₂	50-32-8	0,01 ⁸	
Dibenzo(a,h)anthracène	5	C ₂₂ H ₁₄	53-70-3		
Indénol(1,2,3-c,d)pyrène	6	C ₂₀ H ₁₂	193-39-5		
Benzo(g,h,i)pérylène	6	C ₂₀ H ₁₂	191-24-2		

⁸ Norme de qualité de l'eau potable établie à l'annexe 1 du [Règlement sur la qualité de l'eau potable \(chapitre Q-2, r.40\)](#).

4.2 Sources principales dans l'environnement

La majorité des HAP sont présents dans l'environnement comme sous-produits de combustion incomplète lors de processus naturels et anthropiques (HAP pyrogéniques), mais la contribution des processus anthropiques est beaucoup plus importante que celle des sources naturelles. Les HAP pétrogéniques sont les hydrocarbures présents dans les produits pétroliers bruts tels que le carburant diesel. Plusieurs procédés industriels sont également la source, dans une moindre mesure, de certains HAP (Tableau 4-2). Par exemple, le goudron de houille et la créosote (produit de préservation du bois) sont des mélanges complexes d'HAP qui se trouvent souvent sur d'anciens sites de production de gaz manufacturés (CCME (2016)).

Tableau 4-2 : Principales sources d'HAP dans l'environnement. Les sources en gras sont identifiées comme les principales contributrices au Canada (Gouvernement du Canada (1994)).

 <p>Combustion</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Incinérateurs • Brûlage agricole • Cigarettes • Feux de forêts • Volcans
 <p>Génération d'énergie</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Combustion d'énergie fossile pour des besoins industriels, commerciaux ou résidentiels (phénanthrène, fluoranthène, pyrène et chrysène) • Véhicules à moteur à combustion (fluoranthène, pyrène, naphthalène et acenaphthène) • Traitement du charbon, du pétrole brut et du gaz naturel (naphthalène, phénanthrène, anthracène)
 <p>Procédés industriels chimiques</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Teintures (anthracène, acenaphthène, fluorène, phénanthrène) • Fabrication de fibres synthétiques (anthracène) • Conservateurs pour le bois (anthracène) • Production de plastiques (acenaphthène) • Industrie pharmaceutique (acenaphthène) • Insecticides et fongicides (acenaphthène) • Utilisation de créosote
 <p>Production métallique</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Aluminerie • Sidérurgie (incluant les alliages ferreux)

4.3 Mobilité des HAP dans les eaux souterraines

La mobilité des composés pris individuellement ou en mélange dépend en partie des propriétés physicochimiques des HAP (Tableau 4-3 à Tableau 4-7). Les autres facteurs qui influencent la mobilité des contaminants sont associés à la nature de la source, au contexte hydrogéologique et aux conditions physicochimiques du milieu.

4.3.1 Écoulement en phase libre des HAP

Tableau 4-3 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement des HAP dans les sols en phase libre (adaptés de Earl (2003)).

Composé	Densité	Viscosité dynamique
	g/cm ³	cP
Faible	< 1 (LNAPL)	< 0,9
Moyenne		0,9 - 2
Élevée	≥ 1 (DNAPL)	≥ 2
Naphtalène	1,162	0,754
Acénaphthylène	1,194	
Acénaphthène	1,024	
Fluorène	1,203	
Phénanthrène	1,172	
Anthracène	1,24	
Fluoranthène	1,236	
Pyrène	1,271	
Chrysène	1,274	
Benzo(a)anthracène	1,174	
Benzo(b)fluoranthène	-	
Benzo(k)fluoranthène	-	
Benzo(a)pyrène	1,282	
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	-	
Benzo(g,h,i)pérylène	-	
Dibenzo(a,h)anthracène	1,252	

- Les HAP ont une densité supérieure à l'eau (> 1).
- En phase libre, ils se comportent comme des liquides immiscibles denses et migrent verticalement dans les zones non saturées et saturées des sols jusqu'à des zones planchers de faibles perméabilités ;
- Les HAP sont souvent retrouvés dans des mélanges de contaminants ;
- Leur comportement dans l'environnement à l'état de phase libre est donc principalement lié aux propriétés (densité et viscosité) du mélange de contaminants.

4.3.2 Capacité des HAP à se volatiliser

Tableau 4-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des HAP à se volatiliser (adaptés de Earl (2003)).

Composé	Pression de vapeur (20 à 25°C)	Constante d'Henry (20 à 25°C)	Point d'ébullition
	Pa	Pa.m ³ /mol	°C
Élevée	≥ 133	≥ 500	< 80
Moyenne		100 - 500	80 – 200
Faible	< 133	< 100	≥ 200
Naphtalène	36,81	43,01	217,85
Acénaphthylène	4,14	8,4	269,85
Acénaphthène	1,52	12,17	278,85
Fluorène	0,72	7,87	294,85
Phénanthrène	0,113	3,24	338,85
Anthracène	0,0778	3,96	339,85
Pyrène	0,0119	0,92	359,85
Fluoranthène	8,70E-03	1,04	374,85
Benzo(a)anthracène	6,06E-04	0,581	434,85
Chrysène	1,07E-04	0,065	447,85
Benzo(b)fluoranthène	6,67E-05	0,43	480,85
Benzo(g,h,i)pérylène	2,25E-05	0,075	499,85
Benzo(a)pyrène	2,13E-05	0,046	494,85
Benzo(k)fluoranthène	4,12E-06	0,084	479,85
Dibenzo(a,h)anthracène	9,16E-08	1,49E-03	523,85
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	1,30E-08	0,162	535,85

- Le naphtalène et les composés méthylnaphtalène et diméthylnaphtalène peuvent être considérés comme des COV.
- Les autres HAP légers similaires au naphtalène (2 à 3 noyaux benzéniques) tels que l'acénaphthène, l'acénaphthylène, l'anthracène, le fluorène et le phénanthrène sont légèrement volatils (Earl (2003)).
- Les autres composés (4 noyaux benzéniques et plus) sont considérés comme non volatils ou présentent une volatilité négligeable.

4.3.3 Capacité des HAP à se solubiliser

Tableau 4-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des HAP à se solubiliser (adaptés de Earl (2003)).

Composé	Solubilité aqueuse des composés purs (20 à 25°C)	
	mg/L	
Élevée	> 10 000	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les HAP présentent une faible solubilité aqueuse pour les composés les plus légers et qui diminue avec l'augmentation de leur poids moléculaire. ▪ Les HAP se partagent préférentiellement dans l'huile et leur mobilité peut être accrue en présence de composés organiques plus mobiles notamment en diminuant leur adsorption dans les sols (p.ex. site de station essence). ▪ Dans l'environnement, les HAP sont plus fréquemment présents sous forme de mélanges, ce qui réduit leur solubilité.
Moyenne	150 - 10 000	
Faible	< 150	
Naphtalène	31	
Acénaphthylène	16,1	
Acénaphthène	3,8	
Fluorène	1,9	
Phénanthrène	1,1	
Fluoranthène	0,26	
Pyrène	0,13	
Anthracène	0,045	
Benzo(a)anthracène	0,011	
Benzo(a)pyrène	0,0038	
Chrysène	0,0016	
Benzo(b)fluoranthène	1,50E-03	
Benzo(k)fluoranthène	0,0008	
Dibenzo(a,h)anthracène	6,00E-04	
Benzo(g,h,i)pérylène	2,60E-04	
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	2,20E-05	

4.3.4 Capacité des HAP à s'adsorber dans les sols et affinité avec l'eau

Tableau 4-6 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des HAP à s'adsorber dans les sols (adaptés de Earl (2003)).

Composé	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Poids moléculaire
	-	-	g/mol
Élevée	≥ 4	≥ 4	
Moyenne	2-4	2-4	
Faible	< 2	< 2	
Dibenzo(a,h)anthracène	6,75	6,58	278,36
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	6,65	6,54	276,34
Benzo(g,h,i)pérylène	6,5	5,61	276,34
Benzo(a)pyrène	6,04	6,04	252,32
Benzo(k)fluoranthène	6,00	6,00	252,32
Benzo(a)anthracène	5,91	5,91	228,3
Benzo(b)fluoranthène	5,8	5,8	252,32
Chrysène	5,7	5,7	228,3
Fluoranthène	5,22	5,22	202,26
Pyrène	5,18	5,18	202,26
Phénanthrène	4,57	4,57	178,23
Anthracène	4,54	4,54	178,23
Fluorène	4,18	4,18	166,22
Acénaphthylène	4	4	152,2
Acénaphthène	3,92	3,92	154,2
Naphtalène	3,37	3,37	128,17

- Les HAP sont adsorbés dans les sols.
- Les HAP les plus lourds s'adsorbent plus facilement dans les sols tels qu'indiqué par un plus fort K_{oc}.
- Les HAP ont également un K_{ow} élevé qui reflète leur préférence pour les phases huileuses et leur fort potentiel de bioaccumulation dans les organismes.
- Le vieillissement de la contamination tend à contribuer à une plus forte adsorption des HAP dans les sols, diminuant ainsi la biodisponibilité pour les microorganismes.

4.3.5 Stabilité biochimique des HAP

Tableau 4-7 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des HAP dans les eaux souterraines et dans les sols.

Mécanisme	Description
Transformation abiotique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les HAP avec moins de 4 anneaux benzéniques peuvent être dégradés par photolyse et oxydation. L'hydrolyse n'est pas un procédé significatif de dégradation pour les HAP (Earl (2003)).
Biotransformation et biodégradation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les HAP sont généralement biodégradables dans les sols (BRGM (2001)). ▪ Les HAP ayant un poids moléculaire plus faible (< 5 noyaux benzéniques) sont plus facilement biodégradables. ▪ Le taux de biodégradation des HAP est plus important en conditions aérobies (Earl (2003)). ▪ Toutefois, la biodégradation des HAP par les microorganismes est relativement faible et lente (Earl (2003)), notamment en raison de leur faible biodisponibilité causée par leur adsorption aux particules du sol.

4.4 Comportement anticipé des HAP dans les eaux souterraines

- Les concentrations aqueuses des HAP sont souvent faibles (retard du transport dans un panache de contaminant) en raison de leur faible solubilité aqueuse (accumulation d'une lentille de DNAPL au contact d'une couche géologique peu perméable (Figure I)) et de leur tendance à s'adsorber aux particules du sol (Tableau 4-8) ;
- Les sols et les sédiments constituent des sources persistantes d'HAP dans l'environnement ;
- L'importance des phénomènes de volatilisation et de solubilisation des composés diminuera encore avec l'augmentation de la quantité de matière organique dans les sols.

Tableau 4-8 : Résumé de la mobilité relative des HAP dans les eaux souterraines.

Densité	Volatilité	Adsorption	Solubilité	Stabilité	Mobilité relative
> 1 (DNAPL)	Semi-volatils	Forte	Faible à très faible	Généralement biodégradable dans les sols	FAIBLE

4.5 Stratégies de caractérisation des HAP dans les eaux souterraines

Les HAP sont présents dans l'environnement sous forme de mélanges complexes difficiles à caractériser et à mesurer (Gouvernement du Canada (1994)). La caractérisation de la présence d'HAP sur un site contaminé doit suivre les recommandations du [Guide de caractérisation des terrains](#) du MELCC et du [Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales](#) notamment : le [cahier 3](#) (Échantillonnage des eaux souterraines) et le [cahier 5](#) (Échantillonnage des sols). Le Tableau 4-9 synthétise les éléments pertinents à prendre en considération lors de la caractérisation des HAP dans les eaux souterraines.

Tableau 4-9 : Considérations spécifiques à la caractérisation des HAP dans les eaux souterraines.

	Position des puits	Type d'échantillon	Paramètres à analyser	Précautions particulières
Zone source	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lentille de phase libre accumulée sur le plancher imperméable de l'aquifère et au-dessus des zones de plus faibles perméabilités. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sols lors des forages ; ▪ Phase libre dense 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Observations organoleptiques (visuelles et olfactives) des carottes de forage ; ▪ Évaluation visuelle améliorée (coloration, fluorescence) ▪ Autres méthodes : détecteurs de gaz, traceurs, méthodes géophysiques, etc. ▪ Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ; ▪ Autres composés organiques COV, BPC (à adapter à l'origine de la contamination). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les forages dans la zone source peuvent entraîner une migration en profondeur des liquides immiscibles ;

	Position des puits	Type d'échantillon	Paramètres à analyser	Précautions particulières
Aval hydraulique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Transect directement en aval hydraulique de la zone source (mesure du flux de masse). ▪ Transect(s) à quelques dizaines à centaines de mètres de la zone source (évaluation de l'étendue du panache). ▪ Avant un récepteur sensible et/ou un périmètre de protection d'un puits d'alimentation. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eaux souterraines ; 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ; ▪ Autres composés organiques COV, BPC (à adapter à l'origine de la contamination) ; ▪ Oxygène dissous ; ▪ pH ; ▪ Potentiel d'oxydoréduction. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Un échantillonnage avec des échantillonneurs passifs <i>in situ</i> (membranes semi-perméables) permet de détecter de façon plus appropriée les HAP plus légers (p.ex., naphtalène, phénanthrène) qui sont volatils et prévient la surestimation des concentrations dissoutes lorsque des particules auxquelles des HAP peuvent être adsorbés sont présentes dans l'eau souterraine. ▪ Un pompage à faible débit doit aussi être privilégié (écope uniquement adaptée aux échantillonnages de surface). ▪ Le suivi de la conductivité électrique avec une sonde multiparamètre est un bon indicateur de la stabilisation des concentrations en HAP dans les puits d'observation (INERIS (2005)). ▪ Des échantillons de 100 mL à 1000 mL doivent être prélevés dans des bouteilles ambrées pour prévenir la photodégradation des HAP. ▪ La filtration n'est pas recommandée pour éviter des pertes par adsorption lors de la filtration (CCME, 2016).

Le Tableau 4-10 indique les lieux et les activités propices à la présence d'HAP.

Tableau 4-10 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en HAP des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).

Établissements industriels / Activités	Co-contaminants potentiels
Cendres provenant d'incinérateurs ou d'autres installations thermiques	Métaux, variation du pH, BPC, dioxines/furanes
Champs de tir au pigeon d'argile	HAP, métaux, herbicides
Gares de triage, entretien des voies ferrées	CHP, BTEX, COV, BPC, phénols et métaux
Décharges	Métaux, CHP, BTEX, COV, phénols, cyanure, PBV, Dioxines et Furanes, pesticides, gaz
Équipement électrique/transformateurs	BPC, HCP, métaux
Fabrication d'acier/Four à coke	Métaux, BTEX, CHP, Phénols
Fabrique de verre	Métaux, matériel radioactif, HCP, BTEX
Laboratoires et installations chimiques abandonnées	Métaux, cyanure, MCA, variations du pH, COV, BPC, solvants, etc.
Mines de charbon	Métaux, variation de pH, sulfure
Recyclage de tonneaux et de barils	Cyanure, variation du pH, pesticides, CHP, solvants
Réparation et entretiens d'automobiles (incluant les stations-service)	Métaux, BTEX, COV, CHP, acétone, TC, PCE et produits de dégradation, TCE et produits de dégradation, éthylène glycol, CFC, variation du pH
Teintureries	Métaux, BTEX aniline, amines, quinoléines, variation du pH
Traitement et préservation du bois	Chlorophénols, phénols, CHP, BTEX métaux
Usine de gazéification du charbon/sites de goudron de houille	Cyanure, phénols, ammoniac, métaux, variation du pH
Zone de formation de lutte contre les incendies	CHP, COV, plomb, MTBE, PFOs, APFO
Sites de forage et d'exploration (pétrole)	CHP, BTEX, métaux, solvants chlorés, etc.
Piste d'atterrissage/aérogares	HCP, éthylène glycol, COV, métaux
Lieux de transformation, stockage et transport de pétrole (stations-service, parc de stockage)	CHP, BTEX, COV, métaux, solvants chlorés, MTBE, glycols
Quais et embarcadères	Chlorophénols, CHP, TBT

4.6 Étude de cas

Les liens suivants (Tableau 4-11) mènent vers des études de cas de contamination aux HAP dans les eaux souterraines.

Tableau 4-11 : Études de cas de contamination aux HAP dans les eaux souterraines.

Titre de l'étude	Hyperliens
Intrinsic Aromatic Hydrocarbon Biodegradation for Groundwater Remediation	https://www.researchgate.net/publication/245277741_Intrinsic_Aromatic_Hydrocarbon_Biodegradation_for_Groundwater_Remediation?enrichId=rgreq-693cdae089b867bc197c5c438048cdd0-XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdlOzI0NTI3Nzc0MTtBUzoxMzcyODI2MjMzODE1MDRAMTQwOTc0MjEzNjE2NQ%3D%3D&el=1_x_3&_esc=publicationCoverPdf
Remediation of the Sydney tar ponds and coke ovens sites (Nouvelle-Écosse)	http://www.tarpondscleanup.ca/upload/reports/Project_Description_Full_Document.pdf

5 BPC –BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS

5.1 Introduction

Les biphényles polychlorés (BPC) ou polychlorobiphényles (PCB) sont un groupe de 209 congénères d'hydrocarbures chlorés dont la structure est caractérisée par 1 à 10 atomes de chlore liés au groupement biphényle (deux noyaux benzéniques joints par un de leur sommet) (Figure 5-1). Les BPC les plus toxiques (BRGM (2001)) ont une structure coplanaire présentant une substitution en position « ortho » qui leur confère une structure similaire aux [dioxines et furanes](#). On retrouve les BPC à l'état de traces dans l'environnement sous la forme de mélange de plusieurs dizaines de congénères.

Le critère de qualité de l'eau de consommation (0,5 µg/L) et de résurgence dans l'eau de surface ($6,4 \times 10^{-5}$ µg/L) présenté à l'Annexe 7 du Guide d'intervention pour la Protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (2019) est applicable à la sommation des congénères dans les eaux souterraines.

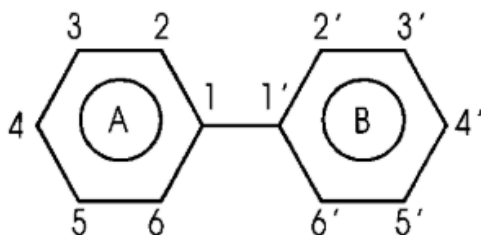




Figure 5-1 : Formule générale des BPC (3 à 7 atomes de chlore sur les positions 2 à 6 et 2' à 6') (BRGM (2001))

Les BPC sont aussi connus sous le nom de différents acronymes commerciaux (Clophen en Allemagne, Fenclor en Italie, Kanechlor au Japon et Phenoclor en France). En Amérique du Nord, la corporation Monsanto a commercialisé les BPC sous le nom d'Aroclor. Lors de l'analyse qualitative des BPC, il est généralement fait référence à la gamme des Aroclor pour désigner la composition du mélange de BPC. En effet, chaque formulation d'Aroclor diffère par rapport aux nombres et aux types de congénères présents. Les différents Aroclor sont identifiés avec un code numérique à quatre chiffres dont les deux premiers chiffres désignent généralement le nombre d'atomes de carbone dans le groupement biphényle et les deux derniers chiffres désignent le pourcentage de masse de chlore dans la formulation (Kueper, Wealthall, Smith, Leharne & Lerner (2003)). Par exemple, l'Aroclor 1254 est composé de 12 atomes de carbone par groupement biphényle et contient 54 % massique de chlore. La seule exception à ce code est l'Aroclor 1016 qui contient des congénères mono à hexa chlorés pour une composition moyenne en chlore de 41 %.

5.2 Sources principales dans l'environnement

Les BPC sont des produits chimiques synthétiques qui ne sont pas présents naturellement dans l'environnement. Leur synthèse remonte à la fin du 19^e siècle, mais ils ont été massivement utilisés à partir de 1930 pour divers usages industriels. La majorité des BPC ont été fabriqués entre 1930 et 1977 pour une utilisation (Tableau 5-1) notamment comme diélectriques de transformateur et de condensateurs, fluide caloripporteur et hydraulique, plastifiants et lubrifiants, dans les peintures, les vernis, les encres et les pesticides (BRGM (2001)). Les BPC n'ont jamais été fabriqués au Canada, mais ils ont été abondamment employés. Les sources directes de BPC ont pratiquement disparu au Canada depuis l'interdiction en 1977 de leur fabrication, leur importation et de leur vente en vertu du [règlement fédéral sur les BPC](#). Toutefois, la réglementation permet aux propriétaires d'équipement en usage contenant des BPC de continuer de les utiliser jusqu'à la date butoir du 31 décembre 2025. Les Aroclor les plus utilisés au Québec sont les Aroclor 1242, 1248, 1254 et 1260 (CEAEQ (2014)). La combustion des BPC entraîne la formation de dioxines et furanes.

Tableau 5-1 : Principales sources de BPC dans l'environnement.

 <p>Génération d'énergie</p>	<ul style="list-style-type: none">• Transformateurs et condensateurs électriques• Équipements électriques• Huiles de moteurs et de systèmes hydrauliques
 <p>Procédés industriels chimiques</p>	<ul style="list-style-type: none">• Isolants thermiques• Peintures à l'huile• Fabrication de plastiques• Imprimerie• Fabrication de pesticides

5.3 Mobilité des BPC dans les eaux souterraines

La mobilité des composés pris individuellement ou en mélange dépend en partie des propriétés physicochimiques des BPC (Tableau 5-2 à Tableau 5-6). Les autres facteurs qui influencent la mobilité des contaminants sont associés à la nature de la source, au contexte hydrogéologique et aux conditions physicochimiques du milieu.

5.3.1 Écoulement en phase libre des BPC

Tableau 5-2 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement des BPC dans les sols en phase libre (adaptés de Cohen & Mercer (1993)).

Composé	Densité	Viscosité dynamique	
	g/cm ³	cP	
Faible	< 1 (LNAPL)	< 0,9	<ul style="list-style-type: none"> Les BPC ont une densité supérieure à l'eau (liquides immiscibles denses). Leur viscosité est très importante se soldant en un écoulement vertical relativement lent en phase libre de sorte qu'ils peuvent toujours être en migration verticale sur des sites d'anciennes contaminations. Les BPC sont fortement miscibles dans les huiles et les solvants et leur présence sous forme de mélange affecte leur mobilité et peut notamment accélérer leur migration verticale (Kueper et al. (2003)). Les BPC peuvent également être présents en trace dans des mélanges de liquides immiscibles légers.
Moyenne		0,9 - 2	
Élevée	≥ 1 (DNAPL)	≥ 2	
Aroclor 1260	1,56	résine	
Aroclor 1254	1,51	700	
Aroclor 1248	1,41	65	
Aroclor 1242	1,39	24	
Aroclor 1016	1,33	19,3	
Aroclor 1232	1,24	8,2	
Aroclor 1221	1,18	4,8	

5.3.2 Capacité des BPC à se volatiliser

Tableau 5-3 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BPC à se volatiliser (adaptés de Cohen & Mercer (1993)).

Composé	Pression de vapeur (20 à 25°C)	Constante d'Henry (20 à 25°C)	Point d'ébullition	
	Pa	Pa.m ³ /mol	°C	
Élevée	≥ 133	≥ 500	< 80	<ul style="list-style-type: none"> Malgré leur faible pression de vapeur, les BPC sont considérés comme semi-volatils en raison de leur forte hydrophobicité (Ritter, Solomon, Forget, Stemeroff & O'Leary (1998)).
Moyenne		100 - 500	80 – 200	
Faible	< 133	< 100	≥ 200	
Aroclor 1221	0,89	32,8	275	
Aroclor 1232	0,61	355	290	
Aroclor 1242	0,13	56,7	325	
Aroclor 1248	0,07	354,6	340	
Aroclor 1016	0,05	29,4	325	
Aroclor 1254	0,01	273,6	365	
Aroclor 1260	0,01	466,1	395	

5.3.3 Capacité des BPC à se solubiliser

Tableau 5-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BPC à se solubiliser (adaptés de Cohen & Mercer (1993)).

Composé	Solubilité aqueuse des composés purs (20 à 25°C)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les BPC sont faiblement à très faiblement solubles dans l'eau, mais ils sont fortement solubles dans l'huile, les graisses et les liquides non polaires. ▪ En raison de leur faible solubilité, les BPC se retrouvent rarement sous forme dissoute dans l'eau souterraine. ▪ La détection des BPC dans les eaux souterraines indique généralement une zone source proche directement en amont hydraulique du point d'échantillonnage.
	mg/L	
Élevée	> 10 000	
Moyenne	150 - 10 000	
Faible	< 150	
Aroclor 1232	1,45	
Aroclor 1221	0,59	
Aroclor 1016	0,23	
Aroclor 1242	0,2	
Aroclor 1260	0,08	
Aroclor 1248	0,05	
Aroclor 1254	0,05	

5.3.4 Capacité des BPC à s'adsorber dans les sols et affinité avec l'eau

Tableau 5-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des BPC à s'adsorber dans les sols (adaptés de Cohen & Mercer (1993)).

Composé	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Poids moléculaire	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La plupart des congénères de BPC sont très hydrophobes. ▪ Leur K_{ow} relativement élevé indique qu'ils sont prompts à se bioaccumuler et qu'ils ont une plus grande affinité pour la matière organique du sol. ▪ Dans les systèmes aquatiques, ils sont préférentiellement adsorbés dans la matière organique des sols et aux argiles.
	-	-	g/mol	
Élevée	≥ 4	≥ 4		
Moyenne	2-4	2-4		
Faible	< 2	< 2		
Aroclor 1260	6,8		360,9	
Aroclor 1254	6,47	5,61	327	
Aroclor 1248	6,11	5,64	288	
Aroclor 1016	5,88	4,7	257,9	
Aroclor 1242	4,11	3,71	261	
Aroclor 1232	3,2	2,83	221	
Aroclor 1221	2,8	2,44	192	

5.3.5 Stabilité biochimique des BPC

Tableau 5-6 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des BPC et du styrène dans les eaux souterraines et dans les sols.

Mécanismes	Description
Transformation abiotique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les BPC sont des composés très stables dont l'élimination se fait généralement par incinération et co-combustion (Weiner (2007)). ▪ Ils sont résistants aux acides et aux bases et sont thermiquement stables. ▪ La dégradation des BPC dans l'environnement varie beaucoup en fonction du degré de chloration. En général, les congénères les plus chlorés sont plus persistants. ▪ Par exemple, la demi-vie des BPC soumis à la photodégradation varie d'une dizaine de jours pour les congénères monochlorés jusqu'à 1,5 ans pour les congénères heptachlorés (Ritter et al. (1998)).
Biotransformation et biodégradation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les BPC ont une grande stabilité biologique.

5.4 Comportement anticipé des BPC dans les eaux souterraines

- La concentration des BPC dans les eaux souterraines est restreinte à des panaches de faible ampleur (Tableau 5-7) à partir de zones sources persistantes dans les sols impactés ;
- Les propriétés physicochimiques des BPC (faible solubilité, semi-volatilité et stabilité élevée) en font des polluants persistants dans l'environnement et bioaccumulables.

Tableau 5-7 : Résumé de la mobilité relative des BPC dans les eaux souterraines.

Viscosité	Volatilité	Adsorption	Solubilité	Stabilité	Mobilité relative
Moyenne élevée à	Semi-volatils	Moyenne élevée à	Faible à très faible	Très stable	FAIBLE

5.5 Stratégies de caractérisation des BPC

La caractérisation de la présence de BPC sur un site contaminé doit suivre les recommandations du [Guide de caractérisation des terrains](#) du MELCC et du [Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales](#) notamment : le [cahier 3](#) (Échantillonnage des eaux souterraines) et le [cahier 5](#) (Échantillonnage des sols). Le Tableau 5-8 synthétise les éléments pertinents à prendre en considérations lors de la caractérisation des BPC dans les eaux souterraines.

Tableau 5-8 : Considérations spécifiques à la caractérisation des BPC dans les eaux souterraines.

	Position des puits	Type d'échantillon	Paramètres à analyser	Précautions particulières
Zone source	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lentille de phase libre accumulée sur le plancher imperméable de l'aquifère et au-dessus des zones de plus faibles perméabilités. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sols lors des forages ; ▪ Phase libre dense. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Observations organoleptiques (visuelles et olfactives) des carottes de forage ; ▪ Évaluation visuelle améliorée (coloration, fluorescence) ; ▪ Autres méthodes : détecteurs de gaz, traceurs, méthodes géophysiques, etc. ▪ BPC (M.A. 400 – BPC 1.0, M.A. 400 – BPCHR 1.0, M.A. 400 – SPE-PBPC/Cibz/HAP 1.0) ; ▪ Autres composés organiques COV, HAP (à adapter à l'origine de la contamination). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les forages dans la zone source peuvent entraîner une migration en profondeur des liquides immiscibles ;
Aval hydraulique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Transect directement en aval hydraulique de la zone source (mesure du flux de masse). ▪ Transect(s) à quelques dizaines de mètres de la zone source (évaluation de l'étendue du panache). ▪ Avant un récepteur sensible et/ou un périmètre de protection d'un puits d'alimentation. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eaux souterraines. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ BPC ; ▪ Autres composés organiques COV, HAP (à adapter à l'origine de la contamination) ; ▪ Oxygène dissous ; ▪ pH ; ▪ Potentiel d'oxydoréduction. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Un pompage à faible débit doit être privilégié ; ▪ Les BPC s'adsorbant fortement aux particules, l'analyse d'un échantillon d'eau contenant des particules pourrait être anormalement élevée par rapport aux BPC dissous dans l'eau. La filtration n'est pas recommandée pour éviter des pertes par adsorption lors de la filtration.

Le Tableau 5-9 indique les lieux et les activités propices à la présence de BPC dans l'environnement.

Tableau 5-9 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en BPC des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).

Établissements industriels / Activités	Co-contaminants potentiels
Cendres provenant d'incinérateurs ou d'autres installations thermiques	Métaux, variation du pH, HAP, dioxines/furanes
Gares de triage, entretien des voies ferrées	CHP, BTEX, COV, HAP, phénols et métaux
Équipement électrique/transformateurs	HAP, HCP, métaux
Fabrique de pâte et papiers	Métaux, COV, phénols, dioxines/furanes, variation du pH, cyanure
Laboratoires et installations chimiques abandonnées	Métaux, cyanure, MCA, variations du pH, COV, HAP, solvants, etc.
Parcs à ferraille	Métaux, MCA, BTEX, solvants halogénés (notamment TCE, TCA et produits de dégradation)

5.6 Étude de cas

Les études de cas de contamination des eaux souterraines par les BPC sont rares puisque ce sont généralement les sols qui sont impactés et les BPC sont très peu mobiles dans les eaux souterraines. Le lien suivant (Tableau 5-10) mène vers une étude de cas de contamination aux BPC dans les eaux souterraines.

Tableau 5-10 : Étude de cas de contamination aux BPC dans les eaux souterraines.

Titre de l'étude	Hyperliens
Biodegradation of polychlorinated biphenyls and volatile chlorinated hydrocarbons in contaminated soils and groundwater in field condition	https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964830599000517

6 D&F - DIOXINES ET FURANES

6.1 Introduction

Les dioxines et furanes (D&F) sont des hydrocarbures aromatiques polycycliques chlorés. Ils sont aussi connus sous le nom de polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et polychlorodiben-p-furanes (PCDF). Les D&F sont recensés au niveau international comme des polluants organiques persistants (POPs) et Environnement Canada les définit comme « des composés très persistants ayant une forte affinité pour les sédiments ainsi qu'un potentiel élevé d'accumulation dans les tissus organiques ». Ils sont classés comme toxique selon la loi canadienne sur la protection de l'environnement.

Les dioxines sont composées de deux noyaux benzéniques liés par deux atomes d'oxygène et les furanes se différencient des dioxines par la présence d'un seul atome d'oxygène dans le cycle central. Il existe 210 congénères de dioxines et furanes, dont 75 dioxines et 135 furanes (Tableau 6-1). Chaque congénère se distingue par le nombre d'atomes de chlore (1 à 8) liés aux noyaux benzéniques et par la position de ces atomes de chlore (1 à 9). Les congénères 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxine et 1,2,3,7,8-pentachlorodibenzo-p-dioxine sont les plus toxiques (CEPA, 1990). Le critère de qualité de l'eau de consommation ($1,5 \times 10^{-5}$ µg/L) et de résurgence dans l'eau de surface ($3,1 \times 10^{-9}$ µg/L) présenté à l'Annexe 7 du Guide d'intervention pour la Protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés est applicable à la sommation des congénères dans les eaux souterraines (Beaulieu (2019)).

Tableau 6-1 : Nombre de congénères de dioxines et furanes en fonction du nombre de chlores.

Nombres de chlores	Préfixe	Nombre d'isomères (PCDD)	Nombre d'isomères (PCDF)	Critère de qualité du MELCC (en vigueur en 2019)	
				eaux de consommation (µg/L) ⁹	résurgence dans les eaux de surface (µg/L) ¹⁰
1	Mono (M)	2	4	Sommation des D&F $1,5 \times 10^{-5}$	Sommation des D&F $3,1 \times 10^{-9}$
2	Di (D)	10	16		
3	Tri (Tr)	14	28		
4	Tétra (T)	22	38		
5	Penta (Pe)	14	28		
6	Héxa (Hx)	10	16		
7	Hepta (Hp)	2	4		
8	Octa (O)	1	1		

⁹ Critère de qualité issu de l'annexe 7 du [Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés](#) et applicable à l'eau souterraine faisant résurgence dans les eaux de surface.


¹⁰ Critère de qualité issu de l'annexe 7 du [Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés](#) et applicable à l'eau souterraine exploitée à des fins de consommation humaine.

6.2 Sources principales du contaminant

Les dioxines et furanes dans l'environnement peuvent provenir de sources naturelles ou anthropiques. Les sources naturelles sont négligeables et englobent les processus thermiques naturels de combustion incomplète de matériaux organiques ou fossiles tels que les feux de forêt ou les volcans (Gouvernement du Canada (1990)). Des études de sédiments des Grands Lacs américains montrent que l'apparition des D&F coïncide avec le début de l'utilisation du chlore dans l'industrie chimique dans les années 1940 (IBGE (2011)). Les D&F ne sont pas directement produits à l'échelle commerciale, mais ils sont présents en quantité trace, comme impureté, au cours de la production d'autres substances chimiques telles que les phénols chlorés ou les polychlorobiphényles (BPC). Dans l'environnement, les D&F se trouvent donc dans des mélanges de contaminants. Les trois principales sources de D&F sont certains procédés industriels, les processus thermiques et la combustion des BPC (Tableau 6-2). Il est important de noter que la modification des procédés industriels, notamment dans l'industrie des pâtes et papier, la mise en place de régulations sur les émissions de dioxines et furanes dans les centres d'incinérations de déchets ainsi que le bannissement de la production et de l'utilisation des BPC a permis de diminuer fortement la libération des dioxines et furanes dans l'environnement.

Dans les eaux de surface et souterraine, le dépôt atmosphérique, les eaux de ruissellement des terres agricoles contaminées avec des pesticides, des herbicides et des insecticides ainsi que les eaux usées des usines de pâtes et papier pourraient être la source principale de dioxines et furanes (CPCB (2004)).

Tableau 6-2 : Principales sources de dioxines et furanes dans l'environnement (Modifié de CPCB (2004) et Srogi (2008)). Les activités surlignées en gras sont considérées comme les sources les plus importantes de dioxines et furanes dans l'environnement.

 Combustion	<ul style="list-style-type: none"> • Brûlage à ciel ouvert de déchets domestiques • Incinérateurs de déchets biomédicaux, municipaux et dangereux • Bouilloires et fours industriels • Raffineries • Combustion de biogaz • Combustion des gaz de dépotoirs • Crématoriums • Cigarettes • Bougies • Feux de forêts • Volcans
 Génération d'énergie	<ul style="list-style-type: none"> • Combustion d'huile pour des besoins industriels, commerciaux ou résidentiels • Véhicule à moteur à combustion (diésel et essence) • Combustion du charbon • Combustion de bois • Déchets de bois traités
 Procédés industriels chimiques	<ul style="list-style-type: none"> • Blanchiment au chlore dans les usines de pâtes et papiers • Fabrication de mono- ou tetra-chlorophénol, chloranil, etc. • Encres d'impression • Chlorure de métal • Fabrication de chlorobenzène, tetra-chloro-bisphénols, pentachlorophénols, PCB, etc. • Pigments et colorants • Fabrication de PVC • Pesticides chlorés • Procédés de réactivation du charbon
 Production métallique	<ul style="list-style-type: none"> • Non ferreux • Fer et acier • Frittage de minerai • Fonderie • Traitement des métaux (Mg, Al, Pb, Ni, Cu, etc.)

6.3 Mobilité des dioxines et furanes dans les eaux souterraines

La mobilité des composés pris individuellement ou en mélange dépend en partie des propriétés physicochimiques des D&F (Tableau 6-3 à Tableau 6-7). Les autres facteurs qui influencent la mobilité des contaminants sont associés à la nature de la source, au contexte hydrogéologique et aux conditions physicochimiques du milieu.

6.3.1 Écoulement en phase libre des D&F

Tableau 6-3 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement en phase libre des D&F dans les sols (adaptés de Ritter et al. (1998) et Srogi (2008)).

Composé	Densité	
	g/cm ³	
Faible	< 1 (LNAPL)	
Moyenne		
Élevée	≥ 1 (DNAPL)	
Monochloro-CDD		
Dichloro-CDD	1,647	
Trichloro-CDD		
Tétrachloro-CDD	1,827	
Pentachloro-CDD		
Hexachloro-CDD		
Heptachloro-CDD		
Octochloro-CDD		
Monochloro-CDF		
Dichloro-CDF		
Trichloro-CDF		
Tétrachloro-CDF		
Pentachloro-CDF		
Hexachloro-CDF		
Heptachloro-CDF		
Octochloro-CDF		

- Les dioxines et furanes ont une densité supérieure à l'eau ;
- Dans l'environnement, les dioxines et furanes sont présents dans des mélanges de contaminants (et non à l'état pur) ;
- Leur comportement dans l'environnement à l'état de phase libre est donc principalement lié aux propriétés (densité et viscosité) du mélange de contaminants.

6.3.2 Capacité des D&F à se volatiliser

Tableau 6-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des D&F à se volatiliser (adaptés de Ritter et al. (1998) et Srogi (2008)).

Composé	Pression de vapeur (20 à 25°C)	Constante d'Henry (20 à 25°C)	Point d'ébullition	
	Pa	Pa.m ³ /mol	°C	
Élevée	≥ 133	≥ 500	< 80	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les D&F sont non volatils tel que l'indique leur faible pression de vapeur. ▪ La pression de vapeur diminue avec l'augmentation du nombre de chlores présent dans la molécule. ▪ La constante d'Henry faible des D&F témoigne d'une partition préférentielle dans l'eau par rapport à l'air. ▪ La constante d'Henry diminue également avec l'augmentation du degré de chloration.
Moyenne		100 - 500	80 – 200	
Faible	< 133	< 100	≥ 200	
Monochloro-CDD	0,073 - 0,075	6,292 - 12,6		
Dichloro-CDD	0,00246 - 0,00924	2,122 - 6,624	358 - 374,5	
Trichloro-CDD	1,07E-03	3,4	375 - 408,4	
Tétrachloro-CDD	1,08E-04	0,704 - 3,747	419 - 438,3	
Pentachloro-CDD	9,73E-08	0,266	464,7	
Hexachloro-CDD	7,86E-09	0,332	487,7	
Heptachloro-CDD	4,26E-09	0,133	507,2	
Octochloro-CDD	1,11E-10	0,683	510	
Monochloro-CDF			338,2	
Dichloro-CDF	1,46E-02	6,377	375	
Trichloro-CDF	4,19E-04		392,5 - 408,4	
Tétrachloro-CDF	3,33E-06	1,461	438,3	
Pentachloro-CDF	3,60E-07	0,505	464,7	
Hexachloro-CDF	3,73E-08	1,454	487,7	
Heptachloro-CDF	1,32E-08	1,425	507,2	
Octochloro-CDF	5,06E-10	0,191	537	

6.3.3 Capacité des D&F à se solubiliser

Tableau 6-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des D&F à se solubiliser (adaptés de Ritter et al. (1998) et Srogi (2008)).

Composé	Solubilité aqueuse des composés purs (20 à 25°C)	
	mg/L	
Élevée	> 10 000	
Moyenne	150 - 10 000	
Faible	< 150	
Monochloro-CDD	0,295 - 0,417	
Dichloro-CDD	3,75E-03 - 16,7E-03	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les D&F sont immiscibles dans l'eau. ▪ Leur solubilité dans l'eau diminue avec l'augmentation du nombre de chlores présent dans la molécule sauf en présence de matière organique dissoute. ▪ Le 2,3,7,8-TCDD est légèrement soluble dans les solvants chlorés (INSERM (2000)).
Trichloro-CDD	8,41E-03	
Tétrachloro-CDD	0,02E-03 - 0,55E-03	
Pentachloro-CDD	1,20E-04	
Hexachloro-CDD	6,00E-06	
Heptachloro-CDD	2,40E-06	
Octochloro-CDD	7,40E-08	
Monochloro-CDF		
Dichloro-CDF	1,44E-02	
Trichloro-CDF	4,19E-04	
Tétrachloro-CDF	4,20E-04	
Pentachloro-CDF	2,40E-04	
Hexachloro-CDF	1,30E-05	
Heptachloro-CDF	1,40E-06	
Octochloro-CDF	1,40E-06	

6.3.4 Capacité des D&F à s'adsorber dans les sols et affinité avec l'eau

Tableau 6-6 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des D&F à s'adsorber dans les sols (adaptés de Ritter et al. (1998) et Srogi (2008)).

Composé	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Poids moléculaire	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les D&F sont apolaires et lipophiles (affinité pour les lipides et les graisses). ▪ Les D&F s'adsorbent facilement à la matière organique du sol et dans les sédiments. ▪ L'adsorption est d'autant plus forte que les congénères sont plus chlorés. ▪ Les D&F tendent à être immobilisés dans les premiers centimètres de sols au niveau de la zone source de contamination où ils peuvent former des réservoirs persistants de contaminants.
	-	-	g/mol	
Élevée	≥ 4	≥ 4		
Moyenne	2-4	2-4		
Faible	< 2	< 2		
Octochloro-CDD	8,2	8,2	459,75	
Heptachloro-CDD	8	8	425,31	
Hexachloro-CDD	7,8	7,3	390,86	
Pentachloro-CDD	7,4	6,6	356,42	
Tétrachloro-CDD	6,60 - 7,10	6,4	321,97	
Trichloro-CDD	6,35		287,53	
Dichloro-CDD	5,60 - 5,75		253,08	
Monochloro-CDD	4,75 - 5		218,64	
Monochloro-CDF			202,64	
Octochloro-CDF	8	8,8	443,75	
Heptachloro-CDF	7,4	7,9	409,31	
Hexachloro-CDF	7	7	374,86	
Pentachloro-CDF	6,5	6,4	340,42	
Tétrachloro-CDF	6,39 - 6,53	6,2	305,98	
Trichloro-CDF	6,1		271,53	
Dichloro-CDF	5,44		237,08	

6.3.5 Stabilité biochimique des D&F

Tableau 6-7 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des D&F dans les eaux souterraines.

Mécanismes	Description
Transformation abiotique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les D&F sont chimiquement stables (résistants à l'oxydoréduction, aux réactions acide-base et à l'hydrolyse) bien qu'ils puissent subir une certaine photodégradation. Toutefois, ils demeurent principalement adsorbés dans le sol et les sédiments et sont donc généralement peu exposés aux ultraviolets dont le degré de pénétration dans les eaux de surface est faible. ▪ La stabilité des D&F augmente avec le degré de substitution de chlore (CPCB (2004)).
Biotransformation et biodégradation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Le congénère le plus toxique (2,3,7,8 TCDD) est très stable à la biodégradation et il est résistant à plusieurs souches microbiennes capable de dégrader les pesticides persistants. Son temps de demi-vie dans les eaux et sédiments des lacs a été estimé à 550-590 jours (CPCB (2004)). ▪ D'autres isomères de dioxines se métabolisent en d'autres congénères de dioxines et furanes qui sont souvent plus susceptibles d'être ingérés et bioaccumulés dans les tissus gras (CPCB (2004)).

6.4 Comportement anticipé des D&F dans les eaux souterraines

- Les D&F sont présents sous forme de traces dans les panaches de contaminants à proximité de la zone source (Tableau 6-8) ;
- Leur mobilité est surtout liée au transport de matières organiques dissoutes ou de colloïdes ;
- Les D&F sont des polluants persistants dans l'environnement et ils sont bioaccumulables.

Tableau 6-8 : Résumé de la mobilité relative des D&F dans les eaux souterraines.

Densité	Volatilité	Adsorption	Solubilité	Stabilité	Mobilité relative
> 1 (DNAPL)	Faible	Forte	Faible	Très stable	FAIBLE

6.5 Stratégie de caractérisation

La caractérisation de la présence de BPC sur un site contaminé doit suivre les recommandations du [Guide de caractérisation des terrains](#) du MELCC et du [Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales](#) notamment : le [cahier 3](#) (Échantillonnage des eaux souterraines) et le [cahier 5](#) (Échantillonnage des sols). Le Tableau 6-9 synthétise les éléments pertinents à prendre en considérations lors de la caractérisation des D&F dans les eaux souterraines.

Tableau 6-9 : Considérations spécifiques à la caractérisation de D&F dans les eaux souterraines.

	Position des puits	Type d'échantillon	Paramètres à analyser	Précautions particulières
Zone source	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lentille de phase libre accumulée sur le plancher imperméable de l'aquifère et au-dessus des zones de plus faibles perméabilités. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sols lors des forages ; ▪ Phase libre dense ▪ 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Observations organoleptiques (visuelles et olfactives) des carottes de forage ; ▪ Évaluation visuelle améliorée (coloration, fluorescence) ▪ Autres méthodes : détecteurs de gaz, traceurs, méthodes géophysiques, etc. ▪ D&F (M.A. 400 – D.F 1.1) ; ▪ Autres composés organiques BPC, COV, HAP (à adapter à l'origine de la contamination). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les forages dans la zone source peuvent entraîner une migration en profondeur des liquides immiscibles ;
Aval hydraulique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Transect directement en aval hydraulique de la zone source (mesure du flux de masse) ▪ ▪ Transect(s) à quelques dizaines de mètres de la zone source (évaluation de l'étendue du panache) ▪ Avant un récepteur sensible et/ou un périmètre de protection d'un puits d'alimentation. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eaux souterraines ; ▪ 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ D&F (M.A. 400 – D.F 1.1) ; ▪ Autres composés organiques BPC, COV, HAP (à adapter à l'origine de la contamination). ▪ Oxygène dissous ; ▪ pH ; ▪ Potentiel d'oxydoréduction ; ▪ Matières organiques dissoutes et charges en colloïdes. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Un pompage à faible débit doit être privilégié. ▪ Les D&F étant sensibles à la photodégradation, il est impératif de collecter les échantillons dans des contenants appropriés (bouteilles en verre ambré) et de les conserver au froid et à l'abri de la lumière. ▪ Les D&F se retrouvant dans la fumée de cigarette et dans les gaz d'échappement des moteurs à essence, il est important que les échantillonneurs ne fument pas ni avant ni après la prise de l'échantillon et que les moteurs en état de marche soient situés à au moins 10m du lieu d'échantillonnage et dans le sens opposé au vent.

Le Tableau 6-10 indique les lieux et les activités propices à la présence de dioxines et furanes dans l'environnement.

Tableau 6-10 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en dioxines et furanes des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).

Établissements industriels / Activités	Co-contaminants potentiels
Cendres provenant d'incinérateurs ou d'autres installations thermiques	Métaux, variations du pH, HAP, BPC, dioxines/furanes (tout dépendant des matières biologiques)
Fabrique de pâtes et papier	Métaux (notamment bore, cadmium, chrome, mercure, plomb, zinc, argent, titane), COV, phénols, BPC, variations du pH, cyanure
Décharges	Métaux (incluant fer, mercure, plomb, zinc), CHP, BTEX, HAP, COV, phénols, cyanure, PBV, PCDD/PCDF, pesticides, gaz (incluant le méthane, le dioxyde de carbone)

6.6 Étude de cas

Les liens suivants (Tableau 6-11) mènent vers des études de cas de contamination aux D&F (dioxines et furanes) dans les eaux souterraines.

Tableau 6-11 : Études de cas de contamination aux D&F dans les eaux souterraines.

Titre de l'étude	Hyperliens
Chlorinated Organic Pollutants in Soil and Groundwater at Chlorophenol-Contaminated Sawmill Sites	https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:145308/FULLTEXT01.pdf
Solid waste incineration in a Saskatchewan first nation community: A community-based environmental assessment of dioxins and furans.	http://www.pimatisiwin.com/uploads/1445063370.pdf

7 SOLVANTS CHLORÉS

7.1 Introduction

Les solvants chlorés sont une grande famille de solvants organiques qui contiennent des atomes de chlore liés à une chaîne d'hydrocarbure simple (1 à 3 atomes de carbone en général). Ils sont retrouvés dans l'environnement sous forme de composé unique, par exemple le tétrachloroéthène (PCE) se retrouve sur les sites de nettoyage à sec ; ou dans des mélanges complexes de contaminants organiques, par exemple à un site de stockage d'huiles usées. Le Tableau 7-1 présente une liste non exhaustive des solvants chlorés les plus communs et pour lesquels des critères de qualité pour les eaux de consommation et pour la résurgence dans les eaux de surface sont publiés par le MELCC.

Tableau 7-1 : Liste de solvants chlorés communs et critères de qualité applicables listés à l'annexe 7 du [Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés](#) (Beaulieu (2019)).

Nom	Numéro de CAS	Formule chimique	Critère de qualité du MELCC pour les eaux de consommation (µg/L) (2019)	Critère de qualité du MELCC pour la résurgence dans l'eau de surface (µg/L) (2019)
Chloroforme (trichlorométhane)	67-66-3	CHCl ₃	70	5 700
Chlorure de vinyle (CV)	75-01-4	H ₂ C=CHCl	2 ¹¹	240
1,2-Dichloroéthane (DCA)	107-06-2	CH ₂ ClCH ₂ Cl	5 ¹¹	3 700
1,1-Dichloroéthène	75-35-4	CH ₂ =CCl ₂	10 ¹¹	1 200
1,2-Dichloroéthène (cis)	156-59-2	CHCl=CHCl	50 (totaux)	5 500
1,2-Dichloroéthène (trans)	156-60-5	CHCl=CHCl		14 000
Dichlorométhane	75-09-2	CH ₂ Cl ₂	50 ¹¹	8 500
1,2-Dichloropropane	78-87-5	CH ₃ CHClCH ₂ Cl	5	1 500
1,3-Dichloropropène	542-75-6	CH ₂ ClCH=CHCl	2	81
Héxachloroéthane	67-72-1	CCl ₃ CCl ₃	1	110
Pentachloroéthane	76-01-7	CHCl ₂ CCl ₃		330
1,1,2,2-Tétrachloroéthène (PCA)	79-34-5	CHCl ₂ CHCl ₂	0,2	400
Tétrachloroéthène (PCE)	127-18-4	CCl ₂ =CCl ₂	25 ¹¹	330
Tétrachlorure de carbone (TC) ou tétrachlorométhane	56-23-5	CCl ₄	5 ¹¹	160




¹¹ Norme de qualité de l'eau potable établie à l'annexe 1 du [Règlement sur la qualité de l'eau potable \(chapitre Q-2, r.40\)](#).

Nom	Numéro de CAS	Formule chimique	Critère de qualité du MELCC pour les eaux de consommation (µg/L) (2019)	Critère de qualité du MELCC pour la résurgence dans l'eau de surface (µg/L) (2019)
1,1,1-Trichloroéthane (TCA)	71-55-6	CH ₃ CCl ₃	200	800
1,1,2-Trichloroéthane	79-00-5	CH ₂ ClCHCl ₂	3	1 600
Trichloroéthène (TCE)	79-01-6	CHCl=CCl ₂	5 ¹¹	1 800

7.2 Sources principales dans l'environnement

Les solvants chlorés ne sont pas présents naturellement dans la nature et leur présence dans l'environnement est donc entièrement la conséquence d'activités anthropiques (Tableau 7-2). Les solvants chlorés sont utilisés de façon industrielle depuis le début du 20^e siècle, bien que l'utilisation de certains solvants chlorés ait été bannie pour leur effet toxique sur la santé humaine. Leur rejet historique inadéquat est la source principale de contamination dans l'environnement. Les principales zones sources de solvants chlorés englobent les anciens lieux de décharge des solvants et huiles usées, les fuites de réservoirs et d'oléoducs et les déversements accidentels lors de la manutention ou du transport. Le TCE et le PCE sont les solvants chlorés les plus répandus (CCME (2016)). Le TCE est souvent utilisé comme dégraissant, notamment pour le nettoyage de pièces métalliques. Le PCE est utilisé dans les processus de nettoyage à sec et il est également présent comme sous-produit de dégradation du TCE.

Tableau 7-2 : Principales sources de solvants chlorés dans l'environnement (Kueper et al. (2003) et Earl (2003)).

 Génération d'énergie	<ul style="list-style-type: none"> • Moteur de fusée • Fabrication de carburant • Fabrication de moteur
 Procédés industriels chimiques	<ul style="list-style-type: none"> • Dégraissants • Décapant à peinture • Nettoyage à sec • Production de pesticides et d'herbicides • Production de polychlorure de vinyle (CV) • Intermédiaire dans la production de dégraissants et autres produits chimiques (DCA, CT, PCA, TCA)
 Production métallique	<ul style="list-style-type: none"> • Usinage des métaux • Nettoyage des métaux • Acierie

7.3 Mobilité des solvants chlorés dans les eaux souterraines

La mobilité des composés dans les eaux souterraines pris individuellement ou en mélange dépend en partie des propriétés physicochimiques des solvants chlorés (Tableau 7-3 à Tableau 7-7). Les autres facteurs qui influencent la mobilité des contaminants sont associés à la nature de la source, au contexte hydrogéologique et aux conditions physicochimiques du milieu.

7.3.1 Écoulement en phase libre des solvants chlorés

Tableau 7-3 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement des solvants chlorés dans les sols en phase libre (adaptés de Smallwood (1996), Earl (2003), Mackay, Shiu & Lee (2006), Weiner (2007)).

Composé	Densité	Viscosité dynamique	
	g/cm ³	cP	
Faible	1 < (LNAPL)	< 0,9	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les solvants chlorés ont une densité supérieure à celle de l'eau de sorte que leur mobilité dans la sous-surface est gouvernée principalement par la gravité ainsi que par les propriétés des sols. ▪ Les solvants chlorés sont généralement peu visqueux. ▪ Les solvants chlorés en phase liquide sont susceptibles de migrer verticalement rapidement en suivant le chemin de moindre résistance jusqu'à une barrière capillaire (horizon stratigraphique de plus faible perméabilité). Le phénomène de diffusion moléculaire entraînera cependant une certaine migration des solvants dans la barrière capillaire.
Moyenne		0,9 - 2	
Élevée	≥ 1 (DNAPL)	≥ 2	
Chlorure de vinyle (CV)	0,9106	gaz	
Tétrachlorure de carbone (TC) ou tétrachlorométhane	1,58	0,97	
1,2-Dichloroéthane (DCA)	1,253	0,9	
Tétrachloroéthène (PCE)	1,63	0,88	
1,2-Dichloropropane	1,158	0,84	
1,1,1-Trichloroéthane (TCA)	1,338	0,65	
Chloroforme (trichlorométhane)	1,48	0,57	
Trichloroéthène (TCE)	1,464	0,57	
Dichlorométhane	1,326	0,44	
1,1,2,2-Tétrachloroéthène (PCA)	1,6	0,43	
1,1-Dichloroéthène	1,214	0,33	
1,1,2-Trichloroéthane	1,4436	0,119	
1,2-Dichloroéthène (cis)	1,2837		
1,2-Dichloroéthène (trans)	1,2565		
1,3-Dichloropropène	1,2		
Héxachloroéthane	2,091		
Pentachloroéthane	1,68		

7.3.2 Capacité des solvants chlorés à se volatiliser

Tableau 7-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des solvants chlorés à se volatiliser (adaptés de Smallwood (1996), Earl (2003), Mackay et al. (2006), Weiner (2007)).

Composé	Pression de vapeur (20 à 25°C)	Constante d'Henry (20 à 25°C)	Point d'ébullition	
	Pa	Pa.m ³ /mol	°C	
Élevée	≥ 133	≥ 500	< 80	
Moyenne		100 - 500	80 – 200	
Faible	< 133	< 100	≥ 200	
Chloroforme (trichlorométhane)	26 000	310	61,17	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les solvants chlorés ont une pression de vapeur élevée, ils sont donc facilement volatilisables (contaminants organiques volatils halogénés). ▪ Leur constante de Henry élevée indique qu'ils peuvent s'évaporer facilement des sols humides puisqu'ils ont tendance à se partitionner dans l'air plutôt que de se dissoudre dans l'eau.
Chlorure de vinyle (CV) ou Chloroéthène	333000	1960	-13,85	
1,1-Dichloroéthène	66190	3729	31,6	
Dichlorométhane	57844	295	40	
1,2-Dichloroéthène (trans)	44190	669	48,7	
1,2-Dichloroéthène (cis)	27010	341	60,1	
1,1,1-Trichloroéthane (TCA)	13330	1743	73,85	
Tétrachlorure de carbone (TC) ou tétrachlorométhane	12172	2330	76,55	
Trichloroéthène (TCE)	8600	1044	87,3	
1,2-Dichloroéthane (DCA)	8500	111	83,55	
1,2-Dichloropropane	6720	298	96,4	
1,3-Dichloropropène	3333	122	112	
1,1,2-Trichloroéthane	2998	122	113,8	
Tétrachloroéthène (PCE)	1900	2128	121,2	
1,1,2,2-Tétrachloroéthène (PCA)	647	35	146,15	
Pentachloroéthane	600	183,9	162	
Héxachloroéthane	49,5	231,3	184,7	

7.3.3 Capacité des solvants chlorés à se solubiliser

Tableau 7-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des solvants chlorés à se solubiliser (adaptés de Smallwood (1996), Earl (2003), Mackay et al. (2006), Weiner (2007)).

Composé	Solubilité aqueuse des composés purs (20 à 25°C)	
	mg/L	
Élevée	> 10 000	
Moyenne	150 - 10 000	
Faible	< 150	
Dichlorométhane	13000	
1,2-Dichloroéthane (DCA)	8524	
Chloroforme (trichlorométhane)	8200	
1,2-Dichloroéthène (trans)	6260	
1,1,2-Trichloroéthane	4500	▪ Les solvants chlorés sont moyennement solubles.
1,2-Dichloroéthène (cis)	3500	
1,1,2,2-Tétrachloroéthène (PCA)	3200	
1,3-Dichloropropène	2723	
1,2-Dichloropropane	2700	
1,1,1-Trichloroéthane (TCA)	1334	
Chlorure de vinyle (CV) ou Chloroéthène	1100	
Trichloroéthène (TCE)	1070	
Tétrachlorure de carbone (TC) ou tétrachlorométhane	793	
Pentachloroéthane	490	
1,1-Dichloroéthène	400	
Tétrachloroéthène (PCE)	149	
Héxachloroéthane	77,1	

7.3.4 Capacité des solvants chlorés à s'adsorber dans les sols et affinité avec l'eau

Tableau 7-6 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des solvants chlorés à s'adsorber dans les sols (adaptés de Smallwood (1996), Earl (2003), Mackay et al. (2006), Weiner (2007)).

Composé	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Poids moléculaire
	-	-	g/mol
Élevée	≥ 4	≥ 4	
Moyenne	2-4	2-4	
Faible	< 2	< 2	
Héxachloroéthane	4,14	4,3	236,74
Pentachloroéthane	3,22		202,294
Tétrachlorure de carbone (TC) ou tétrachlorométhane	2,83	2,49	153,82
Tétrachloroéthène (PCE)	2,53	2,34	165,83
1,1,1-Trichloroéthane (TCA)	2,47	2,3	133,4
1,1,2,2-Tétrachloroéthène (PCA)	2,39	2,26	167,85
Trichloroéthène (TCE)	2,29	2,21	131,39
1,1-Dichloroéthène	2,13	2,18	96,943
1,2-Dichloroéthène (trans)	2,09	1,56	96,943
1,2-Dichloropropane	1,99	1,43	112,986
Chloroforme (trichlorométhane)	1,97	3,6	119
1,1,2-Trichloroéthane	1,89	1,9	133,404
1,2-Dichloroéthène (cis)	1,86	1,69	96,943
1,3-Dichloropropène	1,84	1,505	110,97
1,2-Dichloroéthane (DCA)	1,48	1,79	98,96
Dichlorométhane	1,25	2,9	85

- Les solvants chlorés ont un K_{oc} moyen à faible, indiquant une nature plus hydrophile.
- Leur potentiel d'adsorption dans les sols est relativement faible.
- Moins un solvant est chloré, moins son affinité pour les sols est importante.
- La mobilité des solvants chlorés dans les sols est donc généralement élevée (adsorption/retard faible), mais diminue avec l'augmentation de la quantité de matière organique dans le sol.

7.3.5 Stabilité biochimique des solvants chlorés

Tableau 7-7 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des solvants chlorés dans les eaux souterraines et dans les sols.

Mécanismes	Description
Transformation abiotique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les solvants chlorés sont susceptibles à la dégradation abiotique et plus particulièrement à l'hydrolyse. ▪ Ce processus est généralement lent.
Biotransformation et biodégradation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les solvants chlorés sont biodégradables (déchloration réductrice et oxydation destructive) et dans la plupart des cas la biodégradation est anaérobie. ▪ Le taux de dégradation dépend du degré de chloration et de saturation ainsi que des conditions du sol. ▪ En général, les solvants les moins chlorés sont facilement dégradables alors que les solvants les plus chlorés sont plus persistants. ▪ Les sous-produits de dégradations peuvent être plus toxiques que le contaminant source lorsque le processus de dégradation est incomplet. ▪ La Figure 7-1 illustre comment certains solvants chlorés peuvent être présents dans un panache de contaminants comme sous-produits de biodégradation en aval de la zone source de contamination.

7.4 Comportement anticipé des solvants chlorés dans les eaux souterraines

- Les solvants chlorés peuvent être à l'origine de panaches importants de contaminants dans les eaux souterraines, et ce malgré leur solubilité faible à moyenne (Tableau 7-8) ;
- Leur présence sous forme de liquide immiscible dense (DNAPL) en fait des sources de contaminants à long terme dans les eaux souterraines ;
- La biodégradation des solvants chlorés en des sous-produits entraîne un zonage des composés à partir de la zone source de contaminants (Figure 7-1). Les processus de biodégradation responsables de la déchloration en séquence des composés s'opèrent en conditions anaérobiques (dégradation du PCE et du TCE), mais aussi en conditions aérobiques (dichloroéthène et chlorure de vinyle) ;
- Les produits de dégradation des solvants chlorés peuvent être plus toxiques que les composés originaux.

Tableau 7-8 : Résumé de la mobilité relative des solvants chlorés dans les eaux souterraines.

Densité	Viscosité	Volatilité	Adsorption	Solubilité	Stabilité	Mobilité relative
> 1 (DNAPL)	Faible	Volatils	Moyenne à faible	Moyenne à faible	Généralement biodégradable dans les sols	MOYENNE À FAIBLE

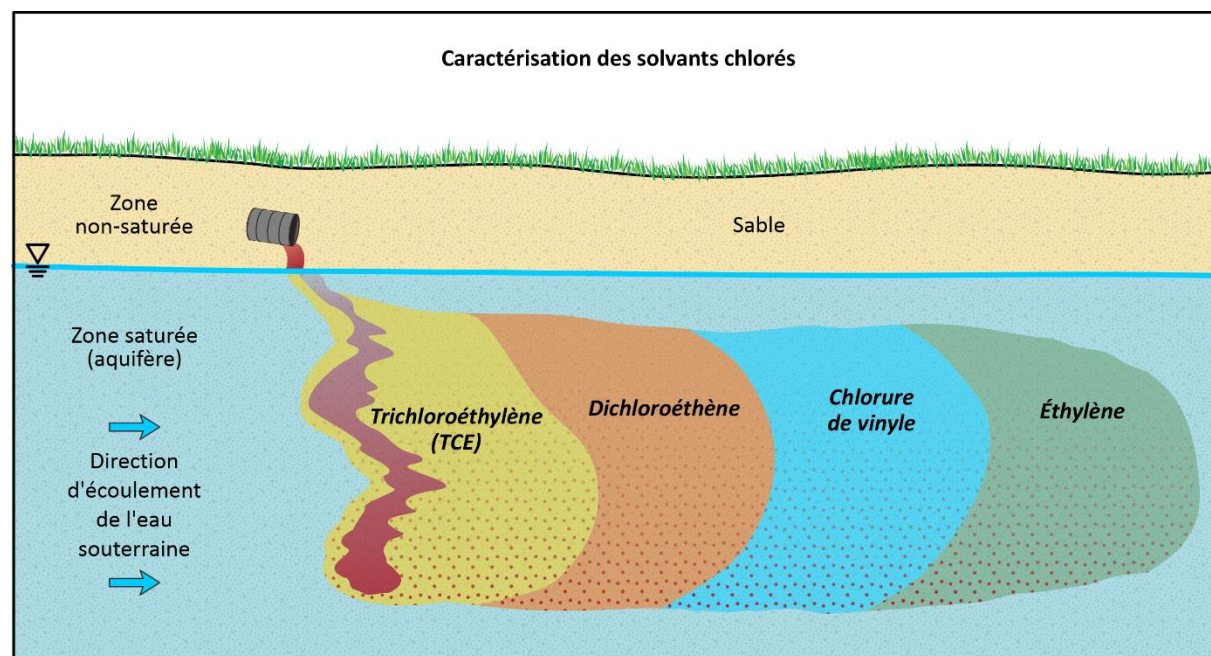


Figure 7-1 : Sous-produits de déchloration dans un panache issu d'une contamination en TCE.

7.5 Stratégies de caractérisation des solvants chlorés

La caractérisation de la présence de solvants chlorés sur un site contaminé doit suivre les recommandations du [Guide de caractérisation des terrains](#) du MELCC et du [Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales](#) notamment : le [cahier 3](#) (Échantillonnage des eaux souterraines) et le [cahier 5](#) (Échantillonnage des sols). Le Tableau 7-9 synthétise les éléments pertinents à prendre en considération lors de la caractérisation des solvants chlorés dans les eaux souterraines.

L'analyse des solvants chlorés (composés organiques volatils) s'effectue généralement par la méthode « purge and trap » couplée à un chromatographe en phase gazeuse et à un spectromètre de masse. Le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec a publié la méthode pour l'échantillonnage des composés organiques volatils dans les matières liquides et solides.

Tableau 7-9 : Considérations spécifiques à la caractérisation des solvants chlorés dans les eaux souterraines.

	Position des puits	Type d'échantillon	Paramètres à analyser	Précautions particulières
Zone source	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lentille de phase libre accumulée sur le plancher imperméable de l'aquifère et au-dessus des zones de plus faibles perméabilités. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sols lors des forages ; ▪ Phase libre dense. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Observations organoleptiques (visuelles et olfactives) des carottes de forage ; ▪ Évaluation visuelle améliorée (coloration Sudan IV, fluorescence) ▪ Autres méthodes : détecteurs de gaz, traceurs, ioniseurs à flammes, méthodes géophysiques, etc. ▪ Composés organiques volatils (M.A. 400 – COV 2.0) ; ▪ Autres composés organiques HAP, BPC (à adapter à l'origine de la contamination). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les forages dans la zone source peuvent entraîner une migration en profondeur des liquides immiscibles.
Aval hydraulique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Transect directement en aval hydraulique de la zone source (mesure du flux de masse) ▪ ▪ Transect(s) de quelques dizaines à centaines de mètres à quelques kilomètres de la zone source (évaluation de l'étendue du panache) ▪ Avant un récepteur sensible et/ou un périmètre de protection d'un puits d'alimentation. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eaux souterraines ; 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Composés organiques volatils (M.A. 400 – COV 2.0) ; ▪ Autres composés organiques HAP, BPC (à adapter à l'origine de la contamination) ; ▪ Oxygène dissous ; ▪ pH ; ▪ Potentiel d'oxydoréduction ; ▪ Paramètres indicateurs de la biodégradation des composés (↓ en oxygène dissous, nitrate et sulfates ; ↑ en Mn(II), Fe(II), méthane et alcalinité). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La méthode d'échantillonnage doit minimiser le dégazage pour limiter la perte de composés dans la phase gazeuse ; ▪ Un échantillonnage avec des échantillonneurs passifs in situ (membranes semi-perméables) permet de détecter de façon plus appropriée les solvants chlorés qui sont volatils ; ▪ Les échantillons doivent être pris dans des bouteilles en verre exempt d'air dans lesquels un agent de conservation (thiosulfate de sodium anhydre) est ajouté pour prévenir la biodégradation des composés.

Le Tableau 7-10 indique les lieux et les activités propices à la présence de solvants chlorés.

Tableau 7-10 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en solvants chlorés des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).

Établissements industriels / Activités	Co-contaminants potentiels
Atelier d'entretien de machine et de fabrication de métaux	Métaux, COV, TCE et produits de dégradation
Électroplacage	Métaux (notamment cadmium, chrome, cuivre, nickel, zinc), cyanure, TCE et produits de dégradation, TCA, variations du pH
Fabrication de matériel électronique et d'ordinateurs	Solvants, TCE, TCA et produits de dégradation, HCP, métaux
Installations de photographie	Métaux (notamment chrome, plomb et mercure), TCA
Parc à ferraille, récupération de ferraille	Métaux, MCA, solvants chlorés, BPC
Réparation et entretiens d'automobiles	Métaux, COV, CHP, HAP, acétone, TC, PCE et produits de dégradation, TCE et produits de dégradation, éthylène glycol, CFC, variation du pH
Sites de forage et d'exploration (pétrole)	CHP, HAP, métaux, solvants chlorés, etc.
Production et utilisation de pesticides	TC, cyanure, métaux, CCA, COV
Lieux de transformation, stockage et transport de pétrole (stations-service, parc de stockage, stations de transfert, pipelines, raffineries)	CHP, COV, métaux, HAP, solvants chlorés, MTBE, glycols

7.6 Étude de cas

Les liens suivants (Tableau 7-11) mènent vers des études de cas de contamination en solvants chlorés dans les eaux souterraines.

Tableau 7-11 : Études de cas de contamination en solvants chlorés dans les eaux souterraines.

Titre de l'étude	Hyperliens
Interprétation de la caractérisation du TCE dans l'eau souterraine à Shannon, Québec, Canada	http://espace.inrs.ca/id/eprint/1054/1/R000812r.pdf
Biodegradation of polychlorinated biphenyls and volatile chlorinated hydrocarbons in contaminated soils and groundwater in field condition	https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964830599000517

8 C₁₀-C₅₀ – HYDROCARBURES PÉTROLIERS

8.1 Introduction

Le terme hydrocarbures pétroliers englobe généralement le pétrole brut et les produits pétroliers raffinés comme le kérosène, les essences, les lubrifiants et les huiles à moteur. Les hydrocarbures pétroliers sont des composés organiques à base de carbone et d'hydrogène provenant de la distillation du pétrole. Leur structure peut être linéaire (paraffines), ramifiée (isoparaffines), cyclique (naphtalènes), aromatique ou oléfiniques (CEAEQ (2015)). On distingue également les composés saturés (liaison simple entre deux carbones ; alcanes), des composés insaturés (liaison double ou triple entre deux carbones ; alcènes et acétylènes) (Figure 8-1). Les produits pétroliers contiennent également une petite quantité de composés soufrés, oxygénés et azotés ainsi que des éléments métalliques en traces sous formes organométalliques ou de sels inorganiques. Cette fiche ne traite pas des composés aromatiques monocycliques ([BTEX](#)) et polycycliques ([HAP](#)) qui ont été traités individuellement en raison de leurs propriétés physicochimiques distinctes.

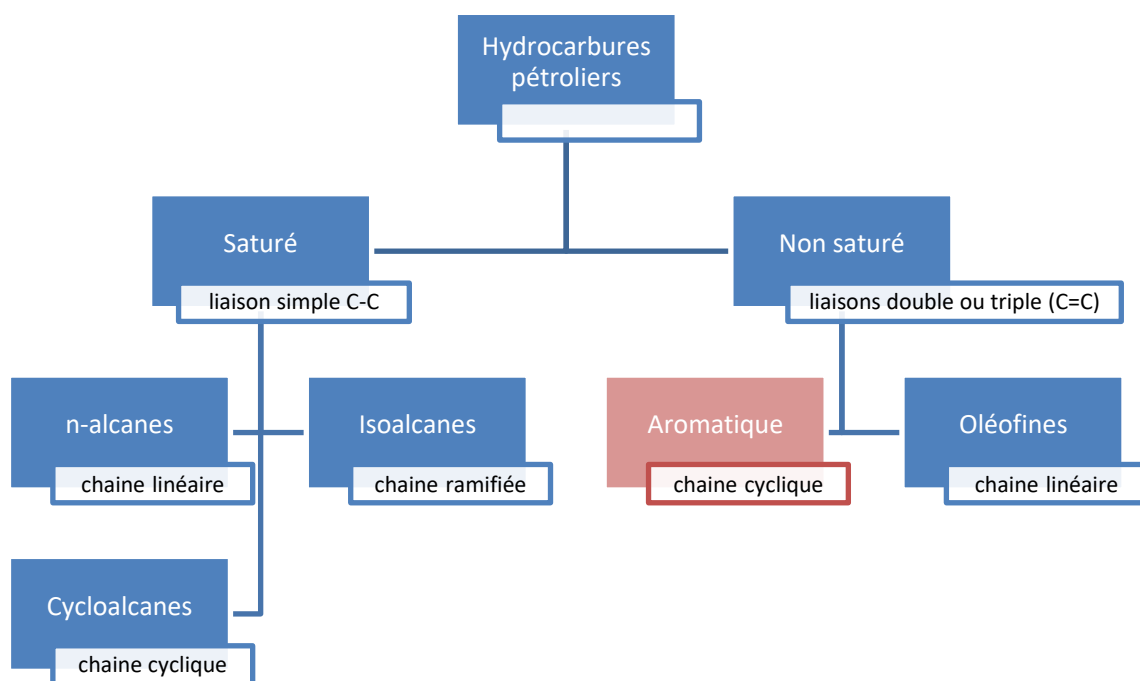


Figure 8-1 : Structure de base des principaux hydrocarbures pétroliers (modifié de CEAEQ (2015))

Les hydrocarbures pétroliers (Tableau 8-1) sont des mélanges complexes qui peuvent contenir des milliers de molécules différentes dans des proportions variables selon l'origine du produit, les processus de raffinage et les contrôles tertiaires comme les mélanges et les altérations (CEAEQ (2016)).

Tableau 8-1 : Principales fractions d'hydrocarbures pétroliers (modifié de BRGM (2001) et Weiner (2007)) et critères de qualité applicables dans les eaux souterraines listés à l'annexe 7 du Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (Beaulieu (2019)).

Nombre de carbones	Nom	Utilisation	Critère de qualité du MELCC	
			eaux de consommation (µg/L) (2019)	résurgence dans l'eau de surface (µg/L) (2019)
C ₇ -C ₁₂ ⁽¹⁾	Essence minérale	Solvants, carburants	-	2 800
C ₉ -C ₂₀ ^{(1), (2)}	Kérosène, Essence	Carburant, chauffage		
C ₁₂ -C ₂₀ ⁽²⁾	Huiles, Diesel	Lubrifiants et huiles minérales		
C ₁₄ -C ₂₆ ⁽²⁾	Essence lourde	Chauffage, production électrique, moteurs industriels		
C ₂₀ -C ₄₀ ⁽²⁾	Goudron paraffine et	Revêtements routiers et couverture d'étanchéité, bougie, papier ciré		
>C ₄₀	Résidu	Goudron, imperméabilisant, recouvrement de toiture (bardeaux d'asphalte)		

(1) Présence d'hydrocarbures aromatiques monocycliques (BTEX)

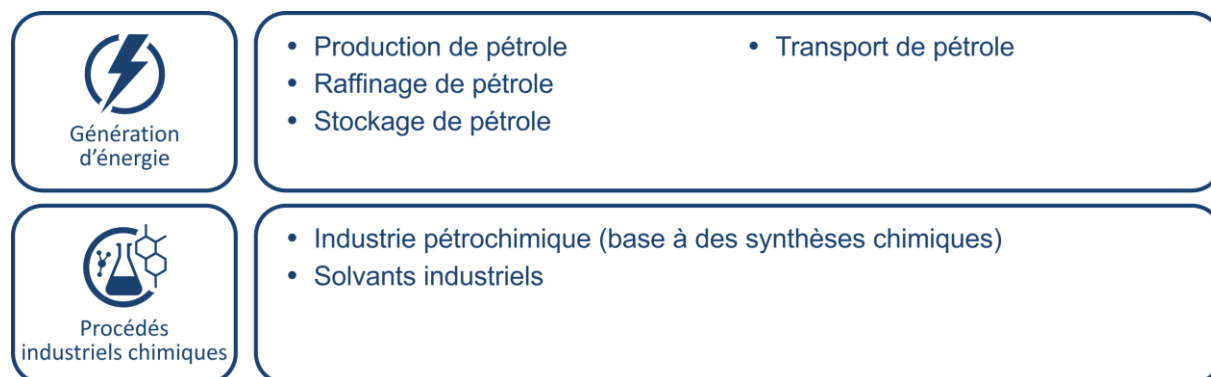
(2) Présence d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

8.2 Sources principales dans l'environnement

Les sources de contaminations en hydrocarbures dans les sols et les eaux souterraines sont principalement attribuables aux activités de production de pétrole, de raffinage, de stockage et de transport de produits pétroliers (Tableau 8-2). Les hydrocarbures pétroliers peuvent également être présents naturellement dans des sols riches en matières organiques d'origine non pétrolière¹².

¹² <https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/Fiche-4.pdf>

Tableau 8-2 : Principales sources de C₁₀-C₅₀ dans l'environnement (Gouvernement du Canada (1994)).



8.3 Mobilité des hydrocarbures pétroliers dans les eaux souterraines

La mobilité des composés dans les eaux souterraines pris individuellement ou en mélange dépend en partie des propriétés physicochimiques des hydrocarbures pétroliers. Les autres facteurs qui influencent la mobilité des contaminants sont associés à la nature de la source, au contexte hydrogéologique et aux conditions physicochimiques du milieu. Le Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group (TPHCW) a regroupé les hydrocarbures pétroliers en sous-fractions sur la base de leurs propriétés physicochimiques (Tableau 8-3 à Tableau 8-7) et de leur affinité similaire dans les systèmes air-eau-sols (Gustafson, Tell & Orem (1997)).

8.3.1 Écoulement en phase libre des C₁₀-C₅₀

Tableau 8-3 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement des C₁₀-C₅₀ dans les sols en phase libre (adaptés de Weiner (2007)).

Composé	Densité g/cm ³	Viscosité dynamique cP
Élevée	≥ 1 (DNAPL)	≥ 2
Moyenne		0.9 - 2
Faible	< 1 (LNAPL)	< 0.9
Essence	0,68	
Diésel		
Kérosène	0,83	2,2
Carburant d'avion (#5)		
Mazout (#2)	0,84	4,0
Mazout (#4)	0,90	23
Mazout (#5)	0,92	122

■ La densité des hydrocarbures augmente avec la longueur des chaînes carbonées.
 ■ En général, les hydrocarbures (C₁₀-C₂₆) ont une densité inférieure à 1 et s'accumulent en surface de la nappe phréatique, mais les pétroles bruts lourds (type bunker) peuvent s'accumuler au niveau du plancher imperméable de l'aquifère.
 ■ La viscosité des hydrocarbures augmente avec leur masse molaire (1 à 6 pour les C₁₂-C₂₆) (BRGM (2001)).

8.3.2 Capacité des C₁₀-C₅₀ à se volatiliser

Tableau 8-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des C₁₀-C₅₀ à se volatiliser (adaptés de Gustafson et al. (1997)).

Composé	Pression de vapeur (20 à 25°C)	Constante d'Henry (20 à 25°C)	Point d'ébullition	
	Pa	Pa.m ³ /mol	°C	
Élevée	≥ 133	≥ 500	< 80	<ul style="list-style-type: none"> Les hydrocarbures pétroliers sont peu volatils à semi-volatils en raison de leur point d'ébullition moyen à élevé et de leur pression de vapeur relativement faible. Les hydrocarbures pétroliers les plus légers sont les plus volatils (C₁₀ – C₁₂).
Moyenne		100 - 500	80 – 200	
Faible	< 133	< 100	≥ 200	
C10-C12 (aliphatique)	63,8	4,84E-02	200	
C12-C16 (aliphatique)	4,9	2,10E-01	260	
C16-C35 (aliphatique)	0,1	1,98	320	
C10-C12 (aromatique)	63,8	5,65E-05	200	
C12-C16 (aromatique)	4,9	2,14E-05	260	
C16-C21 (aromatique)	0,1	5,24E-06	320	
C21-C35 (aromatique)	0,0	2,70E-07	340	

8.3.3 Capacité des C₁₀-C₅₀ à se solubiliser

Tableau 8-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des C₁₀-C₅₀ à se solubiliser (adaptés de Gustafson et al. (1997)).

Composé	Solubilité aqueuse des composés purs (20 à 25°C)	
	mg/L	
Élevée	> 10 000	<ul style="list-style-type: none"> La solubilité aqueuse de tous les hydrocarbures pétroliers est faible. La solubilité des hydrocarbures pétroliers est inversement proportionnelle au nombre de carbones. Les hydrocarbures aromatiques sont légèrement plus solubles que les hydrocarbures aliphatiques ayant un nombre d'atomes de carbone équivalent. Les hydrocarbures pétroliers sont donc peu miscibles dans l'eau et tendent à former des phases distinctes lorsqu'ils atteignent la nappe phréatique.
Moyenne	150 - 10 000	
Faible	< 150	
C10-C12 (aromatique)	25	
C12-C16 (aromatique)	5,8	
C16-C21 (aromatique)	0,65	
C10-C12 (aliphatique)	0,034	
C21-C35 (aromatique)	0,0066	
C12-C16 (aliphatique)	0,00076	
C16-C35 (aliphatique)	0,000025	

8.3.4 Capacité des C₁₀-C₅₀ à s'adsorber dans les sols et affinité avec l'eau

Tableau 8-6 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des C₁₀-C₅₀ à s'adsorber dans les sols (adaptés de Gustafson et al. (1997)).

Composé	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Poids moléculaire	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les hydrocarbures pétroliers sont peu mobiles en raison de leur tendance à être adsorbés dans les sols. ▪ Les hydrocarbures aliphatiques s'adsorbent plus facilement dans les sols que les composés aromatiques. ▪ Les hydrocarbures les plus lourds sont peu solubles dans l'eau et ont davantage d'affinités pour le carbone organique des sédiments. Ils s'adsorbent donc plus facilement dans les sols.
	-	-	g/mol	
Élevée	≥ 4	≥ 4		
Moyenne	2-4	2-4		
Faible	< 2	< 2		
C16-C35 (aliphatique)		8,8	19	
C12-C16 (aliphatique)		6,7	14	
C10-C12 (aliphatique)		5,4	11	
C21-C35 (aromatique)		5,1	280	
C16-C21 (aromatique)		4,2	190	
C12-C16 (aromatique)		3,7	140	
C10-C12 (aromatique)		3,4	110	

8.3.5 Stabilité biochimique des C₁₀-C₅₀

Tableau 8-7 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des C₁₀-C₅₀ dans les eaux souterraines et dans les sols.

Mécanismes	Description
Transformation abiotique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les hydrocarbures aliphatiques sont généralement stables, c'est-à-dire que leur dégradation est lente. ▪ Les hydrocarbures linéaires ont tendance à se dégrader plus facilement que les hydrocarbures cycliques.
Biotransformation et biodégradation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les hydrocarbures aliphatiques C₉-C₂₀ sont facilement biodégradables en conditions aérobies (BRGM (2001)), mais leur dégradation en conditions anaérobies est lente (Weiner (2007)).

8.4 Comportement anticipé des hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ dans les eaux souterraines

- Les différentes classes d'hydrocarbures ont des comportements différents dans l'environnement (Tableau 8-8).

Tableau 8-8 : Résumé de la mobilité relative des hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ dans les eaux souterraines.

Densité	Viscosité	Volatilité	Adsorption	Solubilité	Stabilité	Mobilité relative
< 1 (LNAPL) Sauf pour les pétroles bruts lourds	↑ avec la masse molaire (nombre de carbone)	↓ avec la masse molaire	↑ avec la masse molaire	↓ avec la masse molaire	↑ avec la masse molaire	VARIABLE

- La solubilité, la volatilité et la biodégradabilité des composés diminuent généralement avec l'augmentation du nombre de carbones dans la molécule alors que l'adsorption dans les sols tend à augmenter.
- Les fractions plus légères sont légèrement plus mobiles que les fractions les plus lourdes dont la mobilité est très faible (Figure 8-2).
- Dans le cas d'un déversement de produits pétroliers :
 - (1) les composés les plus volatils s'échappent de la phase libre vers l'atmosphère (ce phénomène est très atténué si le déversement se fait sous la surface) ;
 - (2) les composés plus légers et plus solubles vont se dissoudre dans les eaux ; et (3) les composés les plus lourds peu volatils et peu solubles s'adsorbent à la surface des sols lors de la migration gravitationnelle de la phase libre dans la sous surface où ils forment des sources persistantes de contaminants.

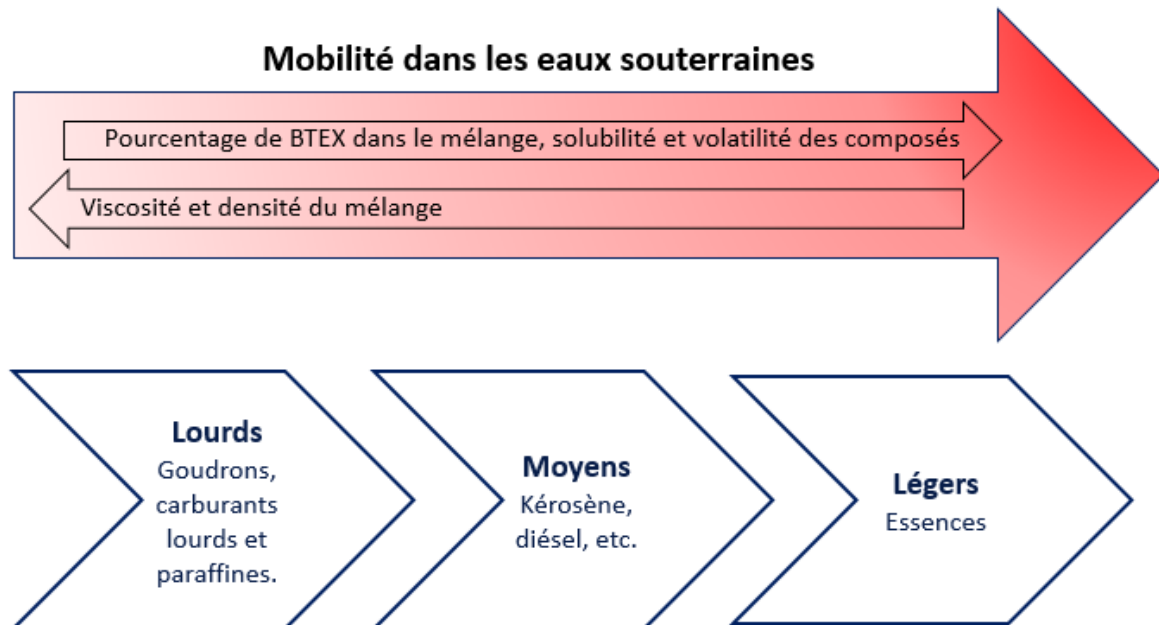


Figure 8-2 : Mobilité des hydrocarbures pétroliers dans les eaux souterraines

8.5 Stratégies de caractérisation des C₁₀-C₅₀

La caractérisation de la présence d'hydrocarbures pétroliers sur un site contaminé doit suivre les recommandations du [Guide de caractérisation des terrains](#) du MELCC et du [Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales](#) notamment : le [cahier 3](#) (Échantillonnage des eaux souterraines) et le [cahier 5](#) (Échantillonnage des sols).

L'analyse des hydrocarbures pétroliers (C₁₀-C₅₀) s'effectue généralement par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme (FID). La Figure 8-3 présente l'utilisation des hydrocarbures pétroliers en fonction de leurs différentes fractions ainsi que les méthodes d'analyses correspondantes.

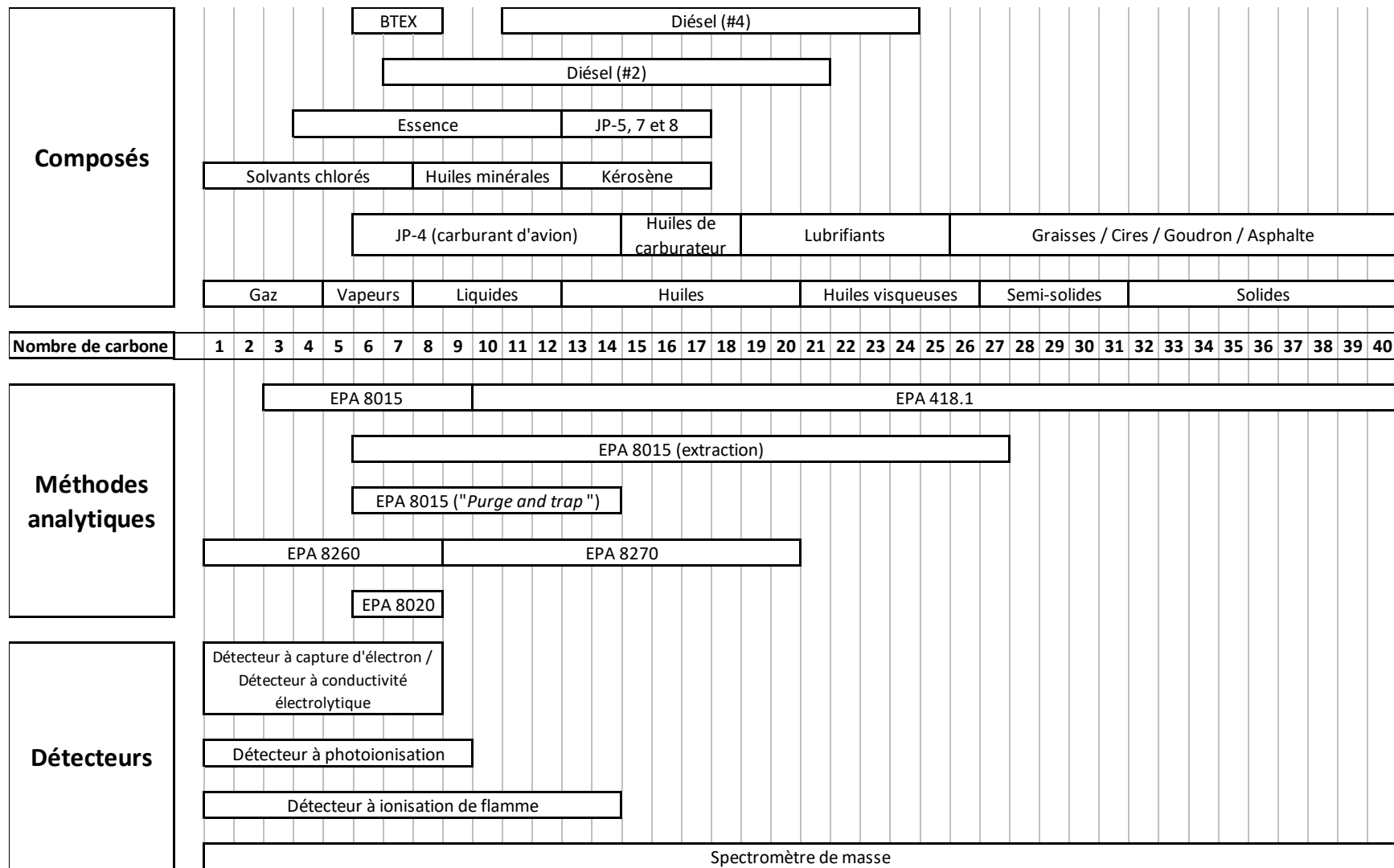


Figure 8-3 : Gammes d'hydrocarbures, usages et méthodes analytiques (traduit de Weiner (2007))

Le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec a publié la méthode [M.A. 400 – HYD 1.1](#) pour l'échantillonnage des hydrocarbures pétroliers (C₁₀ – C₅₀) dans les matières liquides aqueuses, les matières solides et les matières liquides organiques. Les produits pétroliers sont des mélanges complexes qui s'altèrent (dégradation, évaporation, etc.) à la suite de leur rejet dans l'environnement de sorte que les patrons d'analyse chromatographiques sont généralement très variables entre des hydrocarbures frais et des contaminations plus anciennes (Figure 8-4).

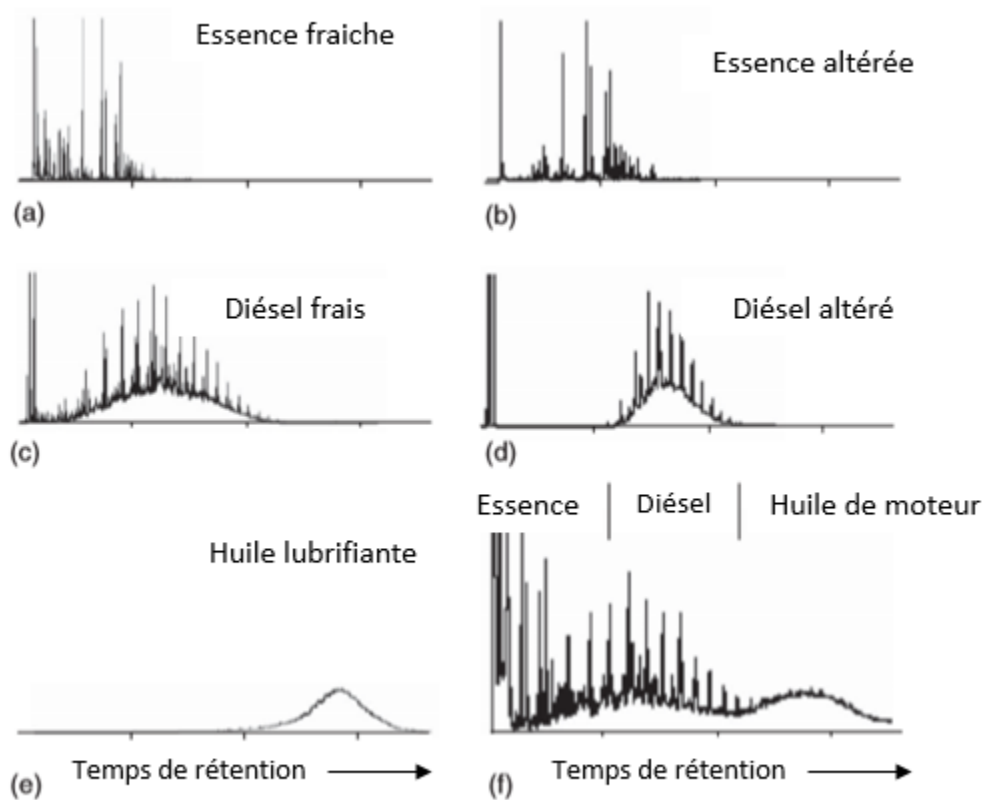


Figure 8-4 : Chromatogrammes illustrant les différentes signatures chromatographiques (chromatographie en phase gazeuse) pour différents hydrocarbures pétroliers frais et altérés. Les bosses des chromatogrammes correspondent à des mélanges de centaines d'hydrocarbures qui sont non distinguables par chromatographie (Traduit de Weiner (2007))

Le Tableau 8-9 indique les lieux et les activités propices à la présence d'hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀.

Tableau 8-9 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en hydrocarbures pétroliers des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).

Établissements industriels / Activités	Co-contaminants potentiels
Gares de triage, entretien des voies ferrées	BTEX, HAP, COV, BPC, phénols et métaux
Décharges	Métaux, BTEX, HAP, COV, phénols, cyanure, PBV, Dioxines et Furanes, pesticides, gaz
Équipement électrique/transformateurs	BPC, HCP (huiles minérales), possibilité d'HAP et métaux
Fabrication d'acier/Four à coke	Métaux, HAP, BTEX, Phénols
Fabrique d'encre	HCP, BTEX, métaux
Fabrique de plastique	BTEX, isocyanure, EDP
Fabrication de verre	Métaux (notamment arsenic, cobalt, thorium, uranium, zinc), matériel radioactif, HCP, BTEX, HAP
Recyclage de tonneaux et de barils	Cyanure, variation du pH, pesticides, BTEX, HAP, solvants
Réparation et entretiens d'automobiles	Métaux, COV, BTEX, HAP, acétone, TC, PCE et produits de dégradation, TCE et produits de dégradation, éthylène glycol, CFC, variation du pH
Traitement et préservation du bois	Chlorophénols, phénols, HAP, BTEX, métaux
Zone de formation de lutte contre les incendies	BTEX, HAP, COV, plomb, MTBE, PFOs, APFO
Sites de forage et d'exploration (pétrole)	BTEX, HAP, métaux, solvants chlorés, etc.
Piste d'atterrissage/aérogares	BTEX, HAP, éthylène glycol, COV, métaux
Lieux de retraitement, recyclage ou entreposage en vrac d'huiles usées	BTEX, COV, métaux
Lieux de transformation, stockage et transport de pétrole (stations-service, parc de stockage, stations de transfert, pipelines, raffineries)	BTEX, COV, métaux, HAP, solvants chlorés, MTBE, glycols

8.6 Étude de cas

Le lien suivant (Tableau 8-10) mène vers une étude de cas de contamination aux hydrocarbures pétroliers (C₁₀-C₅₀) dans les eaux souterraines.

Tableau 8-10 : Étude de cas de contamination aux C10-C50 dans les eaux souterraines.

Titre de l'étude	Hyperliens
Monitored natural attenuation of a long-term petroleum hydrocarbon contaminated sites: a case study	https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10532-012-9580-7.pdf

9 PHÉNOLS

9.1 Introduction

Les phénols sont des composés aromatiques hydroxylés (Figure 9-1) qui englobent les phénols et des substitués chlorés (les chlorophénols), nitrifiés (les nitrophénols), les crésols, les diméthylphénols ou les xylols (BRGM (2001)). Les phénols sont sur la liste des polluants prioritaires établis par l'USEPA ainsi que sur la liste de substances d'intérêts prioritaire du Gouvernement du Canada en raison de leur toxicité.

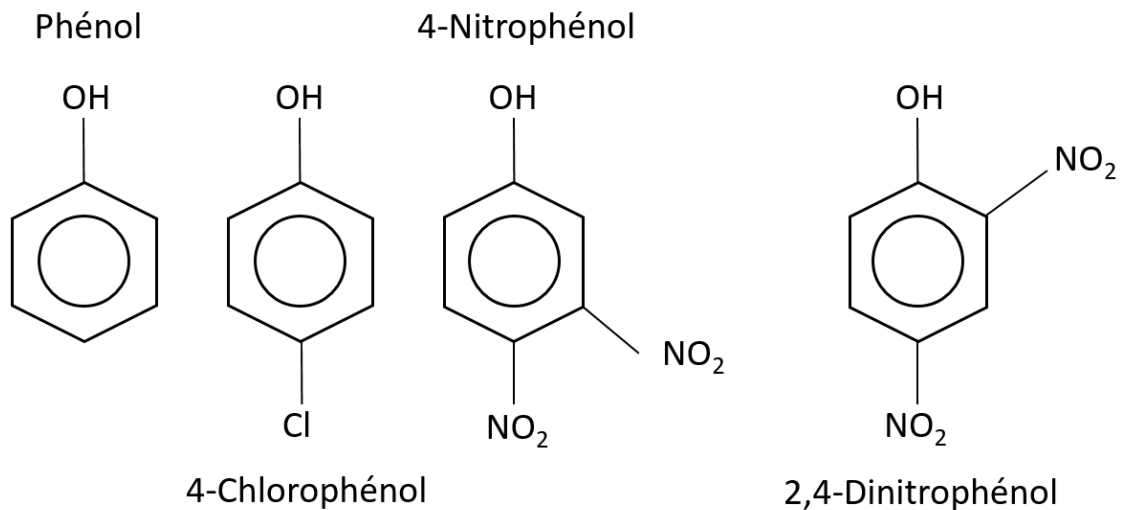


Figure 9-1 : Formules chimiques de certains composés phénoliques

Le Tableau 9-1 présente une liste non exhaustive des phénols les plus communs et pour lesquels des critères de qualité pour les eaux de consommation et pour la résurgence dans les eaux de surface sont publiés par le MELCC.

Tableau 9-1 : Liste des phénols chlorés et non chlorés de l'annexe 7 du [Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés](#) (Beaulieu (2019)).



Nom	Formule chimique	Numéro de CAS	Critère de qualité pour les eaux de consommation (µg/L) (en vigueur en 2019)	Critère de qualité pour la résurgence dans l'eau de surface (µg/L) (en vigueur 2019)
Non chloré				
2,4-Diméthylphénol	CH ₃ C ₆ H ₃ (CH ₃)OH	105-67-9	-	1300
2,4-Dinitrophénol	C ₆ H ₃ (NO ₂) ₂ OH	57-28-5	-	130
2-Méthyl-4,6-dinitrophénol	CH ₃ C ₆ H ₂ (NO ₂) ₂ OH	534-52-1	-	6,6
2-Méthylphénol (o-Crésol)	C ₆ H ₄ (CH ₃)OH	95-48-7	-	740
4-Méthylphénol (p-Crésol)	CH ₃ C ₆ H ₄ OH	106-44-5	-	230
4-Nitrophénol	C ₆ H ₄ (NO ₂)OH	100-02-7	60	940
Phénol	C ₆ H ₅ OH	108-95-2	2 000	3 400
Chloré				
2-Chlorophénol	C ₆ H ₄ (OH)Cl	95-57-8	40	100
3-Chlorophénol	C ₆ H ₄ ClOH	108-43-0	-	100
4-Chlorophénol	ClC ₆ H ₄ OH	106-48-9	-	100
2,3-Dichlorophénol	C ₆ H ₃ Cl ₂ OH	120-83-2	-	100
2,4-Dichlorophénol	C ₆ H ₃ Cl ₂ OH	87-65-0	700	92
2,5-Dichlorophénol	C ₆ H ₃ Cl ₂ OH	95-77-2	-	100
2,6-Dichlorophénol	C ₆ H ₃ Cl ₂ OH	87-86-5	-	100
3,4-Dichlorophénol	C ₆ H ₃ Cl ₂ OH	58-90-2	-	100
3,5-Dichlorophénol	C ₆ H ₃ Cl ₂ OH	935-95-5	-	100
Pentachlorophénol	C ₆ Cl ₅ OH	95-95-4	42 ¹³	8,7
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	C ₆ HCl ₄ OH	88-06-2	70	11
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	C ₆ HCl ₄ OH	95-57-8	-	8,5
2,4,5-Trichlorophénol	C ₆ H ₂ Cl ₃ OH	108-43-0	-	46
2,4,6-Trichlorophénol	C ₆ H ₂ Cl ₃ OH	106-48-9	5	39
Sommation des chlorophénols	C ₆ H ₄ (OH)Cl	120-83-2	-	100

¹³ Norme de qualité de l'eau potable établie à l'annexe 1 du [Règlement sur la qualité de l'eau potable \(chapitre Q-2, r.40\)](#).

9.2 Sources principales dans l'environnement

Les composés phénoliques sont présents naturellement dans l'environnement, ils sont par exemple responsables de la couleur des fleurs et des fruits (Anku, Mamo & Govender (2017)). Les sources naturelles de composés phénoliques dans les eaux souterraines incluent la décomposition de la matière organique (plantes et animaux), mais elles sont négligeables. Les phénols sont utilisés dans de nombreux procédés industriels (Tableau 7-2) dont la fabrication du papier, des plastiques, des colorants, des produits pharmaceutiques et agrochimiques (biocides, produits de préservation, colorants). On les retrouve également dans les effluents des raffineries ou cokeries. Les phénols sont également retrouvés comme sous-produit de dégradation des insecticides organophosphorés et des herbicides chlorophénoxyacides, des lignines, des tanins et des acides humiques. Le pentachlorophénol a également longtemps été utilisé pour le traitement du bois (BRGM (2001)).

Tableau 9-2 : Principales sources de phénols dans l'environnement.

 <p>Génération d'énergie</p>	<ul style="list-style-type: none">• Industrie pétrolière
 <p>Procédés industriels chimiques</p>	<ul style="list-style-type: none">• Industrie chimique• Industrie pharmaceutique• Fabricants de plastiques• Fabricants de pâtes et papiers

9.3 Mobilité des phénols dans les eaux souterraines

La mobilité des composés dans l'eau souterraine pris individuellement ou en mélange dépend en partie des propriétés physicochimiques des composés phénoliques (Tableau 9-3 à Tableau 9-7). Les autres facteurs qui influencent la mobilité des contaminants sont associés à la nature de la source, au contexte hydrogéologique et aux conditions physicochimiques du milieu.

9.3.1 Écoulement en phase libre des phénols

Tableau 9-3 : Propriétés physicochimiques affectant l'écoulement des phénols dans les sols en phase libre (adaptés de Mackay et al. (2006)).

Composé	Densité	Viscosité dynamique
	g/cm ³	cP
Faible	< 1 (LNAPL)	< 0,9
Moyenne		0,9 - 2
Élevée	≥ 1 (DNAPL)	≥ 2
Pentachlorophénol	1,978	
2,3,5,6-Tétrachlorophénol		
2,4-Dinitrophénol	1,684	
2,4,6-Trichlorophénol	1,675	
2,4,5-Trichlorophénol		
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	1,6	
4-Nitrophénol	1,479	
2,4-Dichlorophénol	1,383	
2,6-Dichlorophénol		
3,4-Dichlorophénol		
3-Chlorophénol	1,268	
4-Chlorophénol	1,2651	
2-Chlorophénol	1,26	
Phénol	1,0576	
2-méthylphénol (o-Crésol)	1,0273	
2,4-Diméthylphénol	1,02	
4-méthylphénol (p-Crésol)	1,0178	
2-Méthyl-4,6-dinitrophénol		

- Les phénols existent à l'état de solide à température ambiante bien qu'ils soient souvent vendus sous forme liquide dans le commerce (dans des solvants).
- Leur comportement dans l'environnement à l'état de phase libre est donc principalement lié aux propriétés (densité et viscosité) du mélange dans lequel ils sont contenus.

9.3.2 Capacité des phénols à se volatiliser

Tableau 9-4 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des phénols à se volatiliser (adaptés de Mackay et al. (2006)).

Composé	Pression de vapeur (20 à 25°C)	Constante d'Henry (20 à 25°C)	Point d'ébullition
	Pa	Pa.m ³ /mol	°C
Élevée	≥ 133	≥ 500	< 80
Moyenne		100 - 500	80 – 200
Faible	< 133	< 100	≥ 200
2-Chlorophénol	293	0,688	174,9
Phénol	45,7	0,0402	181,87
2-méthylphénol (o-Crésol)	37,7	0,239	191,04
3-Chlorophénol	33,4	0,2045	214
4-Chlorophénol	28	0,0952	220
4-méthylphénol (p-Crésol)	16,1	0,102	201,98
2,4-Dichlorophénol	15,4	0,292	210
2,6-Dichlorophénol	11,2	0,7376	220
3,4-Dichlorophénol			253
2,4-Diméthylphénol	10,28	0,154	210,98
2,4,6-Trichlorophénol	4,28	0,5687	246
2,4,5-Trichlorophénol	2,93	0,59	247
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	0,81	0,3548	150
Pentachlorophénol	0,1153	0,277	310
2-Méthyl-4,6-dinitrophénol	0,0111	4,05	312
2,4-Dinitrophénol	0,00552	8,88E-05	
4-Nitrophénol	0,0012	1,04E-05	279
2,3,5,6-Tétrachlorophénol			

▪ Les composés phénoliques sont peu volatils tels que l'indique leur point d'ébullition généralement supérieur à 200°C ainsi que leur faible pression de vapeur.

9.3.3 Capacité des phénols à se solubiliser

Tableau 9-5 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des phénols à se solubiliser (adaptés de Mackay et al. (2006)).

Composé	Solubilité aqueuse des composés purs (20 à 25°C)	
	mg/L	
Élevée	> 10 000	
Moyenne	150 - 10 000	
Faible	< 150	
Phénol	78000	
4-Chlorophénol	27000	
2-méthylphénol (o-Crésol)	26800	
4-méthylphénol (p-Crésol)	22000	
3-Chlorophénol	22000	
2-Chlorophénol	20000	
4-Nitrophénol	16000	
3,4-Dichlorophénol	9256	
2,4-Diméthylphénol	8200	
2,4-Dinitrophénol	5000	
2,4-Dichlorophénol	4980	
2,6-Dichlorophénol	2625	
2,4,5-Trichlorophénol	649	
2,4,6-Trichlorophénol	503	
2-Méthyl-4,6-dinitrophénol	258	
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	180	
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	100	
Pentachlorophénol	18,4	

■ Les phénols sont généralement très solubles (10 à 100 g/L) à moyennement soluble.
 ■ Seuls le pentachlorophénol et le tétrachlorophénol sont peu solubles.

9.3.4 Capacité des phénols à s'adsorber dans les sols et affinité avec l'eau

Tableau 9-6 : Propriétés physicochimiques affectant la capacité des phénols à s'adsorber dans les sols (adaptés de Mackay et al. (2006)).

Composé	Log K _{ow}	Log K _{oc}	Poids moléculaire	
	-	-	g/mol	
Élevée	≥ 4	≥ 4		
Moyenne	2-4	2-4		
Faible	< 2	< 2		
Pentachlorophénol	5,12	2,88	266,336	
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	4,45	3,35	231,891	
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	3,88		231,891	
2,4,5-Trichlorophénol	3,72	3,34	197,446	
2,4,6-Trichlorophénol	3,69	3,02	197,446	
3,4-Dichlorophénol	3,33	3,09	163,001	
2,4-Dichlorophénol	3,06	2,76	163,001	
2,6-Dichlorophénol	2,75		163,001	
3-Chlorophénol	2,5	2,54	128,556	
4-Chlorophénol	2,39	2,377	128,556	
2,4-Diméthylphénol	2,3	2,63	122,164	
2-Chlorophénol	2,15	2,6	128,556	
2-Méthyl-4,6-dinitrophénol	2,12	2,41	198,133	
2-méthylphénol (o-Crésol)	1,95	1,76	108,138	
4-méthylphénol (p-Crésol)	1,94	2,15	108,138	
4-Nitrophénol	1,91	2,49	113,6	
2,4-Dinitrophénol	1,67	2,14	184,106	
Phénol	1,46	1,43	94,111	

- Les composés phénoliques sont moyennement à fortement adsorbés dans les sols.
- Ils sont plus polaires que les autres composés aromatiques.
- Les phénols chlorés ont une plus forte affinité avec les lipides qu'avec l'eau. Ils ont donc tendance être plus adsorbés dans les sols que les phénols non chlorés.

9.3.5 Stabilité biochimique des phénols

Tableau 9-7 : Mécanismes de dégradation affectant la stabilité des phénols dans les eaux souterraines et dans les sols.

Mécanismes	Description
Transformation abiotique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les phénols sont dégradés par oxydation et photodégradation (Chowdhury, Nag & Ray (2017) ; ▪ Certains composés phénoliques s'associent avec les cations métalliques de l'eau ce qui augmente leur solubilité aqueuse (Chowdhury, Nag & Ray (2017)).
Biotransformation et biodégradation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La biodégradation des phénols a été documentée (Thornton et al. (2001)) en conditions aérobies et anaérobies (notamment en milieu réducteur en présence de nitrate, de fer, de sulfates et de matières organiques) ; ▪ La biodégradation des phénols est plus rapide en conditions aérobies (temps de demi-vie de plusieurs jours) qu'en conditions anaérobies (temps de demi-vie de plusieurs semaines) ; ▪ La biodégradation des composés les plus légers est plus rapide et les phénols naturels se dégradent plus facilement.

9.4 Comportement anticipé des phénols dans l'eau souterraine

- Lorsque présents dans le sol, les composés phénoliques se volatilisent lentement et se dissolvent rapidement pour former des panaches de grande amplitude.
- Ils sont extrêmement mobiles dans les eaux souterraines en raison de leur forte solubilité et de leur capacité d'adsorption modérée (Tableau 9-8).

Tableau 9-8 : Résumé de la mobilité relative des phénols dans les eaux souterraines.

Densité	Viscosité	Volatilité	Adsorption	Solubilité	Mobilité relative
État solide	État solide	Volatils	Moyenne à forte	Forte	FORTE

9.5 Stratégies de caractérisation des phénols

La caractérisation de la présence de phénols sur un site contaminé doit suivre les recommandations du [Guide de caractérisation des terrains](#) du MELCC et du [Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales](#) notamment : le [cahier 3](#) (Échantillonnage des eaux souterraines) et le [cahier 5](#) (Échantillonnage des sols). Le Tableau 9-9 synthétise les éléments pertinents à prendre en considérations lors de la caractérisation des phénols dans les eaux souterraines.

Tableau 9-9 : Considérations spécifiques à la caractérisation des phénols dans les eaux souterraines.

	Position des puits	Type d'échantillon	Paramètres à analyser	Précautions particulières
Zone source	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Lentille de phase libre accumulée sur le plancher imperméable de l'aquifère et au-dessus des zones de plus faibles perméabilités. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sols lors des forages ; ▪ Phase libre dense 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Observations organoleptiques (visuelles et olfactives) des carottes de forage ; ▪ Évaluation visuelle améliorée (coloration, fluorescence) ▪ Autres méthodes : détecteurs de gaz, traceurs, ioniseurs à flammes, méthodes géophysiques, etc. ▪ Composés phénoliques (M.A. 400 – Phé 1.0) ; ▪ Autres composés organiques HAP, BPC (à adapter à l'origine de la contamination). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les forages dans la zone source peuvent entraîner une migration en profondeur des liquides immiscibles.
Aval hydraulique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Transect directement en aval hydraulique de la zone source (mesure du flux de masse) ▪ ▪ Transect(s) à quelques dizaines à centaines de mètres de la zone source (évaluation de l'étendue du panache) ▪ Avant un récepteur sensible et/ou un périmètre de protection d'un puits d'alimentation. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eaux souterraines. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Composés phénoliques (M.A. 400 – Phé 1.0) ; ▪ Autres composés organiques COV, solvants chlorés, etc. ; ▪ Oxygène dissous et nitrate (indiquant la biodégradation des composés phénoliques) ; ▪ pH ; ▪ Potentiel d'oxydoréduction. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La méthode d'échantillonnage doit minimiser le dégazage pour limiter la perte de composés dans la phase gazeuse ; ▪ Un échantillonnage avec des échantillonneurs passifs in situ (membranes semi-perméables) permet de détecter de façon plus appropriée les composés phénoliques qui sont volatils ; ▪ Les échantillons doivent être pris dans des bouteilles en verre exempt d'air dans lesquels un agent de conservation (thiosulfate de sodium anhydre) est ajouté pour prévenir la biodégradation des composés.

Le Tableau 9-10 indique les lieux et les activités propices à la présence de phénols dans l'environnement.

Tableau 9-10 : Établissements industriels et activités couramment associés à des contaminations en phénols des sols et co-contaminants potentiels (CCME (2016)).

Établissements industriels / Activités	Co-contaminants potentiels
Gares de triage, entretien des voies ferrées	BTEX, HAP, COV, BPC, CPH et métaux
Décharges	Métaux, CPH BTEX, HAP, COV, cyanure, PBV, Dioxines et Furanes, pesticides, gaz
Fabrication d'acier/Four à coke	Métaux, HAP, BTEX, CPH
Fabrique de pâtes et papier	Métaux (notamment bore, cadmium, chrome, mercure, plomb, zinc, argent, titane), COV, dioxines/furanes, BPC, variations du pH, cyanure
Quai et embarcadères	Chlorophénols, HAP, CHP, TBT
Site de matériel militaire	Métaux, phénols nitrosubstitués et benzènes, explosifs et munitions non explosées (UXO)
Traitement et préservation du bois	Chlorophénols, HAP, BTEX, métaux
Tanneries	Métaux, benzène, cyanure, COV, formaldéhyde, variations du pH, tanins et lignines
Usines de gazéification du charbon/sites de goudron de houille	HAP, BTEX, cyanure, ammoniacque, métaux (notamment de l'aluminium, du chrome, du fer, du plomb, du nickel), variations du pH

9.6 Étude de cas

Le lien suivant (Tableau 9-11) mène vers une étude de cas de contamination aux composés phénoliques dans les eaux souterraines.

Tableau 9-11 : Étude de cas de contamination en composés phénoliques dans les eaux souterraines.

Titre de l'étude	Hyperliens
Processes controlling the distribution and natural attenuation of dissolved phenolic compounds in a deep sandstone aquifer	https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0169772201001681?token=9A60B9389554B05B92AADB29FC3DA7193C625E349B79AF4E7506C7210350F3B146E130BA3E5B4D62AFB3DA2F2FFB0AE

10 CONCLUSIONS

L'INRS a été mandaté par le MELCC pour préparer un document synthèse sur la mobilité dans l'eau souterraine de certains contaminants d'intérêt. Les contaminants visés par le présent document englobent des substances chimiques organiques et inorganiques dont les familles de contaminants ainsi que les composés étudiés de ces familles ont été sélectionnés sur la base de leur fréquence d'occurrence sur les sites contaminés, l'existence de critères de références pour leur concentration dans les eaux souterraines dans les guides de référence du MELCC et la capacité des laboratoires à analyser ces composés.

Le Tableau 10-1 présente en guise de synthèse la mobilité relative des différentes classes de contaminants organiques dans l'eau souterraine. La mobilité dépend de plusieurs propriétés physicochimiques dont la densité, la viscosité, la volatilité, l'adsorption, la solubilité aqueuse et la stabilité en lien avec leur potentiel de biodégradation. Ainsi de façon générale leur mobilité relative serait par ordre décroissant selon la séquence suivante : Phénols > Solvants chlorés > BTEX et styrène > C₁₀-C₅₀ > HAP > D&F = BPC. À l'intérieur d'une classe de contaminants telle que pour les HAP ou les C₁₀-C₅₀ les molécules moins lourdes (i.e. contenant moins d'atomes de carbone) sont relativement plus mobiles que les plus lourdes.

En conséquence, les panaches d'eau souterraine contaminée qui se développent dans les aquifères ont des dimensions variables qui dépendent de cette mobilité des contaminants. La Figure 10-1 présente une compilation de longueurs de panaches mesurés en Europe pour différents contaminants en phase dissoute. Les longueurs moyennes de tous les panaches étudiés sont présentées, de même que les longueurs maximales qui ont été observées pour au moins 75 % des cas (i.e., dans 75 % des cas, le panache a atteint au moins cette longueur). Cette illustration indique que la mobilité des contaminants présents en phase dissoute dans un panache n'est qu'une des composantes qui déterminent la longueur d'un panache, et que celle-ci doit être considérée conjointement avec les propriétés hydrogéologiques et les conditions géochimiques et biologiques spécifiques à chacun des sites.

Tableau 10-1 : Identification des propriétés physicochimiques et de la mobilité relative des différents composés organiques étudiés (adapté de BRGM (2001)).

	Densité	Viscosité	Volatilité	Adsorption	Solubilité	Stabilité	Mobilité relative
BTEX et styrène	< 1 (LNAPL)	Faible (<0.9)	Volatils	Moyenne	Faible à Moyenne	Facilement biodégradable en conditions aérobies	Faible à moyenne
HAP	> 1 (DNAPL)		Semi-volatils	Forte	Faible à très faible	Généralement biodégradable dans les sols	Faible
BPC	> 1 (DNAPL)	Moyenne élevée	Semi-volatils	Moyenne élevée	Faible à très faible	Très stable	Faible
D&F	> 1 (DNAPL)		Faible	Forte	Faible	Très stable	Faible
Solvants Chlorés	> 1 (DNAPL)	Faible	Volatils	Moyenne faible	Moyenne faible	Généralement biodégradable dans les sols	Moyenne faible
C ₁₀ -C ₅₀	< 1 (LNAPL) Sauf pour les pétroles bruts lourds	↑ avec la masse molaire (nombre de carbone)	↓ avec la masse molaire	↑ avec la masse molaire	↓ avec la masse molaire	↑ avec la masse molaire	Variable
Phénols	État solide	État solide	Volatils	Moyenne forte	Forte	↑ avec la masse molaire	Forte

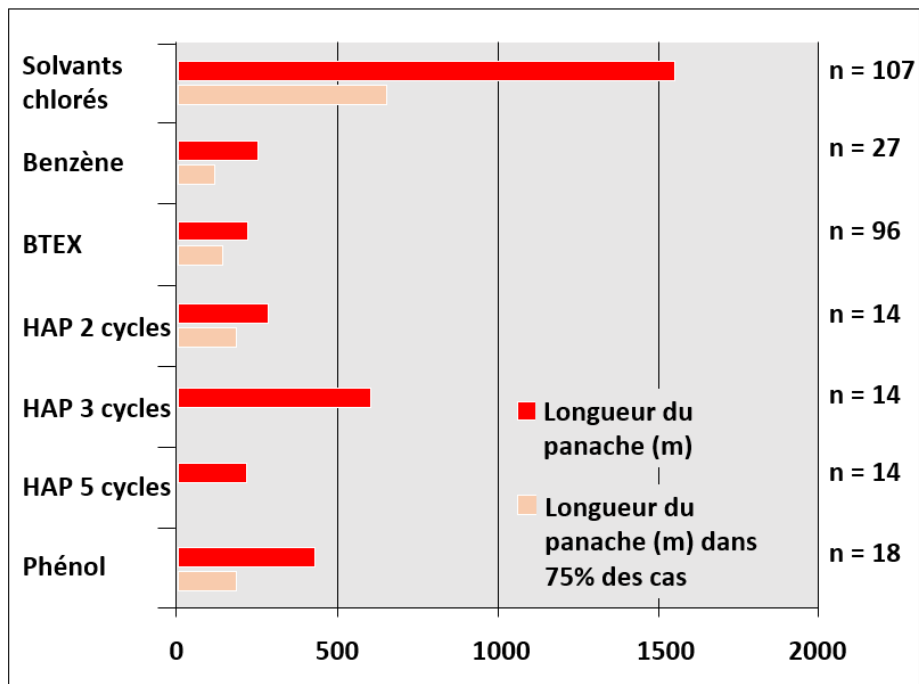


Figure 10-1 : Longueurs moyennes constatées de panaches (en mètre) en Europe (rouge) et longueurs maximums des panaches dans 75 % des cas (orangé) en fonction du type de contaminants : n = nombre de sites étudiés (tiré de BRGM, 2001)

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Anku, W. W., Mamo, M. A., & Govender, P. P. (2017). *Phenolic compounds in water: sources, reactivity, toxicity and treatment methods*. Phenolic compounds-natural sources, importance and applications, 420-443.
- Beaulieu, M. (2019). *Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*. Gouvernement du Québec.
- BRGM. (2001). *Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes - Applications dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau*. Février 2001. BRGM/RP-50662-FR.
- Canada, G. d. (1990). *Loi Canadienne sur la protection de l'environnement - Dibenzodioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés - LSIP1*. No de catalogue : MAS En40-215/1F.
- Canada, G. d. (1994). *Loi Canadienne sur la protection de l'environnement - Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation - Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques*. No de catalogue : En40-215/42F.
- Canada, G. d. (2013). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique — Nitrate et nitrite*. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air. Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario).
- Canada, G. d. (2020). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique - Baryum*. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air. Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario).
- Canada, G. d. (2020). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique - Cadmium*. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air. Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario).
- Carle, G. (2010). *Lignes directrices de contrôle de la qualité pour les dioxines et furanes dans des échantillons de sols*. (Maîtrise). École de Technologie Supérieure, Université du Québec.
- CCME (2012). *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: nitrate ion*.
- CCME (2016). *Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine*.
- CEAEQ (2014). *Détermination des biphenyles polychlorés : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse ou à un détecteur à capture d'électrons - méthode par congénère et groupe homologue*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- CEAEQ (2015). *Hydrocarbures pétroliers : caractéristiques, devenir et criminalistique environnementale - Études GEN222 et GENV23, Évaluation environnementale stratégique globale sur les hydrocarbures*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- CEAEQ (2016). *Détermination des hydrocarbures pétroliers (C10 à C50) : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme*. (MA. 400 - HYD. 1.1). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- Chowdhury, P., Nag, S., & Ray, A. K. (2017). *Degradation of phenolic compounds through UV and visible-light-driven photocatalysis: technical and economic aspects*. Phenolic Compounds-Natural Sources, Importances, and Applications, 395-417.
- Cohen, R., & Mercer, J. (1993). *DNAPL Site Evaluation*, US EPA.
- CPCB. (2004). *Dioxin (PCDDs) and Furan (PCDFs) - Critical Persistent Organic Pollutants (POPs)*.
- Deverel, S. J., & Fujii, R. (1990). *Chemistry of trace elements in soils and ground water*. Agricultural Salinity Assessment and Management. American Society of Civil Engineers, New York, 64-90.

- Earl, N., Cartwright, C.D., Horrocks, S.J., Worboys, M., Swift, S., Kirton, J.A., Askan, A.U., Kelleher, H. et Nacarrow, D.J. (2003). *Review of the Fate and Transport of Selected Contaminants in the Soil Environment*. Environment Agency, Bristol.
- Ford, R., Wilkin, R., & Puls, R. (2007). *Monitored natural attenuation of inorganic contaminants in ground water volume 1—technical basis for assessment*. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Gustafson, J. B., Tell, J. G., & Orem, D. (1997). Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series.
- IBGE (2011). *Dioxines et Furanes*.
- INERIS (2005). *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques - Guide méthodologiques, Acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines*.
- INSERM (2000). *Dioxines et environnement*.
- Kueper, B. H., Wealthall, G. P., Smith, J. W. N., Leharne, S. A., & Lerner, D. N. (2003). *An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface*. United Kingdom Environmental Agency.
- Langmuir, D. (2004). *Issue paper on the environmental chemistry of metals*: US Environmental Protection Agency.
- Lawrence, S. J. (2006). *Description, Properties, and Degradation of Selected Volatile Organic Compounds Detected in Ground Water--A Review of Selected Literature (2331-1258)*.
- Mackay, D., Shiu, W.-Y., & Lee, S. C. (2006). *Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*: CRC press.
- McLean, J. E. (1992). *Behavior of metals in soils*: Technology Innovation Office, Office of Solid Waste and Emergency Response.
- MELCC (2020). *Guide de présentation des travaux de modélisation hydrogéologique*. [En ligne], <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/souterraines/Guide-modelisation-hydrogeologique.pdf>
- Newell, C., & Connor, J. (1998). *Characteristics of dissolved petroleum hydrocarbon plumes, results from four studies*. Rapport technique, American Petroleum Institute, Washington DC.
- Ritter, L., Solomon, K., Forget, J., Stemeroff, M., & O'Leary, C. (1998). *Les polluants organiques persistants-Rapport d'évaluation: DDT-aldrine-dieldrine-endrine-chlordane, Heptachlore-hexachlorobenzène, Mirex-toxaphène, Biphényles polychlorés, Dioxines et furanes*. Programme des Nations Unies.
- Smallwood, I. M. (1996). *Handbook of Organic Solvent Properties*.
- Srogi, K. (2008). *Levels and congener distributions of PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs in environmental and human samples: a review*. Environ Chem Lett, 6, 1-28.
- Thornton, S. F., Quigley, S., Spence, M. J., Banwart, S. A., Bottrell, S., & Lerner, D. N. (2001). *Processes controlling the distribution and natural attenuation of dissolved phenolic compounds in a deep sandstone aquifer*. Journal of Contaminant Hydrology, 53(3-4), 233-267.
- Truex, M., Brady, P., Newell, C., Denham, M., & Vangelas, K. (2011). *The Scenarios Approach to Attenuation-Based Remedies for Inorganic and Radionuclide Contaminants*. AGUFM, 2010, B53A-05.
- Weiner, E. R. (2007). *Applications of environmental aquatic chemistry: a practical guide*: CRC press.