

LA PROBLÉMATIQUE DU 1,4-DIOXANE ASSOCIÉ AUX SOLVANTS CHLORÉS
DANS LE TRAITEMENT DE L'EAU SOUTERRAINE

Par

Hélène Houde

Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de
l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.)

Dirigé par Martin Duquette

CENTRE UNIVERSITAIRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, juillet 2012

SOMMAIRE

Mots-clés : 1,4-dioxane, solvants chlorés, eau souterraine, panache, contamination.

Le 1,4-dioxane est un contaminant émergeant soulevant l'intérêt depuis peu au Québec. Il s'agit d'un produit chimique qui a été ajouté à certains solvants chlorés, dans la seconde partie du XX^e siècle, afin de les rendre plus stables. À cette époque, il était courant de disposer des solvants chlorés usés, directement sur le sol ou dans des sites d'enfouissement. Cette pratique a créé des panaches de contamination dans l'eau souterraine, formés de solvants chlorés accompagnés de 1,4-dioxane.

L'objectif principal de cet essai consiste à proposer une démarche permettant une gestion de ces panaches, au Québec, selon les principes du développement durable. Afin d'atteindre cet objectif, une revue de littérature brosse le portrait de trois sujets : le 1,4-dioxane et les solvants chlorés; les normes, critères et lignes directrices à l'égard du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine avec les méthodes analytiques qui leur sont associées; et les technologies de décontamination capables de traiter le 1,4-dioxane dans l'eau souterraine.

Le premier portrait met en lumière un lien particulier entre le 1,1,1-trichlororéthane et le 1,4-dioxane alors que le second permet de recommander des critères pour le 1,4-dioxane à 0,35 µg/l pour l'eau souterraine utilisée à des fins de consommation et à 28 000 µg/l, pour la résurgence dans les eaux de surface et l'infiltration dans les égouts. Les résultats du troisième portrait sont ensuite intégrés à une démarche visant à guider le choix de la meilleure méthode de traitement, à l'aide de critères provenant des trois sphères du développement durable. Des recommandations sont également émises concernant l'utilisation de cet outil.

L'ensemble de ces recommandations qui ne constituent qu'un point de départ, devra être maintenu à jour au fur et à mesure où les cas seront découverts et que les informations pertinentes seront connues, levant peu à peu, le voile sur cette problématique au Québec.

REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord remercier mon directeur d'essai, Monsieur Martin Duquette. Il a été une présence constante et bienveillante dans la tempête qu'a été ma vie au cours de la dernière année. Tel un phare dans la nuit, il a su me guider vers l'achèvement de ce projet, peu importe les remous qui m'ont secouée. J'aimerais le remercier pour sa patience, ses conseils et la grande disponibilité dont il a fait preuve.

J'aimerais également remercier les membres de ma famille. Mon mari, Yves Desfossés, ma mère, Lorraine et mon frère, André qui m'ont tous supportée dès l'instant où j'ai mentionné ce programme de maîtrise et qui ont continué à m'encourager, chacun à leur manière, jusqu'à la fin de la rédaction de cet essai. Merci de m'avoir fait passer en premier, afin de me permettre d'atteindre cet objectif, malgré le tumulte qui secouait également vos vies respectives.

Un remerciement particulier à Yves, ainsi qu'à Paulette Taillefer, qui m'ont tous deux offert gracieusement leurs services pour la relecture du document et qui ont consacré de longues heures à corriger la syntaxe et l'orthographe.

L'achèvement de cet essai conclut un retour aux études rendu possible grâce à la générosité de mon unique commanditaire : Yves B. Desfossés. Merci d'avoir cru en moi!

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 MISE EN CONTEXTE	4
1.1 Historique de l'association 1,4-dioxane/solvants chlorés	4
1.1.1 1,4-Dioxane	5
1.1.2 1,1,1-Trichloroéthane (TCA).....	7
1.1.3 Dichlorométhane (DCM).....	8
1.1.4 Tétrachloroéthylène (PCE).....	8
1.1.5 Trichloroéthylène (TCE)	9
1.1.6 Tétrachlorure de carbone	10
1.2 Propriétés physiques	10
1.2.1 Point d'ébullition et tension de vapeur	10
1.2.2 Constante de Henry	12
1.2.3 Solubilité dans l'eau et densité.....	12
1.2.4 Coefficient d'adsorption sur le carbone organique (K_{co}).....	13
1.2.5 Coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}).....	14
1.3 Présence et comportement dans l'eau souterraine	15
1.3.1 Facteurs de concentration avant le rejet	15
1.3.2 Comportement dans l'eau souterraine	16

1.4	Recherche de panaches au Québec	18
2	CRITÈRES ET MÉTHODES ANALYTIQUES ASSOCIÉES	21
2.1	Effets sur la santé humaine	21
2.2	Effets sur la vie aquatique.....	23
2.3	Normes, critères, et lignes directrices pour l'eau souterraine	23
2.3.1	Normes, critères et lignes directrices au Canada.....	24
2.3.2	Normes, critères et lignes directrices aux États-Unis	27
2.3.3	Normes, critères et lignes directrices dans le reste du monde	30
2.4	Méthodes analytiques	31
2.5	Critères et méthodes analytiques adaptés au contexte québécois	33
2.5.1	Proposition de critères pour le Québec.....	33
2.5.2	Disponibilité des analyses au Québec	34
3	TECHNOLOGIES DE DÉCONTAMINATION	36
3.1	Traitements traditionnels pour solvants chlorés	36
3.2	Principes d'oxydation avancée.....	37
3.2.1	Procédés d'oxydation avancée à l'aide du $\bullet\text{OH}$	38
3.2.2	Procédés d'oxydation avancés à l'aide du $\bullet\text{SO}_4^-$	39
3.3	Procédés biologiques	40
3.4	Description des technologies de décontamination.....	41

3.4.1	Réactif de Fenton ($H_2O_2 + Fe^{2+}$).....	41
3.4.2	Ozone et peroxyde d'hydrogène ($O_3 + H_2O_2$).....	44
3.4.3	Rayonnement ultra-violet (UV).....	46
3.4.4	Ultrasons.....	52
3.4.5	Persulfate de sodium (NaS_2O_8)	54
3.4.6	Phytovolatilisation.....	55
3.4.7	Micro-organismes capables d'utiliser uniquement le 1,4-dioxane	56
3.4.8	Micro-organismes capables de cométaboliser le 1,4-dioxane	57
3.5	<i>In situ versus ex situ</i>	58
3.5.1	<i>In situ</i>	58
3.5.2	<i>Ex situ</i>	60
3.6	Synthèse de technologies retenues.....	60
3.7	Particularités d'application au Québec	64
4	CHOIX D'UNE TECHNOLOGIE.....	65
4.1	Cueillette préliminaire d'informations	65
4.1.1	Informations sur le panache et sa matrice	66
4.1.2	Informations sur la géologie du site	67
4.1.3	Informations sur l'utilisation du site	68
4.1.4	Informations sur les environs du site.....	69

4.1.5	Informations sur le contexte général	70
4.2	Élimination des technologies inopportunes	71
4.2.1	Performances par groupe de technologies	71
4.2.2	Performances entre les technologies d'un même groupe	73
4.2.3	Première étape d'élimination	78
4.3	Grille d'analyse	79
4.3.1	Critères économiques et facteurs influençant leur pondération.....	79
4.3.2	Critères environnementaux et facteurs influençant la pondération	81
4.3.3	Critères sociaux et facteurs influençant la pondération.....	82
4.4	Exemple d'application de la méthode	83
4.4.1	Étape 1 : Cueillette préliminaire d'informations.....	83
4.4.2	Étape 2 : Élimination des technologies inopportunes.....	84
4.4.3	Étape 3 : Application de la grille d'analyse	85
4.5	Contexte québécois et développement durable.....	91
5	RECOMMANDATIONS	92
5.1	Recommandations touchant l'investigation des panaches au Québec.....	92
5.2	Recommandations touchant la gestion des cas relevés.....	93
	CONCLUSION	95
	RÉFÉRENCES	97

ANNEXE 1 : TABLEAU DES PRINCIPAUX SYNONYMES	110
ANNEXE 2 : PATRON DE LA GRILLE D'ANALYSE	114

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Point d'ébullition, tension de vapeur et constante de Henry	11
Tableau 1.2 : Solubilité, densité, K_{co} et K_{oe}	13
Tableau 1.3 : Sites contaminés au Québec (18 mars 2012)	19
Tableau 2.1 : Limites aux États-Unis en 2007	28
Tableau 3.1 : Potentiel oxydant et potentiel par rapport au radical hydroxyle	38
Tableau 3.2 : Caractéristiques des variantes du réactif de Fenton	42
Tableau 3.3 : Caractéristiques des variantes pour $O_3 + H_2O_2$	45
Tableau 3.4 : Caractéristiques des variantes pour les UV	48
Tableau 3.5 : Caractéristiques des variantes pour les ultrasons	54
Tableau 3.6 : Synthèse des technologies éprouvées	61
Tableau 3.7 : Synthèse des technologies pilotes <i>in situ</i>	62
Tableau 3.8 : Synthèse des technologies pilotes <i>ex situ</i>	63
Tableau 3.9 : Synthèse des technologies recherche et développement	63
Tableau 4.1: Forces et faiblesses par groupe de technologies	72
Tableau 4.2 : Comparatif du groupe des technologies éprouvées	74
Tableau 4.3 : Comparatif du groupe des technologies pilotes <i>in situ</i>	75
Tableau 4.4 : Comparatif des technologies pilotes <i>ex situ</i>	76
Tableau 4.5 : Comparatif des technologies recherche et développement	77

Tableau 4.6 : Exemple d'utilisation de la grille	89
Tableau 4.7 : Exemple modifié.....	90

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CAS	Chemical Abstract Service
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CE ₅₀	Concentration causant un effet sublétaux toxique pour 50% des organismes
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CESE	Concentration estimée sans effet
CG/SM	Chromatographie gazeuse et spectroscopie de masse
CL ₅₀	Concentration estimée létale pour 50% des organismes
CSEO	Concentration sans effet observé
DCA	1,1-Dichloroéthane
DCE	1,1-Dichloroéthylène
DCM	Dichlorométhane
H	Constante de Henry
ITRC	Interstate Technology and Regulatory Council
K _{co}	Constante d'adsorption sur carbone organique
K _{oe}	Constante de partition octanol-eau
LDPP	Liquide dense en phase pure

LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
OMS	Organisation mondiale de la santé
PCE	Tétrachloroéthylène
RÉSI	Résurgence dans les eaux de surface et infiltration dans les égouts
SIM	Selective Ion Mode
TCA	1,1,1-Trichloroéthane
TCE	Trichloroéthylène
THF	Tétrahydrofurane
US EPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultraviolet

INTRODUCTION

Pourquoi s'intéresser maintenant, à la problématique du 1,4-dioxane associé aux solvants chlorés dans le traitement de l'eau souterraine? L'intérêt du Québec pour le 1,4-dioxane en tant que contaminant du sol et des eaux souterraines est tout récent et aux États-Unis, il est considéré comme un contaminant émergent (US EPA, 2009). Ce n'est cependant pas parce qu'il s'agit d'un nouveau composé, puisque la commercialisation de ce produit date de 1929 (Flick, 1985). En ce qui concerne l'association du 1,4-dioxane avec les solvants chlorés en Amérique du Nord, elle daterait de la fin des années 1950, époque à laquelle le 1,4-dioxane a été breveté en tant que stabilisant pour le 1,1,1-trichloroéthane (TCA) (Mohr *et al.*, 2010).

Deux causes expliquent l'absence d'intérêt qui a été porté, dans le passé, au 1,4-dioxane en tant que contaminant. La première cause est liée à la faible concentration de 1,4-dioxane dans les solvants chlorés vendus sur le marché. Cette faible concentration laissait croire que les résidus de solvants chlorés se retrouveraient tellement dilués, une fois déversés dans l'environnement, qu'ils ne pourraient représenter un danger réel. La seconde cause vient des limites de détection pour l'analyse du 1,4-dioxane dans l'eau qui ont longtemps été de l'ordre de 100 fois plus élevées que celle des solvants chlorés (Mohr, 2001). Ces deux causes sont maintenant rendues caduques. D'une part, une meilleure compréhension des phénomènes de concentration du 1,4-dioxane pendant son utilisation explique pourquoi des concentrations importantes se retrouvent parfois dans les panaches de contamination en solvants chlorés. D'autre part, l'amélioration des méthodes d'analyse du 1,4-dioxane permet maintenant de déceler ce produit à des concentrations permettant de s'assurer de l'innocuité de l'eau analysée. Il s'en est suivi une prise de conscience à l'effet qu'il est possible que le 1,4-dioxane soit présent, à des concentrations impropres à l'utilisation de l'eau souterraine, dans les panaches contaminés en solvants chlorés. (Mohr *et al.*, 2010)

L'objectif principal de cet essai est de recommander une démarche permettant une gestion selon les principes du développement durable du 1,4-dioxane, dans les panaches de contamination en solvants chlorés, pour le Québec. Afin d'atteindre cet objectif, une

recherche bibliographique effectuée sur les sujets suivants est présentée : l'historique et les propriétés physiques du 1,4-dioxane associé aux solvants chlorés; les normes, critères et lignes directrices à l'égard du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine et les méthodes analytiques associées; et finalement, les technologies de décontamination de l'eau souterraine applicables au 1,4-dioxane. Il en découle un premier ensemble de recommandations nécessaires à l'investigation des panaches de contamination au Québec. Afin d'élaborer la démarche elle-même, les technologies retenues sont regroupées et comparées, puis des critères d'analyse, tenant compte des trois axes du développement durable, sont proposés. Il en découle une seconde série de recommandations, touchant à la gestion des panaches relevés.

Le premier chapitre pose la mise en contexte des panaches de 1,4-dioxane accompagnés de solvants chlorés, dans l'eau souterraine. En brossant le portrait de l'origine de ce type de contamination, ainsi que celui des propriétés physiques des composés en cause, il permet de recommander un point de départ pour la recherche de ces panaches au Québec. Le second chapitre présente un portrait des critères, normes et lignes directrices portant sur les valeurs limites de la concentration de 1,4-dioxane dans l'eau souterraine ainsi que des méthodes analytiques qui y sont associées. Ce portrait permet de recommander des critères pour le Québec en ce qui concerne les concentrations limites de 1,4-dioxane pour l'eau souterraine destinée à la consommation et pour l'eau souterraine qui fait résurgence dans l'eau de surface ou dans les égouts (RÉSI).

Le troisième chapitre présente le portrait des technologies de traitement appropriées au 1,4-dioxane et regroupe les technologies retenues par niveau de maturité afin de permettre, au chapitre suivant, de mieux comparer les technologies entre elles. Le chapitre quatre propose une démarche afin d'effectuer le meilleur choix parmi les technologies retenues au chapitre précédent et présente des recommandations concernant l'application de cette démarche, dans le respect des principes du développement durable. Le chapitre cinq rassemble toutes les recommandations qui ont été émises au cours des chapitres précédents. La conclusion quant à elle, résume l'ensemble du travail et pose un regard sur le futur.

Une attention particulière a été portée au choix des sources d'informations nécessaires à la rédaction de ce document. Des articles scientifiques, des publications gouvernementales, les sites web des distributeurs de technologies de décontamination ainsi que des entrevues avec des personnes ressources des principaux laboratoires d'analyse du Québec ont été retenus. Les sources ont été évaluées en fonction de leur provenance, de l'expertise et de l'objectivité de l'auteur ainsi qu'en fonction de la pertinence de l'information en lien avec le sujet traité. Les informations touchant le Québec ont été privilégiées et l'information la plus récente a été retenue.

1 MISE EN CONTEXTE

L'objectif de cette mise en contexte est de présenter les notions de base nécessaires à la compréhension des chapitres suivants ainsi que d'outiller le lecteur qui désire amorcer une recherche de panache de contamination dans l'eau souterraine, constitué de 1,4-dioxane associé aux solvants chlorés, au Québec.

Dans un premier temps, un historique de l'association du 1,4-dioxane avec les solvants chlorés est présenté. Il permet de déterminer les activités passées les plus susceptibles d'avoir généré ce type de contamination et de mettre en évidence les solvants chlorés qui accompagnent le plus souvent le 1,4-dioxane. Une description des propriétés physiques de ces substances est ensuite effectuée, afin d'être en mesure de poursuivre en décrivant la présence et le comportement de ces produits dans l'eau souterraine. Finalement, des pistes sont proposées, afin de découvrir quels sites pourraient être affectés par ce type de contamination, au Québec.

1.1 Historique de l'association 1,4-dioxane/solvants chlorés

Afin d'établir quels sont les solvants chlorés les plus susceptibles d'accompagner le 1,4-dioxane dans les panaches de contamination de l'eau souterraine, un bref historique d'utilisation de ces produits est présenté. Il débute par celui du 1,4-dioxane puis, suivent ceux des principaux solvants chlorés soit : le 1,1,1-trichloroéthane (TCA), le dichlorométhane (DCM), le tétrachloroéthylène (PCE) et le trichloroéthylène (TCE) qui ont été populaires dans l'histoire récente. Au Canada en 1991, la consommation totale de ces quatre produits était de 39 400 tonnes (Gérin et Bégin, 1995). Le dernier historique abordé est celui du tétrachlorure de carbone qui a connu une grande popularité en tant que solvant entre 1900 et 1960 (Doherty, 2000a).

Pour les fins de cette section, l'expression « industrie du dégraissage et du nettoyage » inclut le nettoyage à sec des tissus ainsi que le dégraissage et le nettoyage des surfaces métalliques, que ce soit lors de la fabrication des pièces ou lors de leur entretien. Afin de

nettoyer les surfaces métalliques, le solvant peut être appliqué avec un chiffon, il peut être projeté sur la pièce, cette dernière peut être immergée dans le solvant liquide ou passée dans une zone de solvant en phase vapeur (Gérin et Bégin, 1995).

Le principe du dégraissage en phase vapeur consiste à chauffer une cuve de solvant afin d'obtenir un horizon de vapeur au-dessus de la cuve. Un peu plus haut se trouve un système de refroidissement qui garde la vapeur à la hauteur voulue. Les pièces de métal sont introduites dans le nuage de solvant, à la température de la pièce d'où elles proviennent. Le solvant devient liquide au contact du métal qui est relativement plus froid, dissout la graisse et les saletés et les entraîne avec lui en retombant au fond de la cuve. (Jackson and Dwarakanath, 1999)

Les cinq solvants dont il est question dans ce chapitre, ainsi que le 1,4-dioxane sont également connus sous plusieurs autres noms. Afin d'en faciliter l'identification, un tableau des principaux synonymes (inspiré de Flick, 1985; CSST, 2000; OFEV, 2009; Mohr *et al.*, 2010; Wery, 1998; Ferroud et Guy, 2007; INRS, 2004 et Carex Canada, 2009) présente, à l'Annexe 1, leurs différentes appellations en français et en anglais, le nom de certains produits dont ils sont un ingrédient connu, ainsi que leur numéro CAS (Chemical Abstracts Service). Les noms en gras dans le tableau sont les noms qui ont été le plus souvent constatés dans les textes en français, lors de la revue de littérature. Pour les composés qui possèdent un sigle, ce dernier est utilisé dans le texte.

1.1.1 1,4-Dioxane

Le 1,4-dioxane est un éther cyclique de formule chimique $C_4H_8O_2$ qui n'a pas de source naturelle connue (Environnement Canada et Santé Canada, 2010). La terminaison en « ane » du nom de la molécule renseigne sur la présence de liens simples qui relient les atomes de carbone entre eux. Le 1,4-dioxane se présente, à température et pression normale, comme un liquide incolore à faible odeur étherée (CSST, 2000). Il a été identifié pour la première fois en 1863 (Mohr *et al.*, 2010) et a été commercialisé en 1929 (Flick, 1985). Aux États-Unis en 1957, Dow Chemical a fait breveter son utilisation à 4 %

de volume, en tant que stabilisant pour réduire la réaction du TCA avec les métaux tels le fer et l'aluminium (Bachtel, 1957). C'est grâce à sa capacité d'agir en tant que donneur d'électron qu'il peut se combiner aux acides et aux sels des métaux et ainsi inhiber la dégradation des solvants (US EPA, 2006a; Mohr, 2001).

Bien que le 1,4-dioxane soit lui-même un solvant, environ 90 % de sa production états-unienne, en 1985, était destinée à servir d'additif pour prévenir la dégradation des solvants chlorés et ce, principalement pour le TCA (Commission européenne, 2002). Toujours en 1985, la capacité de production mondiale était estimée à environ de 12 500 tonnes alors que cette dernière a chuté à 8 000 tonnes en 1995 (Commission européenne, 2002). Cette baisse de production est attribuée au protocole de Montréal qui prévoyait le retrait du TCA pour 1996, ce dernier étant considéré comme une substance appauvrissant la couche d'ozone (PNUE, 2000). Le Canada étant signataire du protocole de Montréal, on peut y observer la même tendance, avec une valeur pour l'aspect production-importation-commerce de 2 010 tonnes en 1986 (CAREX Canada, 2009), puis, en 2006, une valeur pour l'aspect utilisation-fabrication-importation entre 10 et 100 tonnes (Environnement Canada et Santé Canada, 2010).

Présentement le 1,4-dioxane est utilisé comme solvant dans la fabrication et le traitement chimique de nombreux produits dont les suivants : adhésifs, agents de nettoyage et détergents, cosmétiques, désodorisants, graisses, huiles, laques, vernis, peintures, cires, résines, colorants, plastiques, caoutchoucs, acétates de cellulose, pâtes de bois, pâtes à polir, fumigènes, produits pharmaceutiques, médicaments vétérinaires et produits de santé naturels (CCME, 2008; Environnement Canada et Santé Canada, 2010). Il est également utilisé en tant qu'agent mouillant et dispersant dans l'industrie textile et en tant que catalyseur de polymérisation (CCME, 2008). Il a été un ingrédient ou une impureté dans les liquides de déglçage pour les avions et les liquides antigel (Mohr *et al.*, 2010). Il est utilisé en laboratoire, comme liquide pour le comptage à scintillations, pour la spectroscopie, la photochimie, comme réactif ou élément en chromatographie et comme agent déshydratant dans la préparation de coupes histologiques (CCME, 2008). Finalement, il peut également

être généré comme sous-produit de la production du polyester et de nombreux composés polyéthoxylés tels de nombreux surfactants utilisés dans les détergents, shampoings, savons liquides (ex. : gels douche, bains moussants), crèmes hydratantes, etc. (Yanagida *et al.*, 2006; Zenker *et al.*, 2003; Abe, 1999; NICNAS, 1998). L'incinération des déchets et la compaction à chaud des plastiques seraient également une source de 1,4-dioxane dans le lixiviat des sites d'enfouissement (Fujiwara *et al.*, 2008; Yasuhara *et al.*, 2003).

1.1.2 1,1,1-Trichloroéthane (TCA)

Le 1,1,1-trichloroéthane (TCA) est un hydrocarbure aliphatique chloré exprimé par la formule chimique $C_2H_3Cl_3$. Tout comme pour le 1,4-dioxane, sa terminaison en « ane » indique la présence de liens simples entre les atomes de carbone de la molécule. Il est le solvant chloré auquel le 1,4-dioxane est le plus susceptible d'être associé, puisque ce dernier a été ajouté, dans certaines formulations de stabilisants pour le TCA, dans des proportions autour de 3,5 % (ATSDR, 2007). Une étude portant sur le 1,4-dioxane dans l'eau a été menée au Japon, sur une période de trois ans. Dans cette étude, des échantillons d'eau souterraine ont été analysés pour le 1,4-dioxane ainsi que pour le TCA, le TCE, le PCE et le DCM. Les résultats d'analyse ont révélé que le TCA se retrouve avec le 1,4-dioxane dans 87,2 % des échantillons alors que le DCM, le PCE et le TCE ont respectivement accompagné le 1,4-dioxane dans 32,2 %, 24,0 % et 2,3 % des cas. (Abe, 1999)

Le TCA a surtout été utilisé pour le dégraissage et le nettoyage lors de la fabrication et de l'entretien des pièces métalliques. Ce secteur, en 1980, constituait 70 % de son utilisation aux États-Unis. Dans ces applications, il a remplacé le tétrachlorure de carbone, le TCE et le PCE puisqu'il est nettement moins toxique que ces derniers (Doherty, 2000b). Cependant, l'amendement de Londres du protocole de Montréal, dont le Canada est signataire, prévoyant le retrait du TCA pour 1996 (PNUE, 2000), certaines entreprises sont retournées à l'utilisation du TCE et du PCE, à partir de sa signature, en 1990. (Mohr *et al.*, 2010)

À titre indicatif, 16 000 tonnes de TCA ont été consommées au Canada en 1991, dont un peu plus de la moitié, à des fins de dégraissage. Le dégraissage touche de nombreux secteurs de l'industrie dont la production et la distribution de l'électricité, la fabrication d'équipement de transport et de machines, la fabrication de produits en métal et de pièces électriques, la première transformation des métaux et le transport. Le TCA a également été utilisé dans l'industrie du textile en tant que détachant pour les tissus. (Gérin et Bégin, 1995)

1.1.3 Dichlorométhane (DCM)

Le dichlorométhane (DCM) est un hydrocarbure aliphatique chloré de formule chimique CH_2Cl_2 . Tout comme pour le 1,4-dioxane et le TCA, les atomes de carbone de ses molécules sont retenus par des liens simples. Il s'agit d'un autre solvant chloré pour lequel le 1,4-dioxane a été utilisé, dans certains cas, en tant que stabilisant. Cependant, le DCM requiert moins de 1 % de stabilisant, ce qui est nettement moins que pour le TCA. Aux États-Unis, le DCM a été principalement utilisé en tant que décapant (peinture, vernis, etc.), ce qui représentait entre 28 % et 40 % de son utilisation, entre 1978 et 1995. Il a également été utilisé pour le dégraissage et le nettoyage de pièces de métal, la production de polyuréthane et en tant que gaz propulsant dans les aérosols. (Mohr *et al.*, 2010). Au Canada en 1991, 8 200 tonnes de DCM ont été consommées (Gérin et Bégin, 1995).

1.1.4 Tétrachloroéthylène (PCE)

Le tétrachloroéthylène (PCE) est un hydrocarbure aliphatique chloré de formule chimique C_2Cl_4 . La terminaison en « ène » de son nom indique un lien double entre les atomes de carbone de ses molécules. Il a été principalement utilisé dans l'industrie du nettoyage à sec, mais aux États-Unis, cette utilisation est passée de 90 % en 1962 à 50 % en 1989, puis à 21 % en 2000, alors que son utilisation en tant que dégraisseur de métaux semble avoir fluctué autour de 17 % entre 1974 et 2000 (Mohr *et al.*, 2010). Le PCE a d'abord été remplacé par le TCA vers la fin des années 1960 puisque ce dernier est moins toxique. Il y

a cependant eu un retour au PCE depuis la fin des années 1980, alors que le TCA a été reconnu pour son rôle dans la diminution de la couche d'ozone. Il a également été utilisé comme dégraisseur de métaux avant que les stabilisants pour le TCA ne soient élaborés (Mohr, 2001). À titre indicatif, 12 000 tonnes de PCE ont été consommées au Canada en 1991 (Gérin et Bégin, 1995).

1.1.5 Trichloroéthylène (TCE)

Le trichloroéthylène (TCE) est un hydrocarbure aliphatique chloré de formule chimique C_2HCl_3 qui a été utilisé à plusieurs fins, mais majoritairement en tant que dégraisseur de métaux. Comme pour le PCE, la terminaison en « ène » de son nom indique un lien double entre les atomes de carbone de ses molécules. Aux États-Unis, le pourcentage de TCE utilisé pour le dégraissage des métaux est passé de 87 % en 1972 à 42 % en 1999, alors qu'en Europe, 80 % du TCE était utilisé à cette fin (Mohr *et al.*, 2010). L'utilisation américaine du TCE a beaucoup fluctué au cours du siècle dernier. Elle a d'abord augmentée jusqu'en 1970 pour ensuite connaître une diminution découlant de plusieurs facteurs (Doherty, 2000b). Premièrement, le TCE a connu des restrictions réglementaires, vers le milieu des années 1960, pour son implication dans la création du smog californien, et deuxièmement, pour ses liens soupçonnés comme cancérigène et destructeur de l'ozone stratosphérique (*ib.*). Sa popularité a ensuite connu un regain dans les années 1990 alors qu'il était suggéré comme remplacement pour le TCA (*ib.*). À titre indicatif, 3 200 tonnes de TCE ont été consommées au Canada en 1991 (Gérin et Bégin, 1995).

Selon Mohr *et al.* (2010), il n'existe aucune preuve que le 1,4-dioxane ait été utilisé en tant que stabilisant pour le TCE, bien qu'en théorie, il puisse également être utilisé à cette fin, comme en fait foi l'examen des brevets présenté dans leur livre. Pour ajouter à la confusion, il semblerait que le TCA ait parfois été nommé 1,1,1-TCE ou même simplement TCE (*ib.*).

1.1.6 Tétrachlorure de carbone

Le tétrachlorure de carbone est un hydrocarbure aliphatique chloré de formule chimique CCl_4 et a été le premier solvant chloré manufacturé aux États-Unis, vers 1900. Il a été graduellement remplacé par le PCE et le TCE dans ses utilisations de nettoyage à sec et de dégraissage à partir des années 1940. Ces derniers étaient moins toxiques, ils étaient facilement récupérables et réutilisables et ils étaient plus faciles à expédier dans des contenants de métaux réguliers. Le tétrachlorure de carbone a par la suite été banni aux États-Unis par une succession de réglementations d'abord liées à sa toxicité, puis en raison de son pouvoir à éradiquer la couche d'ozone stratosphérique. Il a également été banni en 1996, par l'amendement de Londres du protocole de Montréal (PNUE, 2000). (Doherty, 2000a).

1.2 Propriétés physiques

Afin de mieux comprendre le comportement du 1,4-dioxane associé aux solvants chlorés, une synthèse des principales propriétés physiques de ces composés, soit le point d'ébullition, la tension de vapeur, la constante de Henri, la solubilité dans l'eau, la densité, le coefficient d'adsorption sur le carbone organique et le coefficient de partage octanol-eau, est présentée. Ces propriétés sont accompagnées d'une justification de leur pertinence dans le contexte. Les propriétés du TCA et du 1,4-dioxane sont mises en relief puisque le TCA constitue l'origine la plus probable du type de contamination étudiée.

1.2.1 Point d'ébullition et tension de vapeur

Le point d'ébullition et la tension de vapeur sont deux propriétés qui permettent de prédire le passage d'un produit de l'état liquide à l'état gazeux, en fonction respectivement de la température et de la pression. Les points d'ébullition et les tensions de vapeur sont respectivement présentés dans les seconde et troisième colonnes du tableau 1.1 (compilation d'après Flick, 1985 et Mohr *et al.*, 2010, p. 121).

Tableau 1.1 : Point d'ébullition, tension de vapeur et constante de Henry (compilation d'après Flick, 1985 et Mohr *et al.*, 2010, p. 121)

Substance	Point d'ébullition (°C) à pression normale	Tension de vapeur (mm Hg) à 20 °C	H (atm·m ³ /mol)
1,4-Dioxane	101 ₍₁₎	29 ₍₁₎	4,8·10 ⁻⁶ ₍₂₎
TCA	74 ₍₁₎	100 ₍₁₎	8,0·10 ⁻³ ₍₂₎
DCM	40 ₍₁₎	349 ₍₁₎	2,7·10 ⁻² ₍₂₎
PCE	121 ₍₁₎	14 ₍₁₎	9,9·10 ⁻³ ₍₂₎
TCE	87 ₍₁₎	56 ₍₁₎	1,8·10 ⁻² ₍₂₎
Tétrachlorure de carbone	77 ₍₁₎	91 ₍₁₎	3,3·10 ⁻³ ₍₂₎

(1) : Flick, 1985

(2) : Mohr *et al.*, 2010

Par exemple, le point d'ébullition du 1,4-dioxane à pression normale est de 101 °C et celui du TCA de 74 °C, ce qui implique que lorsqu'ils sont chauffés, le TCA se retrouve proportionnellement enrichi dans la phase vapeur et appauvri dans la phase liquide, par rapport au 1,4-dioxane. À 20 °C, la tension de vapeur du 1,4-dioxane est de 20 mm Hg alors que celle du TCA est 100 mm Hg, ce qui indique que c'est le TCA qui possède la plus grande tendance à passer à l'état gazeux.

Une fois gazeux, le 1,4-dioxane présent dans le mélange enrichi en TCA se condense plus facilement que ce dernier, afin de retourner à la phase liquide. L'évaporation et la condensation se conjuguent donc pour concentrer le 1,4-dioxane dans la phase liquide. (Tournier et Servant, 1983)

1.2.2 Constante de Henry

La constante de Henry (H) renseigne sur la solubilité d'un gaz dans un liquide. Elle dépend de la température, de la nature du gaz et du liquide ainsi que de la pression du système. Puisque le comportement des solvants chlorés et du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine est étudié, le liquide qui est considéré ici est l'eau.

Plus la valeur de la constante de Henry est élevée, plus la substance est volatile, donc elle est plus facile à extraire de l'eau ou d'un sol humide par une méthode d'extraction à l'air. La constante de Henry est également utilisée pour estimer la répartition et le transport d'une substance dans la zone insaturée du sol. Tel que présenté à la troisième colonne du tableau 1.1 (compilation d'après Flick, 1985 et Mohr *et al.*, 2010, p. 121), les constantes de Henry pour le 1,4-dioxane et le TCA sont respectivement de $4,8 \cdot 10^{-6}$ atm·m³/mol et de $8,0 \cdot 10^{-3}$ atm·m³/mol. Par conséquent, le TCA possède une plus grande affinité à joindre la phase gazeuse que le 1,4-dioxane. (OFEV, 2009; Mohr *et al.*, 2010)

1.2.3 Solubilité dans l'eau et densité

La solubilité dans l'eau permet de comprendre le comportement du produit dans la nature ainsi que d'envisager certaines méthodes d'extraction. Deux produits qui sont solubles l'un dans l'autre en toutes proportions, quelle que soit la température, sont considérés comme étant miscibles. La densité est le rapport de la masse d'une substance sur son volume, à une température donnée. La densité de deux liquides qui ne sont pas parfaitement solubles l'un dans l'autre permettra de prédire lequel flottera sur l'autre, puisque le produit le moins dense flottera sur le produit le plus dense. Tel que présenté au tableau 1.2 (compilation d'après OFEV, 2009; Flick, 1985; CSST, 2000 et Mohr *et al.*, 2010, p. 143), le 1,4-dioxane est considéré comme étant miscible avec l'eau alors que la solubilité du TCA dans l'eau à 20 °C est 1,3 g/l. La densité du TCA est de 1,34 g/ml ce qui est plus grand que celle de l'eau, qui est à 1,00 g/ml. La portion de TCA qui n'est pas solubilisée dans l'eau se retrouve sous la couche d'eau, en phase pure. L'expression « *liquide dense en phase pure* » (LDPP) est utilisée pour désigner ce type de contamination. Les solubilités et densités sont

présentées au tableau 1.2 (compilation d'après OFEV, 2009; Flick, 1985; CSST, 2000 et Mohr *et al.*, 2010, p. 143).

Tableau 1.2 : Solubilité, densité, K_{co} et K_{oe}
(compilation d'après OFEV, 2009; Flick, 1985; CSST, 2000 et Mohr *et al.*, 2010, p. 143)

Substance	Solubilité dans l'eau (g/l) 25 °C	Densité (g/ml) à 20 °C	K_{co}	K_{oe}
1,4-Dioxane	Miscible ⁽⁴⁾	1,03 ⁽³⁾	17 ⁽⁴⁾	0,38 ⁽³⁾
TCA	1,3 ^(1,2)	1,34 ^(1,3)	182 ⁽⁴⁾	309 ⁽³⁾
DCM	16,9 ^(1,2)	1,33 ^(1,3)	24 ⁽⁴⁾	1,78 ⁽³⁾
PCE	0,14 ^(1,2)	1,62 ^(1,3)	2,3 ⁽⁴⁾	476 ⁽³⁾
TCE	1,1 ^(1,2)	1,46 ^(1,3)	100 ⁽⁴⁾	194 ⁽³⁾
Tétrachlorure de carbone	0,83 ^(1,2)	1,59 ^(1,3)	209 ⁽¹⁾	667 ⁽³⁾

(1) : OFEV, 2009

(2) : Flick, 1985

(3) : CSST, 2000

(4) : Mohr *et al.*, 2010

1.2.4 Coefficient d'adsorption sur le carbone organique (K_{co})

L'adsorption à la surface d'un solide se produit lorsque les forces de Van der Waals à la surface de ce dernier réussissent à retenir des molécules étrangères. La capacité d'un polluant à s'adsorber sur une substance varie en fonction de plusieurs facteurs tels l'énergie de liaison du polluant, sa structure moléculaire, sa solubilité, sa concentration et le pH de la solution. (Laforest *et al.*, 2010)

Le coefficient d'adsorption sur le carbone organique (K_{co}) est le rapport de la quantité d'une substance adsorbée par unité de poids de carbone organique, sur sa concentration dans l'eau (OFEV, 2009). Il renseigne sur la portion de la substance qui est adsorbée par le sol, ralentissant ainsi l'avancée du panache de contamination ainsi que sur l'efficacité des filtres au charbon, dans le traitement de l'eau souterraine. Plus le K_{co} est élevé, plus la substance se fixe au carbone organique.

Les valeurs du coefficient d'adsorption pour l'ensemble des substances étudiées sont présentées à la quatrième colonne du tableau 1.2 (compilation d'après OFEV, 2009; Flick, 1985; CSST, 2000 et Mohr *et al.*, 2010, p. 143). Les K_{co} du 1,4-dioxane et du TCA étant respectivement de 17 et de 182, le 1,4-dioxane se déplace plus rapidement que le TCA dans le sol. Le K_{co} renseigne également sur l'efficacité qu'a le charbon activé à retirer le contaminant de l'eau souterraine. Les valeurs citées plus haut montrent que le 1,4-dioxane reste dans l'eau ou en phase gazeuse alors que le TCA adhère davantage au charbon activé.

1.2.5 Coefficient de partage octanol-eau (K_{oe})

Le coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}) exprime le rapport de la concentration d'une substance dans l'octanol sur sa concentration dans l'eau (Olivier, 2009). Concrètement, il renseigne sur l'affinité d'une substance pour les lipides, par rapport à son affinité pour l'eau. Par exemple un produit ayant un K_{oe} élevé aura tendance à se fixer dans les tissus adipeux des organismes qui l'ont ingéré, créant ainsi une bioaccumulation chez l'individu et une bioamplification dans la chaîne alimentaire. Un produit ayant un K_{oe} faible a tendance à rester dans l'eau, une fois ingéré par l'organisme, et à être évacué dans l'urine, ne créant pas de bioaccumulation. Les K_{oe} des substances étudiées sont présentés à la dernière colonne du tableau 1.2 (compilation d'après OFEV, 2009; Flick, 1985; CSST, 2000 et Mohr *et al.*, 2010, p. 143). Les K_{oe} du 1,4-dioxane et du TCA sont respectivement de 0,38 et de 309, ce qui implique que le 1,4-dioxane a peu d'affinité avec les cellules adipeuses des organismes, contrairement au TCA.

Ces propriétés mettent en relief la grande affinité du 1,4-dioxane avec l'eau souterraine comme en témoigne sa forte solubilité dans l'eau et son faible coefficient d'adsorption au carbone organique.

1.3 Présence et comportement dans l'eau souterraine

Puisque l'association du 1,4-dioxane avec les solvants chlorés a été utilisée dans des formulations qui représentaient au pire des concentrations de 4 % de 1,4-dioxane, il semble qu'un déversement de ce mélange dans l'environnement serait tellement dilué que la concentration de 1,4-dioxane serait indétectable dans l'eau souterraine. Cependant, de nombreuses analyses d'eau souterraine ont rapporté des concentrations nettement plus élevées. Dans son profile sur le 1,4-dioxane, l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2007) fait état de puits privés présentant des concentrations entre 1 et 200 000 µg/l, près d'un site d'enfouissement de matières résiduelles au Delaware et des concentrations jusqu'à 360 µg/l, près d'un site où l'eau de rejet industriel était traitée en Ohio, pour ne nommer que quelques exemples.

Cette section présente d'abord les facteurs qui peuvent contribuer à la concentration du 1,4-dioxane, avant le rejet au sol, puis son comportement, une fois présent dans l'eau souterraine.

1.3.1 Facteurs de concentration avant le rejet

Bien que le 1,4-dioxane ait été ajouté au TCA dans une proportion d'environ 3,5 %, son utilisation dans le dégraissage en phase vapeur a pu conduire à des concentrations nettement supérieures. Il a été mentionné à la section 1.1 que lors du dégraissage en phase vapeur, le mélange de solvant condensé et de graisse tombe de la pièce métallique à nettoyer, pour se retrouver au fond de la cuve. Puisque le 1,4-dioxane possède un point d'ébullition plus élevé et une tension de vapeur plus basse que celle du TCA, la vapeur est appauvrie en 1,4-dioxane et le liquide est enrichi en 1,4-dioxane. (Mohr *et al.*, 2010)

Les solvants chlorés sont recyclés, par distillation ou vaporisation, ce qui implique les mêmes phénomènes de concentration de 1,4-dioxane que lors du dégraissage en phase vapeur. Cependant, lorsque le mélange atteint les 60-70 % d'huile, le solvant restant, soit entre 30 % et 40 %, ne peut plus être récupéré et on doit disposer de la matière résiduelle. Les anciens lieux de déversement de résidus de fond de cuves ainsi que ceux utilisés par les entreprises de récupération de solvant seraient les plus à risque d'être à l'origine de panaches de contamination constitués de solvants chlorés enrichis en 1,4-dioxane. (*ib.*)

De plus, lors des opérations de dégraissage en phase vapeur, l'eau récoltée par le séparateur d'eau de la cuve est également contaminée en solvant chloré, dans la mesure de sa solubilité dans l'eau, et en 1,4-dioxane puisque ce dernier est parfaitement soluble dans l'eau. Les sols où cette eau a été rejetée constituent également des sources de panaches potentiels de contamination en TCA avec 1,4-dioxane. (*ib.*)

1.3.2 Comportement dans l'eau souterraine

Les résidus contaminés peuvent être rejetés au sol de façon accidentelle (une fuite sous un réservoir, une fissure dans un drain) ou de façon intentionnelle, directement sur le sol ou enfouis dans divers sites. Les contaminants percolent ensuite jusqu'à la nappe phréatique où ils contaminent l'eau souterraine.

Les principaux mécanismes de transport dans le sol sont l'advection, la dispersion, l'adsorption et la dégradation. On entend par advection, le transport des substances dissoutes par l'eau souterraine. Le contaminant suit le sens d'écoulement de l'eau, un peu à la manière d'un bouchon de liège dans un ruisseau. À cette étape, seule la solubilité du contaminant entre en jeu. Plus le contaminant est soluble, plus il est mobile. Lorsque plusieurs substances sont en solution, la substance la moins soluble ne se solubilise pas comme si elle était seule en solution. Plus l'écart de solubilité est grand, moins elle sera solubilisée par rapport à sa capacité à être solubilisée. Ceci s'explique par le fait que l'eau sature sa capacité à prendre en charge les substances avec celles qui sont les plus solubles.

C'est le cas avec le 1,4-dioxane dont la solubilité est beaucoup plus grande que celle du TCA. (Bédard, 2008; OFEV, 2009; Mohr *et al.*, 2010).

La dispersion se fait par mélange de l'eau. Elle est fonction de la concentration du contaminant et s'étale dans toutes les directions, bien que préférentiellement dans le sens de l'écoulement. Plus il y a de dispersion, plus la concentration du contaminant diminue. (Bédard, 2008; OFEV, 2009).

L'effet de l'adsorption est de ralentir le panache de contamination en diminuant la concentration du contaminant dans l'eau. Si plusieurs contaminants sont présents à l'intérieur du panache, ceux ayant une plus grande affinité avec la matière organique saturent cette dernière, permettant aux composés avec moins d'affinité de poursuivre leur chemin. C'est le cas d'un mélange avec du 1,4-dioxane et du TCA, où le TCA sature la matière organique pour laisser le 1,4-dioxane poursuivre son chemin par advection et dispersion. (*ib.*)

La dégradation ralentit le panache et en fait diminuer la masse. Une fois dans le sol, le 1,4-dioxane est considéré comme étant persistant (Mohr *et al.*, 2010). Il ne comporte aucun groupe hydrolysable et sa biodégradabilité est faible, dans des conditions naturelles. En effet, il n'y a généralement pas de microorganismes capables de le décomposer dans le sol et l'eau souterraine (*ib.*). Ce n'est pas le cas du TCA qui peut soit être dégradé en 1,1-dichloroéthane (DCA) soit en 1,1-dichloroéthylène (DCE) (Clement, 2005). Le DCA peut, à son tour, être dégradé en chloroéthane puis en éthane (*ib.*). Pour sa part, le DCE peut être dégradé en chlorure de vinyle, puis en éthylène (*ib.*). La dégradation du PCE et du TCE suit un chemin similaire menant au chlorure de vinyle, mais elle peut passer par le *cis*-1,2-dichloroéthylène ou le *trans*-1,2-dichloroéthylène (Hunkeler *et al.*, 2005).

Finalement, à cause de sa faible constante de Henry ainsi que de sa grande solubilité dans l'eau, une fois dissous dans l'eau souterraine, il est peu probable qu'il s'évapore. (Commission européenne, 2002; Mohr *et al.*, 2010)

En résumé, une fois dans l'eau souterraine, le 1,4-dioxane se déplace plus rapidement que les solvants chlorés qui l'accompagnent. Il se retrouve donc au front du panache de contamination.

1.4 Recherche de panaches au Québec

On peut tirer trois constats de l'utilisation passée du 1,4-dioxane et des solvants chlorés. Le premier constat est que le 1,4-dioxane a été principalement lié au TCA et, dans une moindre mesure, au DCM. Le second constat est qu'une activité qui a utilisé du TCA est susceptible d'avoir également utilisé plusieurs autres solvants chlorés, à différentes époques. Avant son utilisation du TCA, ce serait du tétrachlorure de carbone, du TCE et du PCE et après son utilisation du TCA ce serait du TCE et du PCE. Il en découle qu'un site qui serait contaminé au TCA est également susceptible de l'être au tétrachlorure de carbone, au TCE et au PCE. Le troisième constat est que les activités les plus à risques d'avoir contaminé un site au 1,4-dioxane et aux solvants chlorés sont celles associées au nettoyage et au dégraissage lors de la fabrication et de l'entretien de pièces métalliques. Au Canada, en 1991, 14 600 tonnes des quatre principaux solvants chlorés (TCA, DCM, TCE et PCE) ont été utilisées pour le dégraissage (Gérin et Bégin, 1995).

Présentement, au Québec, les résidus de fond de cuves constitués d'huile et de solvants sont encadrés par la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE) (L.R.Q., c. Q-2) et le *Règlement sur les matières dangereuses* (c. Q-2, r. 32). Cependant, cela n'a pas toujours été le cas. Afin de cerner quels sont les sites québécois qui sont le plus susceptibles d'être à l'origine d'un panache de contamination de 1,4-dioxane associé aux solvants chlorés, il serait approprié de débiter l'investigation par les sites qui sont connus pour avoir été contaminés au TCA, puisque c'est la substance la plus susceptible d'être à l'origine de la contamination au 1,4-dioxane.

Il est possible de consulter deux répertoires que le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) tient à la disposition du public, sur son site Web, soit : le *Répertoire des terrains contaminés* et le *Répertoire des dépôts de sols et de résidus*

industriels (MDDEP, 2012). Une recherche effectuée sur le *Répertoire des dépôts de sols et de résidus industriels* du MDDEP, le 18 mars 2012, n'a présenté aucun résultat pour le contaminant « Trichloroéthane » ou pour le contaminant « Trichloro-1,1,1 éthane » sur l'ensemble du Québec, mais a fait ressortir 7 résultats pour le terme « Solvants » et 4 pour « Hydrocarbures chlorés ». De son côté, la même recherche sur le *Répertoire des terrains contaminés* a présenté 7 résultats pour « Trichloroéthane », 5 pour « Trichloro-1,1,1 éthane », 26 pour « Solvants » et 19 pour « Hydrocarbures chlorés ». Ces résultats sont présentés au tableau 1.3.

Tableau 1.3 : Sites contaminés au Québec (18 mars 2012)

Nom du produit cherché	Répertoire des dépôts de sol et de résidus industriels (nombre de sites)	Répertoire des terrains contaminés (nombre de sites)
Trichloroéthane	0	7
Trichloro-1,1,1 éthane*	0	5
Solvants*	7	26
Hydrocarbures chlorés*	4	19

*Contaminant non listé dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*

Ces résultats pourraient constituer un point de départ dans la recherche de panaches de contamination aux solvants chlorés accompagnés de 1,4-dioxane. Il faudrait cependant procéder à une étude des dossiers, car un site enregistré sous « Solvants » ou « Hydrocarbures chlorés » ne présente pas nécessairement une contamination en TCA. Puisque les panaches recherchés dateraient majoritairement de plus d'une vingtaine d'années, il est possible que le TCA y soit en partie dégradé. Il semblerait donc pertinent

de vérifier également les panaches présentant les produits de dégradation du TCA soit : le DCA, le DCE, le chloroéthane et le chlorure de vinyle. Cependant, la recherche effectuée au *Répertoire des terrains contaminés* et au *Répertoire des dépôts de sols et de résidus industriels* n'a révélé aucun site inscrit pour l'un des produits de dégradation du TCA qui ne soit également inscrit pour l'un des produits présentés au tableau 1.3. La recherche pourrait ensuite être étendue à deux autres types de panaches. Le premier type est celui contenant du DCM, puisque le 1,4-dioxane y a également été associé. Le second est celui contenant du tétrachlorure de carbone, du TCE et du PCE, puisque ces solvants ont été utilisés aux mêmes fins que le TCA, à des époques différentes. Leur présence pourrait servir d'indicateur dans des cas où le TCA serait entièrement dégradé.

Une fois les sites sélectionnés, il est également important de posséder une bonne compréhension des conditions hydrogéologiques de chaque site ainsi que de la position de l'ensemble du panache, puisque le 1,4-dioxane se trouve au front de ce dernier. Si la queue du panache est échantillonnée, au lieu du front, il est possible de passer à côté de la contamination en 1,4-dioxane et de conclure à tort que le panache en est entièrement exempt. Si l'analyse du panache ne révèle pas de TCA et que l'historique du site à l'origine du déversement révèle que le solvant chloré analysé dans le panache a été utilisé après le TCA, ces deux indices portent à croire que le 1,4-dioxane sera d'autant plus décalé à l'aval du panache investigué.

2 CRITÈRES ET MÉTHODES ANALYTIQUES ASSOCIÉES

De nombreux organismes officiels ont effectué des revues d'études toxicologiques afin d'émettre des normes, critères ou lignes directrices concernant le 1,4-dioxane. Une attention particulière est portée à certains d'entre eux, afin de refléter les orientations de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* qui précise que ses critères pour l'eau destinée à des fins de consommation se basent principalement sur ceux élaborés par Santé Canada, par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) ou par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) (MDDEP, 2002). Puisque cette politique détermine ses critères pour l'eau souterraine en fonction de l'usage qui en est fait, elle détermine des critères, d'une part, pour l'eau destinée à des fins de consommation et de l'autre, pour la résurgence dans les eaux de surface et l'infiltration dans les égouts (RÉSI). Ce chapitre adresse la toxicologie et les normes, critères et lignes directrices sous cet angle.

Il débute avec un résumé des effets connus sur la santé humaine puis, de ceux sur la vie aquatique. Ensuite, un portrait des normes, critères et lignes directrices pour le 1,4-dioxane dans l'eau souterraine est brossé. Les méthodes analytiques permettant la détection des concentrations limites dévoilées précédemment suivent, pour terminer le chapitre en traitant de critères et de méthodes analytiques adaptés au contexte québécois.

2.1 Effets sur la santé humaine

Chez l'humain, le 1,4-dioxane est rapidement absorbé par les voies respiratoires et par ingestion et dans une moindre mesure par contact cutané (OMS, 2005). Il est ensuite rapidement métabolisé et éliminé par l'organisme où il ne s'accumule pas (*ib.*). La présence de 1,4-dioxane dans l'eau souterraine peut affecter ces trois voies de pénétration. L'eau contaminée peut être bue ou venir en contact direct avec la peau lors de la baignade. Le 1,4-dioxane peut également être respiré lors de la douche puisque le cabinet de douche constitue généralement un espace fermé où le 1,4-dioxane peut passer dans l'air (ATSDR, 2007).

Peu d'études ont été directement effectuées sur les humains et ces dernières traitent uniquement de l'inhalation du 1,4-dioxane. Des cas d'intoxications aiguës qui ont été rapportés chez des travailleurs servent également de repère, puisque, pour des raisons d'éthiques évidentes, les doses létales ne sont pas directement testées chez des volontaires humains. Certaines études, effectuées dans les années 1930 et 1940 sur de petits groupes de volontaires, ont porté sur des expositions à de fortes concentrations (200-5 500 ppm) pour de courtes périodes (1-15 minutes) alors que d'autres, plus récentes ont porté sur l'exposition de volontaires à des concentrations de 0 à 50 ppm pour une période variant de 2 à 6 heures. Seulement deux études épidémiologiques bien documentées ont été effectuées chez les travailleurs exposés dans le cadre de leur emploi, afin d'observer les effets d'une exposition chronique. Cependant, ces groupes, composés respectivement de 74 et 164 personnes, ont été considérés comme étant trop petits pour que les chercheurs soient en mesure de porter un jugement quant à la déviance du nombre de cas rapporté par rapport à celui de la population en général. (Environnement Canada et Santé Canada, 2010; US EPA, 2010a; Commission européenne, 2002; OMS, 2005)

Les effets généralement rapportés à court terme sont l'irritation des muqueuses et du système respiratoire ainsi que les dommages au foie et aux reins pouvant entraîner la mort dans certains cas. Les effets à long terme touchent également les dommages au foie et aux reins. On ne dispose pas de données suffisantes pour se prononcer sur la cancérogénicité de la substance, directement à partir des études effectuées sur des groupes humains. Cependant, une étude où le 1,4-dioxane était la seule substance à laquelle les travailleurs étaient exposés et où la consommation d'alcool a été prise en compte, a révélé une hausse de 50 % de l'incidence du cancer du foie. Les données sont toutefois insuffisantes pour évaluer les doses auxquels les travailleurs ont été exposés. (Environnement Canada et Santé Canada, 2010; US EPA, 2010a; Commission européenne, 2002; OMS, 2005)

Des études ont été effectuées sur les animaux (rat, souris, cobaye, lapin, chat), auxquels le 1,4-dioxane a été administré par voie orale, cutané ou par inhalation. C'est à partir de l'extrapolation des résultats de ces nombreuses études, bien documentées, que les avis

concernant la génotoxicité et la cancérogénicité sont émis. Le potentiel génotoxique est considéré faible pour l'humain. Les preuves de sa cancérogénicité sont considérées comme suffisantes chez les rongeurs, en ce qui concerne l'activité de promotion des tumeurs, mais pas en ce qui concerne l'initiation de ces dernières. Le 1,4-dioxane n'est donc pas considéré comme un carcinogène complet. Puisqu'il n'y a pas de preuve suffisante de sa cancérogénicité chez l'humain, il est considéré comme « probablement » ou « possiblement » cancérogène par le Centre international de recherche sur le cancer de l'OMS, la Commission européenne et l'US EPA. (Environnement Canada et Santé Canada, 2010; US EPA, 2010a; Commission européenne, 2002; OMS, 2005)

2.2 Effets sur la vie aquatique

Des valeurs concernant les toxicités aiguë et chronique sont disponibles pour des poissons, des invertébrés et des algues. Ces valeurs représentent soit la concentration qu'on estime susceptible de causer un effet sublétalement toxique chez 50 % des organismes (CE_{50}), soit la concentration qu'on estime létale pour 50 % des organismes (CL_{50}) ou encore, une concentration pour laquelle aucun effet n'a été observé (CSEO). C'est à partir de ces données et de leur extrapolation que les critères, normes et lignes directrices sont émis concernant les effets sur la vie aquatique. (NICNAS, 1998; Commission européenne, 2002; CCME, 2008; Environnement Canada et Santé Canada, 2010).

2.3 Normes, critères, et lignes directrices pour l'eau souterraine

Les normes, critères et lignes directrices expriment tous des concentrations maximum de contaminant en fonction d'un usage de l'eau. Dans le cadre de ce document, l'expression norme est appliquée aux valeurs réglementées par la législation appropriée. Puisque le processus de modifications des lois et règlements est généralement assez lourd, les normes sont peu nombreuses et concernent les substances les plus susceptibles de contaminer les nappes d'eau souterraine et de nuire à la santé et à l'environnement. Les critères quant à eux peuvent être utilisés pour accorder des permis, tel un permis pour exploiter et distribuer

l'eau souterraine en tant qu'eau potable. Le processus de mise à jour des critères est généralement moins lourd que celui des normes et peut être régulièrement effectué. Finalement les lignes directrices sont des avis qui peuvent être émis par des organismes tel Santé Canada, afin de renseigner sur les concentrations considérées dangereuses pour un type d'exposition précis. Elles peuvent être utilisées au cas par cas, pour des situations de décontamination particulières, par exemple. Dans cette section, les limites pour l'eau souterraine potable et pour les autres utilisations de l'eau souterraine sont visitées selon leur géographie, premièrement au Canada puis aux États-Unis et finalement dans le reste du monde. Une synthèse de ces valeurs limites de concentration est présentée à la fin de la section.

2.3.1 Normes, critères et lignes directrices au Canada

Les normes, critères et lignes directrices varient en fonction de l'utilisation de l'eau au Canada. Cette sous-section aborde d'abord le cas de l'eau souterraine utilisée pour l'approvisionnement en eau potable puis celui de l'eau souterraine utilisée à d'autres fins.

En ce qui concerne l'eau souterraine destinée à la consommation, Santé Canada ne propose aucune ligne directrice pour le 1,4-dioxane, dans la version 2010 de son document intitulé « *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* » (Santé Canada, 2010). De même, dans le document intitulé « *Évaluation préalable pour le défi concernant le 1,4-Dioxane* », préparé par Environnement Canada et Santé Canada (2010, p. 28), il est précisé que :

« ... le 1,4-dioxane est considéré comme une substance ne pénétrant pas dans l'environnement en quantités, à des concentrations ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger pour la vie ou la santé humaine au Canada. »

Au Québec, le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (c. Q-2, r. 40) n'impose aucune limite concernant la concentration de 1,4-dioxane dans l'eau potable. La *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MDDEP, 2002) ne

mentionne aucun critère concernant le 1,4-dioxane, mais elle précise que ses critères proviennent en priorité de ceux élaborés par Santé Canada. En l'absence de recommandations de Santé Canada, il est précisé que le critère le plus sévère entre celui de l'US EPA ou celui de l'OMS ajusté pour un risque d'un cas additionnel de cancer pour un million, couramment décrite par l'expression $1 \cdot 10^{-6}$, est retenu.

L'Ontario est la seule province canadienne pour laquelle des normes concernant le 1,4-dioxane dans l'eau potable ont été trouvées. Bien que le 1,4-dioxane ne figure pas à l'annexe II du règlement *Normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario* (O. Reg. 169/03) découlant de la *Loi de 2002 sur la salubrité de l'eau potable* (L.O. 2002, c. 32), l'eau potable y est protégée par la section XV.1 de la *Loi sur la protection de l'environnement* (L.R.O. 1990, c. E.19) portant sur les dossiers de l'état des sites et par le règlement qui en découle, le *Records of site condition – part XV.1 of the Act* (O. Reg. 153/04). La norme pour la concentration en 1,4-dioxane dans l'eau souterraine potable y est de 50 µg/l (MOE, 2011a). Notons que la *Loi de 2006 sur l'eau saine* (L.O. 2006, c. 22) identifie le 1,4-dioxane dans ses tableaux de menaces pour l'eau potable, lors de la manipulation et de l'entreposage de liquides denses non miscible avec l'eau, ainsi que lors de la gestion de liquides de déglçage pour les avions (MOE, 2008).

En ce qui concerne les autres utilisations de l'eau souterraine, le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) peut émettre des lignes directrices touchant la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (eau douce et salée) ainsi que pour la protection de l'agriculture (irriguer les champs et abreuver le bétail). Dans son document de 2008, intitulé « *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique - 1,4-dioxane* », il précise qu'aucune recommandation canadienne n'a été prise, car les études effectuées ne répondaient pas aux exigences minimales nécessaires pour se prononcer. Ce document précise également que les données de toxicité marine n'ont pas été évaluées (CCME, 2008). Au moment d'écrire ces lignes, le CCME ne s'est pas prononcé en ce qui concerne la protection de l'agriculture (CCME, s. d.).

Une évaluation préalable a été présentée conjointement par Environnement Canada et Santé Canada en 2010. Une valeur de concentration estimée sans effet (CESE) y est estimée à 57 500 µg/l, à partir des données disponibles sur la toxicité aquatique (Environnement Canada et Santé Canada, 2010).

Au Québec, le 1,4-dioxane ne figure pas dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MDDEP, 2002) en ce qui concerne le RÉSI. Cependant, cette politique précise que les critères qu'elle retient pour cet usage sont calculés à partir des valeurs énoncées dans le document « *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* » en choisissant la valeur la plus faible entre les suivantes : soit 1 fois le critère pour la vie aquatique aiguë; soit 100 fois le critère pour la vie aquatique chronique; soit 100 fois le critère pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques; ou 100 fois le critère pour la faune terrestre piscivore (*ib.*). Bien que ce document ne présente aucune valeur pour la protection de la faune terrestre piscivore, le critère de la vie aquatique aiguë y est fixé à 200 000 µg/l, le critère de vie aquatique chronique à 22 000 µg/l et le critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques à 280 µg/l (MDDEP, 2008).

L'Ontario couvre également l'eau souterraine non potable par la section XV.1 de la *Loi sur la protection de l'environnement* (L.R.O. 1990, c. E.19) et le règlement qui en découle, le *Records of site condition – part XV.1 of the Act* (O. Reg. 153/04). Les facteurs qui font varier la valeur des normes pour l'eau souterraine non potable sont la granulométrie du sol, l'épaisseur du dépôt meuble dans lesquels se trouve l'eau souterraine et la proximité d'eau de surface (MOE, 2011a). Ces normes varient de 190 000 µg/l pour un dépôt meuble de moins de 2 mètres au-dessus du roc à 7 300 000 µg/l pour un dépôt meuble de plus de 2 mètres constitué de sol fin en passant par 1 900 000 µg/l, soit pour un dépôt de plus de 2 mètres constitué de sol grossier, ou pour tous les types de dépôts situés à moins de 30 mètres d'une étendue d'eau de surface (*ib.*).

2.3.2 Normes, critères et lignes directrices aux États-Unis

En ce qui concerne l'eau souterraine utilisée comme eau potable aux États-Unis, il n'existe pas de norme fédérale qui réglemente le 1,4-dioxane. Cependant, l'US EPA rend publique la concentration correspondant à un cas additionnel de cancer de $1 \cdot 10^{-6}$ et certaines directions régionales ont émis une ligne directrice portant sur la concentration pour un niveau de dépistage dans l'eau du robinet. Les états peuvent également adopter leurs propres normes, critères et lignes directrices. Certains états ont adopté une concentration à laquelle les autorités doivent aviser le public lorsque cette valeur est atteinte. Il existe également, des limites auxquelles la production d'eau potable doit être interrompue.

Le tableau 2.1 (modifié de Mohr *et al.*, 2010, p. 267-269), présente un portrait des différentes limites en vigueur aux États-Unis, en 2007. Les limites pour l'eau potable et l'eau du robinet sont présentées dans la première colonne. Bien que la majorité des valeurs soient comprises entre 3 et 85 $\mu\text{g/l}$, certaines sont nettement plus élevées. L'explication vient généralement de la durée d'exposition associée à la limite. Dans la plupart des cas les concentrations correspondent à celles qui sont considérées sécuritaires pour une consommation quotidienne. Certains états tels New York ou le Dakota du Sud précisent une durée d'exposition d'un ou dix jours associée à leur limite, ce qui donne lieu à des valeurs beaucoup plus importantes (300 à 4 000 $\mu\text{g/l}$). Le Michigan quant à lui, possède une limite différente pour l'eau potable résidentielle (85 $\mu\text{g/l}$) et pour l'eau potable industrielle (350 $\mu\text{g/l}$). Cette dernière limite s'est avérée être, et de loin, la plus élevée pour une consommation quotidienne. La seconde colonne, quant à elle, présente les critères pour l'eau souterraine en général, sans préciser si elle constitue une source d'eau potable ou non. Les limites qu'on y retrouve varient de 1 à 77 $\mu\text{g/l}$, à l'exception de celle du Nouveau-Mexique qui présente une limite pour une exposition de 10 jours à 568 $\mu\text{g/l}$.

Plusieurs états ont basé leurs critères ou lignes directrices sur la ligne directrice émise par leur direction régionale de l'US EPA. Puisque la direction régionale des régions 3, 6 et 9 a émis une ligne directrice à 6,1 $\mu\text{g/l}$, cette valeur a été adoptée par plusieurs états

(US EPA, 2009). D'autres, ont utilisé la valeur correspondant à un risque additionnel de cancer de $1 \cdot 10^{-6}$, émise par l' US EPA. Depuis 1998, cette valeur calculée était de 3 µg/l, mais elle a été révisée en 2010 à 0,35 µg/l (CDPH, 2011; US EPA, 2010b). Certains états ont déjà changé leurs critères et lignes directrices, afin de tenir compte de cette modification. Par exemple, la Californie a abaissé la concentration d'avis au public à 1 µg/l (CDPH, 2011) et le Massachusetts a révisé sa ligne directrice concernant le 1,4-dioxane dans l'eau potable, l'abaissant à 0,3 µg/l en 2011 (Commonwealth of Massachusetts, 2011).

Tableau 2.1 : Limites aux États-Unis en 2007
(modifié de Mohr *et al.*, 2010, p. 267-269)

État	Eau potable/eau du robinet (µg/l)	Eau souterraine générale (µg/l)	Eau souterraine non potable (µg/l)
Alaska		77	
Californie	3		
Caroline du Sud	70		
Colorado		6,1	
Connecticut	20		
Dakota du Sud	300 ¹ - 4000 ²		
Delaware		6	
Floride		3,2	
Hawaï	6,1		
Illinois		1	
Maine	32		
Massachusetts	3	3	6 000 - 50 000

État	Eau potable/eau du robinet (µg/l)	Eau souterraine générale (µg/l)	Eau souterraine non potable (µg/l)
Michigan	85 - 350		
Minnesota	30		
Mississippi		6,09	
Missouri		3	
Montana	6,1		
New Hampshire		3	
Nouveau-Mexique		568 ¹	
New York	600 ¹		
North Carolina		7	
Oklahoma	6,1		
Oregon	5,2 - 37		
Pennsylvanie	5,6 - 24		56 - 240
Tennessee		3	
Texas		8,3 - 18,6	
Virginie		6,1	
Virginie-Occidentale		6,1	
Washington		7	

¹ : Pour une exposition de 10 jours

² : Pour une exposition d'un jour

En ce qui concerne la restauration des sites contaminés, seul le Colorado possède une norme établie à 6,1 µg/l jusqu'en mars 2012 et à 3,2 µg/l après cette date (US EPA, 2009). Les autres états peuvent cependant se baser sur leurs critères et lignes directrices pour établir un objectif de restauration de l'eau souterraine. En 2009, ces objectifs variaient entre 3 et 85 µg/l pour les différents états (ib.).

En ce qui concerne les autres utilisations de l'eau souterraine, les critères sont plus rarement définis et les concentrations se situent habituellement dans l'ordre de grandeur du milligramme par litre d'eau. Le tableau 2.1 (modifié de Mohr *et al.*, 2010, p. 267-269) présente les valeurs limites pour l'eau souterraine non potable en vigueur en 2007, dans la dernière colonne. Seuls les états du Massachusetts et de la Pennsylvanie y sont représentés avec des limites respectives entre 56-240 µg/l et 6 000-50 000 µg/l. (Mohr *et al.*, 2010).

2.3.3 Normes, critères et lignes directrices dans le reste du monde

En ce qui concerne l'eau souterraine utilisée comme eau potable dans le reste du monde, le Japon est le seul pays pour lequel une norme pour l'eau potable a été trouvée, dans le cadre de ce travail. Cette norme est fixée à 50 µg/l (MHLW, 2010).

L'OMS a émis une ligne directrice recommandant une concentration maximale de 50 µg/l. Cette concentration est associée à un risque supplémentaire de cancer de $1 \cdot 10^{-5}$ (OMS, 2005).

En ce qui concerne les autres utilisations de l'eau souterraine dans le reste du monde, le National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme en Australie conclut dans son rapport de 1998 que : « *D'après les résultats obtenus, le 1,4-dioxane peut être classifié comme étant pratiquement non toxique pour les micro-organismes, plantes et invertébrés aquatiques ainsi que sur les poissons.* » (NICNAS, 1998, p. 18). Pour sa part, la Commission européenne considère que les CESE sont de 2 900 000 µg/l pour les micro-organismes et de 57 500 µg/l pour l'eau, en tenant compte des poissons, des invertébrés et des algues (Commission européenne, 2002).

2.4 Méthodes analytiques

Une des raisons pour lesquelles la problématique du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine a tardé à se faire connaître est la difficulté à le détecter lors des analyses en laboratoire. En raison de sa grande solubilité dans l'eau, de sa faible constante de Henry et de son faible coefficient d'adsorption sur le carbone organique, les limites de détections du 1,4-dioxane dans l'eau ont longtemps été 100 fois plus élevées que celles des autres composés organiques volatils (Mohr, 2001). Par exemple, Lesage *et al.* (1990), fait état d'une limite de détection de 150 µg/l. Au cours des dernières années, les techniques se sont affinées afin d'atteindre des limites de détection du même ordre de grandeur que les normes et les critères en vigueur pour l'eau potable, soit entre 0,35 et 50 µg/l.

Afin d'être en mesure de révéler des concentrations de cet ordre, les échantillons d'eau souterraine doivent d'abord subir une préparation particulière. Les méthodes suivantes peuvent être utilisées, seules ou en combinaison :

- Une variation de la méthode par purge et piégeage où la purge est effectuée à température élevée afin de tenir compte du point d'ébullition élevé du 1,4-dioxane, selon la méthode 5030C de l'US EPA (US EPA, 2003);
- La distillation sous vide, selon la méthode 8261A de l'US EPA (US EPA, 2006b);
- La distillation azéotropique, selon la méthode 5031 de l'US EPA (US EPA, 1996);
- L'extraction sur phase solide, utilisée dans la méthode 522 de l'US EPA (US EPA, 2008);
- L'extraction liquide-liquide (Park *et al.*, 2005);
- Micro-extraction surgelée (Li *et al.*, 2011).

L'échantillon peut ensuite être analysé par chromatographie gazeuse et par spectroscopie de masse (CG/SM). Afin d'améliorer la précision, le spectromètre de masse peut se

concentrer sur certains ions sélectionnés. En anglais, ce réglage de l'appareil est appelé SIM, qui est l'acronyme de « *Selective Ion Mode* ». (Mohr *et al.*, 2010; US EPA, 2009; Park *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2011)

Dans leur étude, l'équipe Park *et al.* (2005) compare une méthode de préparation par extraction liquide-liquide en utilisant le dichlorométhane comme solvant, suivie d'une analyse par CG/SM avec deux autres méthodes de préparation couramment utilisées soit l'extraction sur phase solide et la purge et piégeage. La méthode par purge et piégeage a présenté une limite de détection de 25 µg/l, ce qui a été considéré trop élevé. L'extraction liquide-liquide a pour sa part présenté une limite de détection de 0,2 µg/l.

L'extraction liquide-liquide a également été préférée puisque cette méthode demande moins de la demie du temps de préparation des deux autres méthodes et que cette préparation n'a pas besoin d'être effectuée par un analyste expérimenté. Pour ces raisons, la méthode liquide-liquide est également la moins coûteuse. Les auteurs ont conclu en recommandant la méthode d'extraction liquide-liquide pour le suivi du 1,4-dioxane dans l'eau, effectué par le *National Institute of Environmental Reserch*, en Corée.

L'équipe Li *et al.* (2011), de son côté, a innové en congelant l'échantillon aqueux avec le solvant d'extraction afin d'effectuer l'analyse par micro-extraction avec CG/SM-SIM. Cette méthode qui nécessite uniquement un échantillon de 0,2 ml est économe en temps, en réactifs et est effectuée avec des appareils qu'on retrouve couramment dans les laboratoires. Il en découle qu'elle est peu coûteuse et qu'elle est respectueuse de l'environnement. Sa limite de détection est évaluée à 1,6 µg/l. De plus, puisque qu'une contamination au TCA accompagne couramment celle au 1,4-dioxane dans l'eau souterraine et qu'une étude antérieure, portant sur l'extraction sur phase solide, avait révélé une baisse du taux de récupération en présence de concentrations importantes de TCA, des échantillons dans lesquels du TCA a été ajouté ont également été testés. Les résultats d'analyse pour le 1,4-dioxane n'ont pas été affectés par la présence de TCA avec cette méthode.

Les états de la Californie et du Massachusetts utilisent la méthode 522 de l'EPA, pour l'analyse de 1,4-dioxane dans l'eau potable (US EPA, 2008). Cette méthode combine l'extraction sur phase solide avec la CG/SM-SIM. L'Ontario, quant à elle, utilise la dilution isotopique afin de préparer les échantillons à la CG/SM (MOE, 2011b).

2.5 Critères et méthodes analytiques adaptés au contexte québécois

À la lumière des informations recueillies aux sections précédentes, une proposition de normes ou critères est d'abord présentée. À titre indicatif, les trois principaux laboratoires de la région de Montréal ainsi que le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) ont été contactés afin de s'assurer que des analyses peuvent effectivement être conduites avec les limites proposées. Les résultats de ce bref tour d'horizon sont ensuite présentés.

2.5.1 Proposition de critères pour le Québec

Une majorité de législations semble considérer que le risque que le 1,4-dioxane se retrouve dans l'eau potable n'est pas suffisamment élevé pour lui dédier une norme et exiger son analyse systématique. Cependant, la restauration de sites contaminés peut nécessiter des critères particuliers, appropriés aux activités qui s'y sont déroulées.

Pour l'eau potable, l'OMS, le Japon et l'Ontario, utilisent une concentration qui est associée à un cas supplémentaire de cancer de $1 \cdot 10^{-5}$. De leur côté, de nombreux états américains utilisent la limite associée à un cas supplémentaire de cancer de $1 \cdot 10^{-6}$. La valeur de la concentration associée à ce risque dépend des études consultées ainsi que de la méthode de calcul utilisée. La concentration associée à un cas supplémentaire de cancer de $1 \cdot 10^{-6}$ est passée de 3 µg/l à 0,35 µg/l aux États-Unis, en 2010. Certains états ont à leur tour, ajustés leur critère ou ligne directrice afin d'en tenir compte. Si le Québec décidait d'adopter une norme ou un critère pour l'eau souterraine utilisée comme eau potable, en l'absence de norme ou de recommandations venant de Santé Canada, la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MDDEP, 2002) précise

que c'est la valeur de la concentration la plus faible entre celle de l'US EPA et de l'OMS ajustée pour un risque de cancer additionnel de $1 \cdot 10^{-6}$ qui serait choisie. Le critère de l'OMS une fois ajusté à un risque de cancer additionnel de $1 \cdot 10^{-6}$ passe à 5 µg/l. C'est donc le critère de l'US EPA qui est le plus faible avec 0,35 µg/l et qui serait adopté. Il est recommandé d'adopter le critère de 0,35 µg/l pour le 1,4-dioxane dans l'eau souterraine destinée aux fins de consommation.

Les limites concernant les autres utilisations de l'eau sont beaucoup plus élevées et sont généralement de l'ordre du milligramme ou du gramme par litre d'eau. Ceci est dû à la faible toxicité du 1,4-dioxane pour la vie aquatique. Si le Québec décidait d'adopter une norme ou un critère RÉSI, il lui suffirait de suivre les directives de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MDDEP, 2002) et d'y appliquer les valeurs mentionnées au document *Critère de qualité de l'eau de surface* pour le 1,4-dioxane tel que mentionné à la section 2.3.1. La valeur retenue serait la plus faible, c'est à dire 100 fois le critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques soit : $(100 \cdot 280 \text{ µg/l}) = 28\,000 \text{ µg/l}$ (MDDEP, 2008). Il est recommandé d'adopter le critère RÉSI de 28 000 µg/l pour le 1,4-dioxane.

2.5.2 Disponibilité des analyses au Québec

Au Québec, le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) offre une analyse du 1,4-dioxane dans un échantillon d'eau avec une extraction liquide-liquide suivie d'une analyse par CG/SM, dont la limite de détection est de 0,3 µg/l, pour la somme de 300 \$ (Deblois, 2012; Fortier, 2012). Le délai pour ce type d'analyse peut aller jusqu'à six semaines. (Fortier, 2012)

Sur leur site Web, les laboratoires Maxxam Analytics et Agat proposent une analyse conforme aux normes ontariennes en vertu du règlement 153/04 (Maxxam, 2012; Agat Laboratoires, s. d.). Jointes par courriel, les deux laboratoires ont affirmé pouvoir faire effectuer cette analyse par leur laboratoire ontarien avec des limites de détection de 20 µg/l, à un prix unitaire entre 60 et 150 \$, le matériel d'échantillonnage spécialisé peut être en sus

(Shah, 2012a; Shah, 2012b; Perron, 2012). Le délai d'analyse du laboratoire Maxxam est de 10 jours ouvrables (Shah, 2012a). Le laboratoire Exova, quant à lui, présente uniquement l'analyse pour les États-Unis sur son site Web, à des limites de détection variant de 0,5 à 2 µg/l (Exova, s. d.). Joint par téléphone, la chimiste au département d'expertise du laboratoire de Pointe-Claire a précisé que la limite de détection (généralement de l'ordre du milligramme par litre) est évaluée à chaque fois que la méthode est montée et que le délai d'analyse varie entre 10 et 15 jours (Roux, 2012). Quant au prix, pour cette analyse non routinière, il faut compter 500 \$ par échantillon à moins que le volume des échantillons n'entraîne un escompte, ainsi que des coûts de 800 \$ pour monter la méthode (*ib.*).

Tous les laboratoires joints sont en mesure d'effectuer des analyses d'eau souterraine pour le 1,4-dioxane avec une limite de détection inférieure au critère RÉSI proposée, à 28 000 µg/l. Cependant, seul le CEAEQ propose d'emblée une limite de détection inférieure à la limite pour l'eau souterraine potable, proposée à 0,35 µg/l.

L'ordre de grandeur des limites de détection des laboratoires offrant l'analyse du 1,4-dioxane pour le Québec varie de 0,35 µg/l à quelques mg/l, ce qui représente un écart d'un ordre de grandeur de 10^4 . Cet écart implique que des analyses ayant présenté un résultat négatif pour le 1,4-dioxane dans le passé ne sont pas nécessairement significatives. Il conviendrait de revisiter ces résultats en portant une attention particulière à la limite de détection qui a été déclarée. Il serait alors possible de déterminer si cette dernière est inférieure au critère applicable à l'utilisation de l'eau du panache testé. Si ce n'est pas le cas, il conviendrait d'effectuer de nouvelles analyses avec une méthode dont la limite de détection est appropriée.

3 TECHNOLOGIES DE DÉCONTAMINATION

Ce chapitre débute avec un constat concernant les différences entre la remédiation du 1,4-dioxane et celle des solvants chlorés dans l'eau souterraine. Il enchaîne ensuite avec une explication des principes soutenant les procédés de dégradation efficaces à l'endroit du 1,4-dioxane, d'abord pour l'oxydation chimique, ensuite pour les procédés biologiques. La description de ces technologies de décontamination est ensuite présentée puis, les avantages et inconvénients du traitement *in situ* et *ex situ* sont visités. Le chapitre se termine par une synthèse des technologies retenues suivi des particularités de l'application de ces technologies au Québec.

3.1 Traitements traditionnels pour solvants chlorés

Les méthodes les plus souvent employées pour traiter l'eau contaminée aux solvants chlorés sont : la volatilisation, le barbotage et l'adsorption sur charbon activé (FRTR, s. d.; DiGuseppi and Whitesides, 2007; US EPA, 2006a).

Le principe de la volatilisation consiste à mettre l'eau contaminée en contact avec de l'air. C'est un procédé *ex situ*, c'est-à-dire que l'eau souterraine est d'abord pompée avant d'être traitée. Plusieurs technologies peuvent être utilisées pour provoquer la volatilisation des contaminants telles : la tour de garnissage, l'irrigation par aspersion, l'aération en bassin à plateaux et l'aération par insufflation d'air. Pour volatiliser les contaminants *in situ*, c'est-à-dire dans le sol saturé, on utilise le barbotage. Le principe du barbotage consiste à injecter de l'air sous pression dans la nappe. Dans les deux cas, le contaminant passe de l'eau à l'air. Les gaz doivent donc être recueillis et traités. Pour sa part, l'adsorption consiste à faire passer l'eau ou le gaz contaminé au travers d'un adsorbant, généralement du charbon activé. L'adsorbant doit ensuite être traité. (Gouvernement du Canada, 2010)

En ce qui concerne le 1,4-dioxane, la volatilisation et l'adsorption sur charbon activé sont inefficaces. Comme il a été présenté à la section 1.3, sa grande solubilité, sa faible tension de vapeur et sa faible constante de Henry le portent à rester dissous dans l'eau et à ne pas

passer à la phase gazeuse lors de la volatilisation ou du barbotage. En ce qui concerne l'adsorption, c'est son faible coefficient d'adsorption sur le carbone organique qui explique les résultats décevants de cette méthode. Le 1,4-dioxane peut être séparé de l'eau par distillation. Cependant, son point d'ébullition élevé rend cette méthode trop coûteuse en énergie en ce qui concerne les grandes quantités d'eau faiblement contaminées que forment les panaches des eaux souterraines (Ghosh *et al.*, 2010; Vescovi *et al.*, 2010; Suh and Mohsenhi, 2004). Il semble généralement reconnu que les techniques qui ont fait leur preuves afin d'éliminer le 1,4-dioxane de l'eau souterraine sont celles d'oxydation avancée (Zenker *et al.*, 2003; DiGuseppi and Whitesides, 2007).

3.2 Principes d'oxydation avancée

L'objectif des procédés d'oxydation avancée est de produire un oxydant puissant, généralement le radical hydroxyle ($\bullet\text{OH}$), qui est en mesure de minéraliser complètement les contaminants organiques (Gosh *et al.*, 2010; Laforest *et al.*, 2010). Le tableau 3.1 (modifié de Muzattiz, 2010 p. 17 et Huling and Pivetz, 2006, p. 2) présente, pour les principaux oxydants utilisés en restauration de sites, le potentiel d'oxydation standard à 25 °C, ainsi que le potentiel relatif de l'oxydant par rapport à celui du radical hydroxyle. Ce dernier possède un potentiel d'oxydation deux fois plus élevé que celui du chlore et nettement plus élevé que celui des oxydants généralement utilisés tels : le permanganate, le peroxyde d'hydrogène ou l'ozone (DiGuseppi and Whitesides, 2007; Muzattiz, 2010; ITRC, 2005). Afin de produire le radical hydroxyle, les procédés d'oxydation avancée combinent généralement un oxydant fort tel l'ozone ou le peroxyde d'hydrogène, à un catalyseur (Fe^{2+} , TiO_2) et/ou de l'irradiation (rayonnements ultraviolet, ultrasons) (Muzattiz, 2010; Roudier, 2005).

Le persulfate de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) peut produire, lorsqu'il est activé, le radical sulfate ($\bullet\text{SO}_4^-$). Le tableau 3.1 (modifié de Muzattiz, 2010, p. 17; Huling and Pivetz, 2006, p. 2) présente un potentiel d'oxydation pour ce dernier atteignant 93 % de celui du radical

hydroxyle, ce qui le qualifie également comme un procédé d'oxydation avancé par certains auteurs (DiGuseppi and Whitesides, 2007).

Tableau 3.1 : Potentiel oxydant et potentiel par rapport au radical hydroxyle (modifié de Muzattiz, 2010 p. 17; Huling and Pivetz, 2006, p. 2)

Oxydant	Potentiel d'oxydation standard à 25° (volts)	Potentiel par rapport à celui du radical hydroxyle
Radical hydroxyle ($\bullet\text{OH}$)	2,8	100 %
Radical sulfate ($\bullet\text{SO}_4^-$)	2,6	93 %
Ozone (O_3)	2,1	75 %
Persulfate ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$)	2,1	75 %
Peroxyde d'hydrogène (H_2O_2)	1,8	64 %
Permanganates (MnO_4^-)	1,7	61 %
Chlore (Cl_2)	1,4	50 %

3.2.1 Procédés d'oxydation avancée à l'aide du $\bullet\text{OH}$

C'est un nombre impair d'électrons qui rend le radical hydroxyle ($\bullet\text{OH}$) si réactif (Olivier, 2009; Huling and Pivetz, 2006). Il est particulièrement efficace à dégrader les composés possédant une double liaison C=C tels le TCE et le PCE (Huling and Pivetz, 2006; ITRC, 2005). Il ne réagit que faiblement avec les composés ne possédant pas ce double lien tels le TCA, le tétrachlorure de carbone, le DCM et le chloroforme, mais ces composés sont vulnérables à certains réducteurs qui peuvent être également présents dans les réactions tels le radical superoxyde ($\bullet\text{O}_2^-$) et l'anion hydroperoxyde (HO_2^-) (Huling and Pivetz, 2006). Il

en découle qu'une contamination au 1,4-dioxane accompagnée de TCE ou PCE pourrait se satisfaire d'un seul traitement générant le radical hydroxyle, mais qu'une contamination au 1,4-dioxane accompagnée de TCA, de tétrachlorure de carbone ou de DCM pourrait nécessiter l'utilisation de plusieurs technologies les unes à la suite des autres, afin d'éliminer tous les contaminants présents (*ib.*).

Le radical hydroxyle réagit très rapidement avec les composés organiques (Ghosh *et al.*, 2010; ITRC, 2005; Muzattiz, 2010). Puisqu'il réagit avec la matière organique présente dans l'eau et dans le sol, ainsi qu'avec certains ions (carbonates, bicarbonates, chlorures), il est nécessaire de bien connaître le milieu dans lequel il est appliqué afin de s'assurer qu'il soit présent en concentration suffisante pour éliminer entièrement les contaminants ciblés (Huling and Pivetz, 2006; ITRC, 2005; Luck, 2007; Muzattiz, 2010).

Les technologies d'oxydation avancée ayant fait leurs preuves pour dégrader le 1,4-dioxane sont : l'utilisation *ex situ* du réactif de Fenton; l'ozone avec peroxyde d'hydrogène; et le peroxyde d'hydrogène avec rayonnement ultraviolet (UV) (Shaw Environmental inc., 2008; Sander, 2009; Mowat and Hofmann, 2009; Zeff and Barich, 1992; Carter *et al.*, 1992; Kiker *et al.*, 2010). En ce qui concerne leur utilisation *in situ*, la vitesse de réaction du radical hydroxyle est entre un million et un billion de fois plus rapide que celle de l'ozone, ce qui limite d'autant, son rayon d'action (Pall Corporation, 2004; Muzattiz, 2010). Aucun cas de remédiation *in situ* complet ne semble leur être attribué au moment d'écrire ces lignes.

3.2.2 Procédés d'oxydation avancés à l'aide du $\bullet\text{SO}_4^-$

Comme il est présenté au tableau 3.1 (modifié de Muzattiz, 2010 p. 17 et Huling and Pivetz, 2006, p. 2), le persulfate de sodium possède un potentiel d'oxydation, équivalent à 75% de celui du radical hydroxyle, grâce à l'anion persulfate ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$). Cependant, une fois activé, il est possible de produire le radical sulfate ($\bullet\text{SO}_4^-$) qui possède un potentiel d'oxydation équivalent à 93 % de celui du radical hydroxyle. Il est également possible que la formation de radical sulfate initie la formation de radical hydroxyle. (Huling and Pivetz, 2006)

Le radical sulfate est plus stable que le radical hydroxyle, ce qui en fait un meilleur candidat pour la réhabilitation *in situ* (Huling and Pivetz, 2006). Aucun cas de remédiation *in situ* complet ne semble lui être attribué au moment d'écrire ces lignes.

3.3 Procédés biologiques

Bien que le 1,4-dioxane ne se décompose pas de façon naturelle dans l'eau souterraine (Mohr *et al.*, 2010), des recherches ont été effectuées afin de trouver des souches de bactéries, de champignons microscopiques et de microbes ayant la capacité de dégrader le 1,4-dioxane. Cette recherche est motivée par le facteur économique; une bioremédiation représentant une fraction du prix d'une remédiation par oxydation avancée (Mahendra, 2007; Zenker *et al.*, 2003).

Pour un traitement *in situ*, les micro-organismes peuvent être injectés directement dans le sol et l'eau ou être utilisés sur un support pour former une barrière biologique. Pour un traitement *ex situ*, ils peuvent coloniser le matériau de remplissage d'un lit bactérien, la surface d'un disque biologique ou être en suspension dans un système de boues activées (Chevalier *et al.*, 2005). Certains micro-organismes peuvent dégrader plus d'un contaminant. Par exemple, *Cordyceps sinensis* est capable de dégrader plusieurs éthers cycliques (Nakamiya *et al.*, 2005) et la solution de biocatalyse de la compagnie Microvi Biotech s'adresse à la fois au 1,4-dioxane, au TCE et à certains autres solvants chlorés (Dorri, 2012)

Certaines méthodes d'oxydation avancée telle le réactif de Fenton ou l'ozone accompagné de peroxyde d'hydrogène peuvent également être utilisées en prétraitement aux procédés biologiques afin d'augmenter la biodégradabilité des polluants tout en rationalisant le coût total du traitement (Stasinakis, 2008; Suh and Mohseni, 2004).

3.4 Description des technologies de décontamination

Chaque technologie de décontamination pour le 1,4-dioxane est décrite dans les sous-sections suivantes selon la même démarche. Premièrement, le niveau de maturité de la technologie pour la dégradation du 1,4-dioxane, est évalué. L'un des trois niveaux de maturité suivants est accordé : recherche et développement, essai pilote ou éprouvé. Il faut noter que des technologies présentement éprouvées et commercialisées pour d'autres contaminants n'obtiendront pas la cote "éprouvée" si elles n'ont pas fait leurs preuves avec le 1,4-dioxane. Si la technologie étudiée possède plusieurs variantes ou si elle peut être appliquée à la remédiation *in situ* et *ex situ*, l'information est également synthétisée dans un tableau. Ce tableau présente dans la seconde colonne, le niveau de maturité et le niveau d'efficacité atteint lorsqu'il est connu, et dans la troisième colonne, les paramètres augmentant l'efficacité du traitement. Un texte décrivant la technologie ainsi que les paramètres augmentant ou diminuant ses performances se trouve à la suite du tableau.

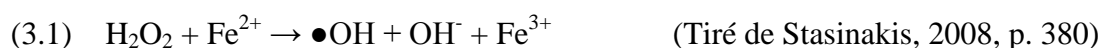
3.4.1 Réactif de Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{2+}$)

Dans le cadre de ce travail, aucun exemple de traitement *in situ* par le réactif de Fenton pour éliminer le 1,4-dioxane dans l'eau souterraine n'a été relevé, bien que la technologie soit reconnue efficace pour cette application (ITRC, 2005; Huling and Pivetz, 2006). Par contre, son efficacité *ex situ* a été démontrée pour le 1,4-dioxane accompagné de TCE au U.S. Army Natick Soldier System Center (Kiker *et al.*, 2010) ainsi qu'en tant qu'unité dédiée à l'élimination du 1,4-dioxane dans une série de traitements séquentiels pour le Stringellow Pretreatment Plant à Glen Avon (Shaw Environmental inc., 2008). Aucun exemple n'a été trouvé pour le l'élimination de TCA, bien que l'Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC) (2005), le classe comme étant efficace pour dégrader ce contaminant. Le tableau 3.2 présente les caractéristiques les plus déterminantes des variantes de cette technologie.

Tableau 3.2 : Caractéristiques des variantes du réactif de Fenton

Variantes	Maturité technologique/ Efficacité atteinte	Paramètres augmentant l'efficacité du traitement
<i>In situ</i> H ₂ O ₂ + Fe ²⁺	Essais de terrains/ Aucun résultat franchement concluant rapporté	pH acide (3 à 5 selon les auteurs)
<i>Ex situ</i> H ₂ O ₂ + Fe ²⁺	Éprouvée/ Effluent à 3 µg/l	pH acide (3 à 5 selon les auteurs) ↑ temps de contact

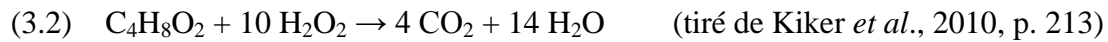
Le principe de la réaction de Fenton consiste à faire réagir du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) avec du fer ferreux (Fe²⁺) afin de produire des radicaux hydroxyles ainsi que des ions ferriques et hydroxydes, selon la réaction exothermique présentée par l'équation 3.1.



Si le pH est plus petit que 5, le fer ferrique est reconverti en fer ferreux et la réaction peut se poursuivre. Par contre, si le pH est plus grand que 5, le fer ferrique précipite et la réaction se termine. Par conséquent, il faut soit, gérer le pH de l'eau à traiter à l'aide d'acide fort (HCl, H₂SO₄), soit utiliser un agent chélateur, afin de rendre de fer ferreux disponible à la réaction avec le peroxyde d'hydrogène. Pour un traitement *ex situ*, il est possible qu'une base forte soit également nécessaire afin de rendre à l'eau son pH initial, avant le rejet. (ITRC, 2005)

Bien que la réaction originale de Fenton ait été développée à des concentrations de peroxyde d'hydrogène d'environ 0,03 %, pour la remédiation environnementale, cette concentration varie généralement entre 4 % et 20 % (*ib.*).

En ce qui concerne la minéralisation du 1,4-dioxane, le ratio minimal serait de 10 molécules de peroxyde d'hydrogène pour une molécule de 1,4-dioxane, selon l'équation 3.2.



Cependant, comme il a été mentionné à la sous-section 3.2.1, les radicaux hydroxyles ne s'attaquent pas tous au 1,4-dioxane. Ils s'attaquent indifféremment aux différentes molécules de matières organiques présentes et peuvent également réagir avec le peroxyde d'hydrogène ainsi que différents ions qu'on retrouve dans l'eau tels NO_3^- , HPO_4^- , SO_4^- , Cl^- , HCO_3^- et CO_3^- . Le médium à traiter (soit l'eau seule dans les cas de traitement *ex situ* ou l'eau et le sol dans les cas *in situ*) doit être caractérisé afin d'évaluer la quantité réellement requise de peroxyde d'hydrogène. Il faut également tenir en compte que certaines molécules de peroxyde d'hydrogène participent à des réactions qui ne produisent pas de radicaux hydroxyles (avec des métaux, des enzymes et de la matière organique) et que d'autres réagissent avec le radical hydroxyle. Une surdose de peroxyde d'hydrogène entraîne donc une diminution de l'efficacité du traitement. (Huling and Pivetz, 2006)

Il est possible d'améliorer les performances du traitement *ex situ* en augmentant le temps de contact entre l'eau à traiter et le réactif de Fenton (Kiker *et al.*, 2010; Shaw Environmental inc., 2008).

Le pH idéal pour cette réaction étant situé entre 3 et 5, il peut être nécessaire d'abaisser le pH avant le traitement. Pour un traitement *ex situ*, il peut également s'avérer nécessaire d'augmenter le pH après le traitement. Ceci implique l'achat et la manipulation d'acides forts et de bases fortes. Dans le cas des traitements *in situ*, l'abaissement du pH peut mettre en solution des minéraux du sol. Selon le guide de l'ITRC (2005), cet abaissement de pH ne présenterait pas un problème puisque l'eau retrouve rapidement son pH normal grâce au pouvoir tampon de l'aquifère et à la dilution. Cependant, le retour à un pH normal provoque la précipitation des métaux préalablement solubilisés lors de l'abaissement du pH ainsi que celui du fer qui a été ajouté pour la réaction (Huling and Pivetz, 2006; ITRC, 2005). Il peut en résulter un colmatage des pores du sol qui peut survenir soit très près du puits

d'injection, rendant ce dernier inefficace, soit plus en aval du puits (Huling and Pivetz, 2006). Il est également possible d'ajouter des chélates et des ligands afin d'augmenter le rayon d'action du fer tout en limitant le besoin d'abaisser le pH (*ib.*). Cependant, le peroxyde d'hydrogène conserve un rayon de transport limité (*ib.*). La réduction de la perméabilité du sol peut à son tour entraîner une forme de barbotage favorisant la volatilisation des contaminants (*ib.*). La gestion des effluents gazeux peut alors être assurée grâce à un système d'extraction sous vide (*ib.*).

Finalement, la réaction du peroxyde d'hydrogène est exothermique. Il en découle un risque de feu, d'explosion ainsi que de bris en ce qui concerne les infrastructures et équipements souterrains et à la surface. (Huling and Pivetz, 2006; ITRC, 2005)

3.4.2 Ozone et peroxyde d'hydrogène ($O_3 + H_2O_2$)

L'ozone (O_3) possède un potentiel d'oxydation élevé, représentant 75 % de celui du radical hydroxyle (tableau 3.1, modifié de Muzattiz, 2010, p. 17; Huling and Pivetz, 2006, p. 2). Cependant, afin de minéraliser entièrement les composés organiques récalcitrants et éviter la formation de produits de dégradation intermédiaires toxiques, il est possible de produire des radicaux hydroxyles de trois manières différentes. L'ozone en solution peut être combiné à du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), être soumis à un rayonnement ultraviolet ou encore en s'assurant que le pH de la solution soit basique (Muzattiz, 2010; ITRC, 2005). En ce qui concerne l'ozonation en milieu basique, aucun exemple n'a été trouvé dans le cadre de cet essai. De son côté, l'ozone avec rayonnement UV est abordé à la sous-section suivante.

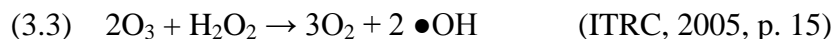
Le traitement avec ozone et peroxyde d'hydrogène a donné de bons résultats lors du projet pilote *in situ* du site Cooper Drum Superfund Site (APTwater, s. d.). Il s'agit d'une contamination au 1,4-dioxane qui a été réduite avec une efficacité entre 49 % et 88 % en un an d'utilisation du système PulseOx^{MD}, d'Applied Process Technology Inc. (*ib.*). Le traitement *ex situ* pour sa part est largement documenté et est considéré comme étant l'une des techniques ayant fait ses preuves pour éliminer le 1,4-dioxane de l'eau souterraine. Il a

été employé avec succès, lors d'un essai pilote au Stringfellow Pretreatment Plant (Shaw Environmental inc., 2008), où il a été ajouté à un système existant. Ce traitement est également en opération depuis 2009 au site de l'US Air Force Plant 44, afin d'éliminer une contamination au 1,4-dioxane et au TCE (APTwater, s. d.). Aucun exemple d'efficacité de ce système pour le TCA n'a été trouvé et le guide de l'ITRC (2005) est la seule source qui le classe comme étant efficace pour dégrader ce contaminant. L'US EPA (2006a) nomme 5 sites ayant utilisé cette technologie, dont deux pour lesquels il est mentionné que le TCA est recueilli par un système d'adsorption sur charbon activé, à la sortie du traitement. Ces informations sont synthétisées au tableau 3.3.

Tableau 3.3 : Caractéristiques des variantes pour O₃ + H₂O₂

Variantes	Maturité technologique/ Efficacité atteinte	Paramètres augmentant l'efficacité du traitement
<i>In situ</i> O ₃ + H ₂ O ₂	Essais de terrains/ Entre 49 % et 88 % de réduction	
<i>Ex situ</i> O ₃ + H ₂ O ₂	Éprouvée/ Norme réglementaire	

La combinaison de l'ozone et du peroxyde d'hydrogène génère les radicaux hydroxyles selon les équations 3.3 et 3.4.



Tout comme avec le réactif de Fenton, il est important de bien doser le peroxyde d'hydrogène et de tenir compte du caractère exothermique de la réaction (Suh and Mohseni, 2004; ITRC, 2005). Il peut également s'avérer nécessaire d'ajouter un traitement pour l'eau

à l'effluent, afin d'éliminer le peroxyde qui y persiste (Sander, 2009). L'ozone utilisé étant gazeux, le risque de volatilisation des contaminants est accru et l'équipe Huling and Pivetz (2006) propose l'extraction sous vide pour assurer la gestion des gaz, dans les cas de réhabilitations *in situ*.

L'utilisation de l'ozone comporte également un désavantage qui lui est propre, la formation de bromates (Sander, 2009). Des bromates sont formés lorsque l'ozone se combine à l'ion bromure (Br^-) pour produire l'ion bromate (BrO_3^-) (*ib.*). Cet ion est considéré comme potentiellement cancérigène et mutagène (*ib.*). Au Québec, il n'y a pas de valeur limite pour les bromates dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MDDEP, 2002). À titre indicatif, la norme pour ce contaminant est fixée à $10 \mu\text{g/l}$ par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (c. Q-2, r.40).

Cette technologie peut présenter des avantages de taille puisqu'elle peut s'avérer plus robuste et moins coûteuse que le réactif de Fenton (Shaw environmental inc., 2008). Elle peut également s'avérer moins coûteuse que le rayonnement UV avec peroxyde d'hydrogène (Brode *et al.*, 2005; Mowat and Hofmann, 2009). De plus, elle ne nécessite aucun ajustement de pH (Brode *et al.*, 2005).

3.4.3 Rayonnement ultra-violet (UV)

Les procédés utilisant le rayonnement ultraviolet (UV) sont essentiellement *ex situ*. Ce rayonnement peut être utilisé pour produire des radicaux hydroxyles, si l'eau à traiter qui lui est soumise est préalablement mélangée soit avec : du fer zéro valent (Fe^0); du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2); du dioxyde de titane (TiO_2); ou de l'ozone (O_3) (Roudier, 2005; Zenker *et al.*, 2003; Son *et al.*, 2009; Sander 2009). Cependant, lors de son application, il faut prévoir que des contaminants volatils, tel le TCA, passeront en phase gazeuse, exigeant ainsi le captage et le traitement de ces gaz (Gouvernement du Canada, 2010; FRTR, s.d.).

La technique utilisant les UV avec le peroxyde d'hydrogène traite efficacement la contamination au 1,4-dioxane depuis de nombreuses années et les références trouvées

concernant son utilisation à cet effet remontent à 1999 (Hasbach, 1999). Les exemples retenus sont celui du Baldwin Park Operable Unit où cette technique a éliminé efficacement le 1,4-dioxane, le PCE, le TCE, le chloroforme ainsi que d'autres contaminants de l'eau souterraine (AMEC Geomatrix/ARA, 2008) de même que celui d'une unité de traitement pour le lixiviat et l'eau contaminée du Charles George Landfill (USACE, 2006). Aucune mention spécifique n'est faite du TCA dans ces deux exemples.

L'exemple retenu pour l'essai pilote de la technique utilisant les UV avec le dioxyde de titane (avec et sans peroxyde d'hydrogène), porte sur le puits de Greenbrooke en Ontario, ce puits fournissant environ 5 % de l'eau potable des villes de Kitchener, Waterloo, Cambridge et Elmira (Luck, 2007).

Aucun exemple de dégradation du 1,4-dioxane par la combinaison de l'ozone avec des UV n'a été trouvé dans le cadre de cet essai, à l'exception de la thèse de Sander (2009). Cependant, cette dernière garde les informations concernant les résultats de l'essai de laboratoire et de l'essai pilote confidentiels. Il a donc été impossible d'évaluer le niveau de maturité de la technologie à l'égard du 1,4-dioxane et bien qu'elle soit décrite dans cette section, elle sera ignorée dans les tableaux synthèse des technologies de ce chapitre, ainsi que dans les tableaux des technologies retenues pour la sélection en fonction des principes du développement durable, au chapitre 4.

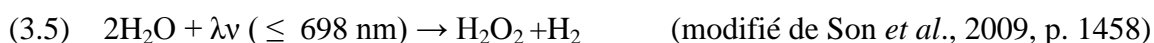
Le tableau 3.4 présente une synthèse des principales caractéristiques des différentes variantes de cette technologie.

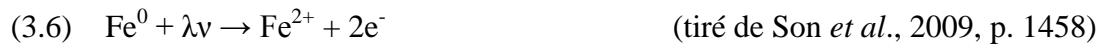
Le rayonnement UV est généré en faisant passer un voltage au travers d'un gaz, de façon à exciter les électrons pour que ces derniers émettent des photons dans le spectre des UV. Afin de traiter l'eau, le gaz doit être contenu dans des tubes transparents laissant passer les rayons UV dans l'eau. De son côté, l'eau doit également laisser passer la lumière, sa turbidité limitant la portée du rayonnement. Un prétraitement peut être nécessaire afin de réduire la turbidité et les particules susceptibles de se déposer sur les tubes, tel le fer (Gouvernement du Canada, 2010; Kiker *et al.*, 2010). (Luck, 2007)

Tableau 3.4 : Caractéristiques des variantes pour les UV

Variantes, toutes <i>ex situ</i>	Maturité technologique/ Efficacité atteinte	Paramètres augmentant l'efficacité du traitement
UV + Fe ⁰	Expérimental	
UV + Fe ²⁺ + H ₂ O ₂	Expérimental	
UV + H ₂ O ₂	Éprouvée/ Norme réglementaire à l'effluent	pH acide (3,8)
UV + TiO ₂	Essai pilote/ Norme de 20 µg/l à l'effluent	↑ UV, ↓ débit
UV + TiO ₂ + O ₂	Expérimental	
UV + TiO ₂ + H ₂ O ₂	Essai pilote/ équivalente à UV + TiO ₂	
UV + TiO ₂ + Voltage	Expérimental	

L'ajout de Fe⁰ à l'eau à traiter, avant d'appliquer les rayons UV à cette dernière, produit une réaction de type Fenton. Cependant contrairement à la réaction de Fenton décrite à la section 3.1.1, cette réaction ne nécessite aucun ajout de peroxyde d'hydrogène puisque ce dernier est créé par l'irradiation de l'eau par les UV d'une longueur d'onde de 698 nm tel que décrit par l'équation simplifiée 3.5. Le fer ferreux créé par l'irradiation du fer zéro valent (équation 3.6) se combine ensuite au peroxyde d'hydrogène pour créer le radical hydroxyle tel que présenté à l'équation 3.7.





Cette méthode a l'avantage de ne pas requérir l'entreposage et la manipulation de peroxyde d'hydrogène, mais demande les mêmes bases et acides forts pour ajuster le pH que ceux requis lors d'un traitement par la réaction de Fenton, décrite à la section 3.1.1. La seule étude qui a été consultée sur le sujet portait sur des essais en laboratoire. (Son *et al.*, 2009)

Il est également possible d'ajouter un rayonnement UV à une réaction de Fenton traditionnelle. Ce procédé est généralement appelé photo-Fenton. La réaction de Fenton y est alors accélérée et plus efficace, tout en pouvant utiliser une longueur d'onde comprise dans le spectre solaire, ce qui pourrait représenter un avantage économique important (Stasinakis, 2008).

En ce qui concerne l'ajout de peroxyde d'hydrogène dans l'eau à traiter avant de la soumettre aux rayons UV d'une longueur d'onde entre 200 nm et 280 nm, les radicaux hydroxyles sont formés en scindant le lien O-O des molécules de peroxyde d'hydrogène selon l'équation 3.8 (Luck, 2007; Stasinakis, 2008).



Comme dans toutes les méthodes impliquant le peroxyde d'hydrogène et le radical hydroxyle, le peroxyde d'hydrogène doit être bien dosé, car en trop grande concentration, il réagit avec le radical hydroxyle. Ce dernier n'est alors plus disponible pour réagir avec les contaminants. Il peut également s'avérer nécessaire d'ajouter un traitement à l'effluent pour retirer de l'eau, le peroxyde d'hydrogène en excès (Brode *et al.*, 2005). Le pH idéal pour ce type de traitement est de 3,8, ce qui nécessite une gestion du pH à l'aide d'acide fort à l'entrée et de base forte ou de dilution, à la sortie du traitement (Brode *et al.*, 2005).

Dans l'exemple de l'unité de traitement de l'eau potable à Baldwin Park, il est spécifié que les coûts d'opérations attribuables à l'énergie requise par les lampes UV ont été divisés par

dix après avoir réduit le spectre de la fréquence du rayonnement émis à la fréquence utile (AMEC Geomatrix/Ara, 2008).

Finalement, la photocatalyse consiste à ajouter un catalyseur, du dioxyde de titane (TiO_2), à l'eau à traiter avant de la soumettre au rayonnement UV. Les UV absorbés par le catalyseur génèrent des électrons dans la bande de conduction et des lacunes électroniques dans la bande de valence. Ensuite les électrons de la bande de conduction entrent en interaction avec l'oxygène adsorbé à la surface du catalyseur pour produire des radicaux superoxydes. Les lacunes de la bande de valence, de leur côté, entrent en interaction avec l'eau pour produire des radicaux hydroxyles. Les radicaux hydroxyles ainsi formés peuvent réagir avec les polluants adsorbés à la surface du catalyseur. (Stasinakis, 2008; Luck, 2007; Vescovi *et al.*, 2010; Roudier, 2005)

Le dioxyde de titane est couramment utilisé pour la catalyse. Il requiert une longueur d'onde de moins de 413 nm pour la forme rutile du minéral et de moins de 388 nm pour la forme anatase du minéral, afin d'agir efficacement. C'est la forme anatase qui est majoritairement utilisée à cette fin, bien qu'une certaine quantité de rutile à la surface de l'anatase ait pour effet de créer des imperfections dans la structure cristalline. Ces imperfections augmentent l'activité de l'anatase en servant de puits d'électron. Il est également possible d'augmenter l'efficacité de la photocatalyse par ajout d'oxygène dans l'eau. Davantage d'oxygène entre alors en réaction avec les électrons de la bande de conduction, ce qui les empêche de se recombiner avec les lacunes de la bande de valence. Les lacunes plus nombreuses dans la bande de valence génèrent à leur tour, plus de radicaux hydroxyles. L'ajout de peroxyde d'hydrogène est une autre façon de limiter la recombinaison des paires électron/lacune du dioxyde de titane, en plus de produire des radicaux hydroxyles, tel que discuter précédemment dans cette section. (Luck, 2007)

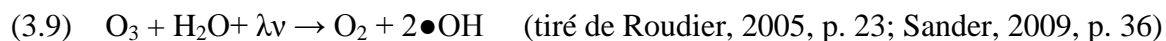
Un pH acide a pour effet de ralentir la dégradation des contaminants (Vescovi *et al.*, 2010). Une étude portant sur l'application de voltage à la photocatalyse a donné des résultats prometteurs concernant la dégradation du 1,4-dioxane en système aqueux

(Yanagida *et al.*, 2006). Les facteurs favorisant l'efficacité de la variante de la photocatalyse sont l'augmentation des rayons UV émis et la diminution du débit (Luck, 2007).

Bien que la variante combinant les rayons UV et l'ozone ne soit pas retenue, faute d'informations pertinentes concernant son efficacité à dégrader le 1,4-dioxane, puisque cette technologie est éprouvée pour plusieurs contaminants et qu'elle génère des radicaux hydroxyles, une brève description en est faite à la fin de cette section (Roudier, 2005; Sander, 2009; Kishimoto and Nakamura, 2011).

Un générateur est habituellement utilisé sur place pour produire l'ozone qui est introduit sous forme de bulles à l'eau à traiter, avant qu'elle ne soit soumise au rayonnement UV (Zeff and Barich, 1992; Roudier, 2005; Sander, 2009). Une partie de l'ozone est dissoute dans l'eau. Respectant la loi de Henry, la quantité dissoute varie en fonction de la pression partielle du gaz au-dessus du liquide et de la température. Les radicaux hydroxyles sont ensuite produits soit avec l'ozone dissout dans l'eau, soit avec l'ozone gazeux des bulles (Sander, 2009).

Une fois soumis au rayonnement UV, idéalement d'une longueur d'onde de 254 nm, l'ozone dissout produit des radicaux hydroxyles par combinaison de l'ozone et de l'eau tel que montré par l'équation 3.9 (Sander, 2009). Les radicaux hydroxyles peuvent également se recombiner afin de former du peroxyde d'hydrogène selon l'équation 3.10.

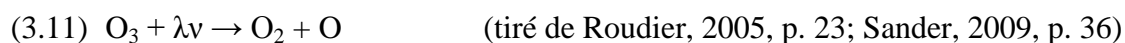


Le peroxyde d'hydrogène ainsi créé peut ensuite produire des radicaux hydroxyles directement par photolyse, en se séparant en deux, suite à l'absorption des rayons UV, selon l'équation inverse à l'équation 3.10.

Des radicaux hydroxyles peuvent également être produits à l'interface de la bulle de gaz avec le liquide de deux façons. La première utilise la réaction de photolyse de l'ozone gazeux, en absorbant les rayons UV à l'interface avec l'eau, selon l'équation 3.11.



La seconde utilise la combinaison de l'oxygène, produit par la photolyse de l'ozone (équation 3.12), et de l'eau (équation 3.12).



Les inconvénients majeurs de cette variante sont sa demande élevée en énergie et son coût élevé. Les coûts d'opération sont plus élevés que pour les autres variantes puisque la production d'ozone s'ajoute à la génération d'une radiation UV d'intensité assez élevée pour provoquer la photolyse de la molécule d'ozone. Le coût en capital est également plus élevé puisque le coût de l'unité qui produit l'ozone s'ajoute à celui de l'unité qui génère le rayonnement UV. Comme pour toutes les technologies utilisant l'ozone, le potentiel pour la formation de bromate doit être évalué et la gestion de l'effluent gazeux peut être requise. (Sander, 2009)

3.4.4 Ultrasons

Bien que Roudier (2005) précise qu'il soit possible de concevoir des réacteurs ultrasoniques pour l'application *in situ*, seuls des exemples *ex situ* au stade de la recherche et du développement, ont été trouvés pour cette application.

Le principe de décomposition du 1,4-dioxane par ultrasons est le suivant : lorsque l'amplitude des ultrasons qui traverse l'eau est assez large pour étirer ses molécules de façon irréversible, c'est à dire, sur une distance plus grande que la distance moléculaire qui maintient la continuité du liquide, des bulles de cavitations sont créées (Andaluri, 2011;

Roudier, 2005). Elles prennent de l'expansion au fil des cycles de compression-dépression des ultrasons puis, lorsque la taille de résonance est atteinte, elles implosent en générant des températures pouvant atteindre 5 000 °C et une pression de près de 1 000 atm (Andaluri, 2011; Roudier, 2005; Nakajima *et al.*, 2007). La durée de vie de ces bulles de cavitation est de quelques microsecondes et leur taille est de l'ordre du micromètre (Beckett and Hua, 2003; Beckett and Hua, 2001). L'implosion de la bulle de cavitation détruit le 1,4-dioxane de deux façons. Directement, en détruisant les polluants présents dans les bulles de cavitation et indirectement, par la production de radicaux hydroxyles découlant de la pyrolyse de l'eau (Roudier, 2005; Andaluri, 2011).

Il est possible d'augmenter l'efficacité de cette méthode de plusieurs façons : choix de la fréquence de l'ultrason, ajout de fer ferreux (Beckett and Hua, 2003), de dioxyde de titane (Nakajima *et al.*, 2004; Nakajima *et al.*, 2007), de persulfate de sodium et abaissement du pH (Andaluri, 2011). Les variantes de cette méthode sont présentées au tableau 3.5.

L'équipe de Beckett and Hua (2003) a testé différentes fréquences (205, 358, 618 et 1071 kHz) et est arrivé à la conclusion que c'est à 358 kHz que l'efficacité est la plus grande. Puisqu'il se produit toujours naturellement une certaine quantité de peroxyde d'hydrogène lorsqu'il y a des radicaux hydroxyles en présence les uns avec les autres, elle a également étudié l'effet de l'ajout de fer ferreux afin de produire une réaction de Fenton. Le taux de dégradation a été multiplié par 4 avec une concentration de 10 mol/m³ à 358 kHz, pour une dégradation de 95 % du 1,4-dioxane en 50 minutes. (Beckett and Hua, 2003)

Andaluri (2011) rapporte une augmentation de la dégradation du 1,4-dioxane d'environ 10 % en ajoutant du persulfate de sodium jusqu'à une concentration de 10 mg/l. Une concentration plus grande a fait diminuer l'efficacité du traitement en raison de la recombinaison des radicaux hydroxyles entre eux, formant du peroxyde d'oxygène. Une diminution du pH fait augmenter l'efficacité du système qu'il soit ou non additionné de 10 mg/l de persulfate de sodium. L'étude a été conduite sous une fréquence de 20 kHz. (Andaluri, 2011)

Tableau 3.5 : Caractéristiques des variantes pour les ultrasons

Variante <i>ex situ</i>	Maturité technologique/ Efficacité atteinte	Paramètres augmentant l'efficacité du traitement
Ultrasons	Recherche et développement 60 % à pH 7 en 25 min	↓ pH
Ultrasons + Fe ²⁺	Recherche et développement 95 % en 50 minutes	↓ pH
Ultrasons + S ₂ O ₈ ²⁻	Recherche et développement 98 % à pH 3 en 25 min	↓ pH
Ultrasons + TiO ₂	Recherche et développement Taux de dégradation 4 fois celui des ultrasons uniquement	↓ pH
Ultrasons + UV + TiO ₂	Recherche et développement Constante de réaction 3 fois plus grande que pour Ultrasons + TiO ₂	↓ pH

De son côté l'équipe de Nakajima (2007) a observé une augmentation de l'efficacité du traitement en additionnant une poudre de dioxyde de titane au système. La constante de réaction de dégradation du 1,4-dioxane a été multipliée par 4 en utilisant une poudre chauffée à 500 °C pendant une heure. En 2004, l'équipe de Nakajima s'est penchée sur l'ajout de rayonnement UV à la sonolyse avec comme résultat, une constante de réaction multipliée par 3. Les deux études ont été conduites sous une fréquence de 20 kHz. (Nakajima *et al.*, 2007)

3.4.5 Persulfate de sodium (NaS₂O₈)

Un exemple d'essai pilote *in situ* réussi a été trouvé pour le traitement d'un site industriel situé à Huntington Beach en Californie, avec un traitement au persulfate de sodium

(NaS_2O_8) activé à l'aide de peroxyde d'hydrogène. La contamination en 1,4-dioxane y était accompagnée de solvants chlorés, mais seul le TCE est mentionné dans l'article. Aucun exemple de traitement *ex situ* au persulfate de sodium n'a été trouvé dans le cadre de cet essai. (Cronk, 2008)

Il est également possible d'activer le persulfate à l'aide de fer ferreux, de rayonnement UV, d'un pH élevé (>10,) ou avec de la chaleur (35 °C - 40 °C) (Huling and Pivetz, 2006; Cronk, 2008). L'activation au fer ferreux, bien qu'efficace à dégrader les solvants chlorés possédant un double lien C=C, ne serait pas efficace pour éliminer le TCA, le tétrachlorure de carbone, le chlorure de vinyle, le DCM et le dichloroéthane. Il est recommandé d'utiliser soit le fer ferreux, un pH élevé ou le peroxyde d'hydrogène pour le 1,4-dioxane (Cronk, 2008; ITRC, 2005).

En ce qui concerne l'élévation du pH et le peroxyde d'hydrogène, ce sont les deux activateurs qui conviennent à tous les mélanges 1,4-dioxane/solvants chlorés, incluant le TCA. Cependant, ces méthodes ne sont pas recommandées pour les aquifères peu profonds à cause du risque d'endommager les infrastructures et les équipements souterrains. (Cronk, 2008)

Puisque l'information concernant les performances réelles à dégrader le 1,4-dioxane a seulement été trouvée pour l'activation par le peroxyde d'hydrogène, il a été impossible d'évaluer le niveau de maturité des autres variantes et seule l'activation au peroxyde d'hydrogène a été retenue.

3.4.6 Phytovolatilisation

Une étude a démontré que des peupliers hybrides (*Populus deltoides* X *nigra*, DN 34, Imperial Carolina) peuvent évacuer entre 76 % et 83 % du 1,4-dioxane présent dans leur médium de croissance en 15 jours (Aitchison *et al.*, 2000). Cet arbre qui peut produire des racines de 30 mètres (USDA, 1980) est considéré comme un moyen pour décontaminer une nappe peu profonde grâce à sa capacité à retirer le 1,4-dioxane de l'eau pour le rejeter

ensuite dans l'air, par l'évapotranspiration de ses feuilles (Zenker *et al.*, 2003; US EPA 2009; Aitchison *et al.*, 2000). Ce type de décontamination relativement peu coûteux (10 % à 50 % du prix de l'excavation de sol) et esthétique, comporte également des désavantages (Aitchison *et al.*, 2000). Le peuplier ne peut être planté à moins de 30 mètres des drains et canalisations, ce qui réduit grandement son utilisation en milieu urbain (USDA, 1980). De plus, il ne dégrade pas le contaminant, il le fait seulement passer d'une matrice (l'eau souterraine) à une autre (l'atmosphère).

Bien que cette étude suscite l'intérêt, il convient de pousser la recherche plus loin concernant les trois points suivants avant de pouvoir recommander cette méthode au Québec. Premièrement, l'étude mentionne qu'un modèle montre que cette évapotranspiration ne poserait pas de danger pour l'humain (Aitchison *et al.*, 2000). Le temps de demi-vie du 1,4-dioxane est très court dans l'atmosphère (moins d'un jour) où il est éliminé par les radicaux hydroxyles (Environnement Canada et Santé Canada, 2010; Sun *et al.*, 2011). Il reste à faire la preuve que l'émission de 1,4-dioxane provenant de l'arbre respecte les normes du Québec concernant le rejet à l'atmosphère. Deuxièmement, il faudrait vérifier la rusticité de cet hybride dans la zone à décontaminer et au besoin, effectuer des recherches additionnelles pour déterminer la capacité des cultivars adaptés au climat du Québec à retirer le 1,4-dioxane de l'eau souterraine pour le rejeter à l'atmosphère. Troisièmement, puisque cet essai se penche sur la contamination mixte en 1,4-dioxane et solvants chlorés, il faudrait également étudier le devenir des solvants chlorés présents dans la nappe d'eau alimentant l'arbre.

3.4.7 Micro-organismes capables d'utiliser uniquement le 1,4-dioxane

Tous les exemples qui ont été trouvés concernant le traitement de l'eau contaminée au 1,4-dioxane par les micro-organismes en étaient au stade de la recherche et du développement. Éventuellement, les micro-organismes capables d'utiliser uniquement le 1,4-dioxane comme source d'énergie et de carbone pourraient être utilisés en tant que système de polissage *in situ* pour les zones étendues et faiblement contaminées où il est

économiquement impensable d'utiliser les méthodes traditionnelles (Li *et al.*, 2010; Kim *et al.*, 2009; Mahendra, 2007). Ces micro-organismes sont tous aérobiques à l'exception de bactéries réductrices de fer ferrique (Mahendra, 2007; Sun *et al.*, 2011; Shen *et al.*, 2008). Les variétés anaérobiques sont particulièrement intéressantes car elles pourraient ouvrir la voie au traitement in situ des panaches se trouvant naturellement dans ces conditions (*ib.*).

Le nombre de ces micro-organismes est présentement en progression grâce à la recherche effectuée dans ce domaine. Avant 2006, deux souches de bactéries, *Pseudonocardia dioxanivorans* CB1190 (anciennement appelées *Amycolata* CB1190) et *Rhodococcus ruber* 219 ainsi qu'un fungus, *Cordyceps sinensis* (Nakamiya *et al.*, 2005; Mahendra, 2007) étaient connus. En 2006, l'équipe Mahendra and Alvarez-Cohen faisait passer leur nombre de trois à quatre avec *Pseudonocardia benzenivorans* B5 (Mahendra and Alvarez-Cohen, 2006) puis se sont ajoutés *Mycobacterium* sp.PH-06 (Kim *et al.*, 2009) et *Pseudonocardia antarctica* iDSV 5a1 (Li *et al.*, 2010).

3.4.8 Micro-organismes capables de cométaboliser le 1,4-dioxane

Certains micro-organismes ne sont pas capables d'utiliser le 1,4-dioxane comme seule source d'énergie et de carbone, mais sont capables de le cométaboliser en présence de tétrahydrofurane (THF), de méthane ou de propane. Des micro-organismes en présence de THF ont été utilisés en lit bactérien et gardés en opération pendant un an, par l'équipe de Zenker (2004). Les performances ont été une biodégradation du 1,4-dioxane entre 93 % et 97 %. Toujours selon cette étude, le pH optimal pour ce procédé est de 9.

Les micro-organismes suivants ont besoin de THF, un analogue structural du 1,4-dioxane, afin de dégrader ce dernier : les bactéries *Pseudonocardia* K1, *Pseudonocardia* sp. ENV478, *Graphium* sp. la bactérie provisoirement classée en tant que *Flavobacterium* et le fungus *Auréobasidium pullmans* (Sun *et al.*, 2011; Mahendra, 2007).

Le THF étant un produit toxique, il n'est pas approprié de l'utiliser *in situ*. Dans une utilisation *ex situ*, il est important d'en disposer correctement, ce qui est désavantageux par rapport aux microorganismes qui peuvent utiliser uniquement le 1,4-dioxane.

La souche bactérienne *Methylosinus trichosporium* OB3b pour sa part a besoin de méthane alors que *Mycobacterium vaccae* JOB 5 utilise le propane (Mahendra and Alvarez-Cohen, 2006; Sun *et al.*, 2011). Utiliser le propane et le méthane *in situ* pose également des problèmes puisque d'une part ils sont peu solubles, ce qui présente un problème pour traiter l'eau souterraine et d'autre part ce sont des gaz inflammables qui peuvent représenter un danger lors de la manipulation ainsi qu'une fois relâchés dans l'environnement (Sun *et al.*, 2011).

3.5 *In situ* versus *ex situ*

Puisque le 1,4-dioxane possède une grande solubilité dans l'eau et un faible coefficient d'adsorption sur la matière organique, il est possible de traiter l'eau souterraine qu'il contamine de façon *ex situ* (US EPA, 2006a). Cependant, ce n'est pas nécessairement le cas des solvants chlorés qui l'accompagnent. Afin de faire un choix éclairé entre un traitement *in situ* et *ex situ*, il faut considérer l'ensemble du problème. Le type de sol, les contaminants qui accompagnent le 1,4-dioxane, la présence d'infrastructures et d'équipements souterrains ainsi que ceux en surface, l'objectif de restauration, la profondeur de la nappe contaminée et la proximité des services publics tel l'électricité, n'en sont que quelques exemples (Huling and Pitez, 2006; ITRC, 2005). Ces deux options sont visitées dans les prochaines sous-sections.

3.5.1 *In situ*

Le principal avantage du traitement *in situ* est de pouvoir traiter le sol et l'eau dans la même opération. Pour le traitement du 1,4-dioxane seul, ce n'est pas un enjeu, mais lorsque ce dernier est accompagné de solvants chlorés, ce peut être une façon de traiter l'ensemble de la contamination à l'aide d'un traitement unique.

Aucun exemple de remédiation complète *in situ* pour une contamination au 1,4-dioxane accompagnée de solvants chlorés n'a été trouvé dans le cadre de cet essai. Les techniques *in situ* présentant de bons résultats d'essais pilotes concernant le 1,4-dioxane accompagné de solvants chlorés sont le réactif de Fenton (Pall Corporation, 2004), l'ozone accompagné de peroxyde d'hydrogène et le persulfate de sodium activé par peroxyde d'hydrogène (Cronk, 2008). Toutes ces technologies ont en commun l'utilisation du peroxyde d'hydrogène et partagent certains inconvénients liés au caractère exothermique de la réaction.

Pour toutes les remédiations *in situ*, des essais de laboratoire sur des échantillons de l'eau à traiter doivent être effectués afin de déterminer les quantités d'oxydants à utiliser (demande en oxydant) et de vérifier s'il y a formation de sous-produits dangereux ou un risque de mobilisation des métaux présents dans le sol. Ensuite, un essai pilote sur le terrain doit être effectué afin de confirmer et d'ajuster, au besoin, la concentration de l'oxydant, le taux d'injection et le rayon d'influence du point d'injection pour finalement évaluer la quantité totale d'oxydant requise. Une excellente caractérisation du terrain est requise afin de positionner les puits d'injection de façon à obtenir une distribution homogène des réactifs dans un milieu qui n'est jamais parfaitement homogène ni isotrope. Finalement, un suivi est nécessaire, du début de l'essai pilote jusqu'à au moins un an après l'achèvement du traitement afin de s'assurer qu'il ne reste plus de contaminants après le retour des conditions normales du sol. Plusieurs états américains exigent un suivi annuel pendant trois ans avant de conclure à l'efficacité du traitement. (IRTC, 2005)

Il faut prévoir les risques, surtout dans les cas de nappe peu profonde, de résurgence d'oxydants à la surface, de dégazage, ainsi que le bris d'asphalte, d'infrastructures et d'équipement souterrains, dûs aux réactions exothermiques des oxydants et aux modifications de pH (Huling and Pivetz, 2006; Cronk, 2008; ITRC, 2005).

La vitesse de réaction du radical sulfate étant plus faible que celle du radical hydroxyle, son rayon d'influence est d'autant plus grand. Il est cependant possible d'accroître la distance

de transport du peroxyde d'hydrogène à l'aide de phosphate (Cronk, 2008; Huling and Pivetz, 2006).

3.5.2 *Ex situ*

La remédiation *ex situ* engendre le désavantage de devoir pomper toute l'eau à traiter. Cependant, elle comporte de nombreux avantages : il est possible de contrôler et de modifier les conditions de l'eau avant, pendant et après le traitement. Les principaux paramètres à contrôler sont le pH, la mobilisation des métaux, la production de bromate par oxydation des bromures lors de l'ozonation et la création de chrome hexavalent par oxydation de chrome trivalent (DiGuseppi and Whitesides, 2007). Il est également possible d'utiliser plusieurs technologies, chacune étant adaptée à un type de contaminant ciblé.

Il est possible d'utiliser l'oxydation chimique afin d'augmenter la biodégradabilité du 1,4-dioxane. Dans ces cas, la quantité d'oxydant est diminuée, réduisant d'autant les coûts d'exploitation, le traitement biologique étant nettement moins dispendieux (Suh and Mohseni, 2004).

Trois méthodes sont considérées éprouvées pour la réhabilitation *ex situ* de l'eau souterraine présentant une contamination au 1,4-dioxane accompagné de solvants chlorés : le réactif de Fenton, l'ozone avec peroxyde d'hydrogène et les UV avec peroxyde d'hydrogène.

3.6 Synthèse de technologies retenues

Une synthèse des technologies décrites précédemment est présentée dans cette section sous la forme de quatre tableaux (tableaux 3.6 à 3.9), soulignant les avantages et les inconvénients de chaque technologie. Chaque tableau présente les technologies associées à un niveau de maturité technologique pour la dégradation du 1,4-dioxane, à l'exception des technologies ayant réussi l'étape de l'essai pilote. À ce niveau de maturité, les

caractéristiques des technologies se divisent en deux groupes distincts soit celles ayant réussi l'étape de l'essai pilote *in situ* et celles ayant réussi l'étape de l'essai pilote *ex situ*.

Tableau 3.6 : Synthèse des technologies éprouvées

Technologies éprouvées <i>ex situ</i>	Avantages	Inconvénients
$H_2O_2 + Fe^{2+}$ (Fenton) <i>ex situ</i>		Gestion du pH. Gestion de l'effluent gazeux.
$O_3 + H_2O_2$ <i>ex situ</i>	Peut s'avérer plus robuste et moins coûteux que Fenton. Peut s'avérer moins coûteux qu'UV + H_2O_2 . Aucune gestion du pH.	Formation possible de bromate. Gestion accrue de l'effluent gazeux. Gestion de l'excès de H_2O_2 .
UV + H_2O_2 <i>ex situ</i>		Sensible à la turbidité et aux précipités. Gestion du pH. Gestion de l'effluent gazeux peut être requise pour TCA. Gestion de l'excès de H_2O_2 .

La raison de cette division est que les deux types de remédiations ne sont pas évalués selon les mêmes critères dans la littérature. Pour les cas de traitement *ex situ*, la concentration finale de l'effluent du système de traitement est généralement utilisée. Cette mesure donne une idée de la quantité de 1,4-dioxane qui a été détruite par le traitement, mais ne constitue pas une mesure du niveau qu'a atteint la remédiation. Pour connaître le niveau d'efficacité réel de la remédiation de l'eau souterraine, il faut mener une nouvelle campagne de

caractérisation, une fois le traitement terminé, puis effectuer un suivi jusqu'à ce que les conditions se soient stabilisées, indiquant un retour à une qualité chimique normale de l'eau souterraine. Cette façon d'évaluer les résultats peut expliquer, en partie, pourquoi les technologies *ex situ* semblent mieux performer quand on compare l'efficacité des méthodes *in situ* et *ex situ*.

Tableau 3.7 : Synthèse des technologies pilotes *in situ*

Technologies pilotes <i>in situ</i>	Avantages	Inconvénients
$\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{2+}$ <i>in situ</i>		<p>Gestion du pH.</p> <p>Risque accru de colmatage des pores et de perte de perméabilité.</p> <p>Gestion de l'effluent gazeux.</p> <p>Réaction exothermique.</p>
$\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ <i>in situ</i>		<p>Formation de bromates.</p> <p>Gestion accrue de l'effluent gazeux.</p> <p>Réaction exothermique.</p>
$\text{NaS}_2\text{O}_8 + \text{H}_2\text{O}_2$ <i>in situ</i>		<p>Gestion de l'effluent gazeux.</p> <p>Réaction exothermique.</p>

Tableau 3.8 : Synthèse des technologies pilotes *ex situ*

Technologies pilotes <i>ex situ</i>	Avantages	Inconvénients
UV + TiO ₂ <i>ex situ</i>		Sensible à la turbidité et aux précipités. Gestion de l'effluent gazeux peut être requise pour TCA.
Lit bactérien en cométabolisation avec THF <i>ex situ</i>	Économique par rapport aux remédiations traditionnelles.	Gestion du pH. Filtration du THF avant le rejet.

Tableau 3.9 : Synthèse des technologies recherche et développement

Technologies recherche et développement	Avantages	Inconvénients
Ultrasons (toutes variantes) <i>in situ</i> ou <i>ex situ</i>	Peut dégrader une vaste gamme de contaminants.	Possible gestion du pH.
Peuplier hybride <i>in situ</i>	Économique par rapport aux remédiations traditionnelles.	Gère uniquement le 1,4-dioxane.
Lit bactérien de micro-organismes utilisant uniquement le 1,4-dioxane	Économique par rapport aux remédiations traditionnelles.	

3.7 Particularités d'application au Québec

À la première section de ce chapitre, il est précisé que les technologies de décontamination de l'eau souterraine habituellement utilisées pour les solvants chlorés sont inefficaces pour traiter le 1,4-dioxane. Cela implique que lors de la recherche québécoise de panaches de contamination au 1,4-dioxane, il faudra également tenir compte des sites qui ont été restaurés avec les méthodes traditionnelles, puisqu'ils sont toujours à risque de présenter une contamination au 1,4-dioxane.

En ce qui concerne la mise en œuvre de l'une des technologies présentées dans ce chapitre, il peut être nécessaire de faire approuver un plan de réhabilitation par le MDDEP. C'est le cas, quand une activité visée a déjà été conduite sur le terrain et lorsque cette réhabilitation s'effectue dans le cadre d'une cessation d'activité visée ou dans le cadre d'un changement d'activité.

Si l'approbation d'un plan de réhabilitation n'est pas requise, il peut être nécessaire de demander un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (L.R.Q., c. Q-2). Dans le doute, il convient de s'informer auprès de la direction régionale concernée.

Dans ces cas, il est possible que le MDDEP demande la réalisation d'essais de laboratoire ou d'essais pilotes avant d'approuver l'utilisation de ces technologies qui n'ont pas encore fait leurs preuves pour dégrader le 1,4-dioxane au Québec.

4 CHOIX D'UNE TECHNOLOGIE

Ce chapitre propose une démarche afin de faciliter le choix d'une méthode de traitement du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine, en tenant compte des principes du développement durable. Puisque le problème de la contamination au 1,4-dioxane n'a pas encore été cerné au Québec et qu'on ignore tout des caractéristiques spécifiques des types de lieux et des panaches qui seraient présentement affectés, il semblerait prématuré de proposer uniquement un outil, tel une grille d'analyse. La démarche dont il est question dans ce chapitre tente de répondre au plus grand éventail possible de cas de figure qu'on pourrait retrouver sur le terrain.

Cette démarche comporte les trois étapes qui sont présentées l'une à la suite de l'autre dans ce chapitre. Premièrement, la cueillette d'informations, deuxièmement l'élimination des technologies inopportunes et troisièmement, les modalités d'application de la grille d'analyse. Finalement, différentes pistes sont proposées afin d'encourager une utilisation de la grille dans un esprit de développement durable, tout en tenant compte du contexte québécois.

4.1 Cueillette préliminaire d'informations

La première étape de la démarche proposée consiste à assembler suffisamment d'informations pour être en mesure d'évaluer la faisabilité de chaque technologie puis d'être en mesure d'effectuer une analyse comparative des technologies pour un projet spécifique.

Les informations à recueillir sont abordées sous cinq angles différents. Le panache de contamination avec sa matrice, la géologie du site, l'utilisation qui est faite du site à restaurer, les environs du site et le contexte général du projet.

4.1.1 Informations sur le panache et sa matrice

Les informations à recueillir au sujet du panache et de sa matrice comprennent essentiellement la nature des contaminants, la concentration et l'étendue du panache ainsi que les critères à atteindre (Huling and Pivetz, 2006; ITRC, 2005).

La nature de tous les contaminants à traiter dans le panache doit être établie afin d'effectuer le choix de la technologie ou de la combinaison des technologies qui seront nécessaires à la décontamination. Plus particulièrement, en ce qui concerne la nature des contaminants, plus leurs propriétés sont semblables, plus il est facile de trouver un traitement unique. À l'inverse, si leurs propriétés sont trop éloignées, il pourrait être nécessaire d'avoir recours à plus d'un type de traitement. Par exemple, plusieurs technologies efficaces pour le 1,4-dioxane et le TCE ne le sont pas pour le TCA et nécessitent l'ajout d'une unité de traitement des gaz pour un panache présentant ce mélange de contaminants. Du point de vue de la concentration des contaminants et de l'étendue du panache, il est généralement plus facile de traiter une contamination élevée, localisée dans un petit volume qu'une contamination faible, dans un panache très étendu.

Les critères applicables pour l'eau souterraine sont déterminés en fonction de l'utilisation de l'eau souterraine. Les critères peuvent grandement varier en fonction de l'usage de l'eau. Par exemple, le critère proposé au chapitre 2 pour le 1,4-dioxane dans l'eau souterraine utilisée à des fins de consommation est de l'ordre de 100 000 fois inférieur à celui proposé pour le RÉSI. Cet écart pourrait justifier, dans certaines circonstances, d'envisager des technologies pour l'atteinte du critère RÉSI et de les éliminer pour l'atteinte du critère de l'eau de consommation. Lorsque les contaminants qui accompagnent le 1,4-dioxane ne sont pas entièrement solubles dans l'eau, il faut également tenir compte des critères pour le sol. Ces derniers sont déterminés en fonction du zonage et de l'usage du terrain. Si des critères applicables s'avèrent être dépassés, une décontamination des sols doit également avoir lieu. Deux choix s'offrent alors : la réhabilitation *in situ* qui traite à la fois le sol et l'eau souterraine ou l'excavation des sols contaminés au-delà des critères, jumelés à une

réhabilitation *ex situ* pour l'eau souterraine. Il pourrait être avantageux de traiter l'eau et le sol, en même temps, avec une technologie *in situ*. Ces technologies, avec lesquelles il est parfois difficile d'atteindre les critères pour l'eau potable, seraient dans bien des cas assez performantes pour l'atteinte du critère RÉSI proposé.

4.1.2 Informations sur la géologie du site

Les informations à recueillir concernant les conditions géologiques se divisent en deux volets. D'une part, les caractéristiques qui influencent le mouvement des contaminants sont couvertes par les paramètres hydrogéologiques. D'autre part, les caractéristiques qui influencent le choix de la technologie et le dosage des produits chimiques sont couvertes par les paramètres physico-chimiques de la matrice à traiter. (FRTR, s. d.; Gouvernement du Canada, 2010; Huling and Pivetz, 2006; ITRC, 2005)

Les paramètres hydrogéologiques incluent la stratigraphie, la granulométrie du sol, l'hétérogénéité, la conductivité hydraulique et la vitesse d'écoulement. Ces paramètres sont pertinents pour l'application de technologies *in situ*, afin vérifier que les réactifs pourront se disperser là où ils sont requis. Ils le sont également pour l'application de technologies *ex situ*, afin de s'assurer que tout le panache contaminé soit effectivement pompé et traité. Finalement, ils sont aussi nécessaires à la localisation en trois dimensions du panache de contamination. (*ib.*)

Les caractéristiques physico-chimiques qui influencent le choix de la technologie sont principalement : la présence de brome, la turbidité, le fer, les carbonates et bicarbonates, le pH, les matières en suspension et la demande en carbone organique (*ib.*).

Le brome présente un danger de formation de bromate pour les technologies utilisant l'ozone. Pour un traitement *ex situ*, il est parfois possible de traiter l'eau avant le rejet, afin de s'assurer que l'eau traitée respecte les critères d'usage pour le paramètre des bromates. Cependant, dans le cas d'un traitement *in situ* la formation de bromate est un critère d'exclusion des technologies utilisant l'ozone, pour une eau de consommation.

(Gouvernement du Canada, 2010; US EPA, 2006a; Mowat and Ofmann, 2009; Pall Corporation, 2004; Sander, 2009)

La turbidité de l'eau empêche la transmission des rayons UV et rend le traitement inefficace. De même, les dépôts de fer sur les tubes UV peuvent les rendre opaques. Dans ces cas, une étape de prétraitement doit être considérée dans l'évaluation de l'impact qu'auront les produits, l'équipement, l'espace et possiblement le temps de contact supplémentaire qui seront requis pour le prétraitement. (Gouvernement du Canada, 2010; Luck, 2007; Kiker *et al.*, 2010)

Pour les technologies nécessitant un pH acide (réactif de Fenton, UV), le pouvoir tampon de la matrice doit être évalué (ions carbonates et bicarbonates). Plus ce dernier est élevé, plus la quantité d'acide fort nécessaire pour abaisser le pH sera élevée (Hungin and Pivetz, 2006).

Les ions carbonates et bicarbonates doivent également être mesurés, tout comme la demande en carbone organique, pour toutes les technologies utilisant le radical hydroxyle, puisque ces composés inhibent sa réaction avec les contaminants. Ceci permet d'avoir une meilleure idée des doses de réactifs qui seront nécessaires à la remédiation. (FRTR, s. d.; Gouvernement du Canada, 2010; Huling and Pivetz, 2006; ITRC, 2005)

Finalement, dans les cas de traitement *in situ*, il faut évaluer l'impact sur la mobilisation des métaux qu'aura l'abaissement du pH, en cours de traitement (*ib.*).

4.1.3 Informations sur l'utilisation du site

Les informations à recueillir concernant l'utilisation du site à restaurer sont : la présence d'espèces fauniques et floristiques en danger; la présence de bâtiments; la présence d'infrastructures souterraines et d'équipements enfouis; et la profondeur de la nappe à traiter (Anderson et Laberge, 2003; Huling and Pivetz, 2006; ITRC, 2005).

La présence d'espèces fauniques ou floristiques en danger nécessite une attention particulière tant lors de l'exécution des travaux que lorsque les critères à atteindre sont définis (Anderson et Laberge, 2003).

La présence de bâtiments au-dessus du sol contaminé rend parfois l'excavation impraticable sans mettre en danger la structure du bâtiment, ce qui peut rendre les options de réhabilitation *in situ* plus attrayantes. On doit également connaître l'espace disponible pour la foreuse et les travailleurs. Il est parfois impossible de forer à l'endroit indiqué sur le plan, faute de place pour l'équipement nécessaire.

Les infrastructures souterraines doivent être localisées dans tous les cas afin d'éviter de les abîmer accidentellement lors de travaux d'excavation ou de forage, mais également lors des réhabilitations *in situ*. L'emploi d'oxydant puissant peut corroder les conduites en métal alors que les réactions chimiques exothermiques peuvent faire fondre les conduites en PVC. La profondeur de la nappe à traiter permet d'évaluer la faisabilité de l'excavation des sols, les opérations d'excavations étant plus coûteuses en profondeur, mais aussi d'évaluer les risques d'émanation de gaz vers la surface et de dommages en surface produits par la chaleur de la réaction d'oxydation. Cependant, si la nappe est en surface, la phytovolatilisation pourrait être envisageable. (Huling and Pivetz, 2006; ITRC, 2005)

4.1.4 Informations sur les environs du site

Les informations à recueillir sur les environs du site portent sur la disponibilité des services d'électricité, les routes d'accès au site ainsi que le zonage et l'usage des terrains avoisinants.

La disponibilité des services d'électricité est pertinente, en particulier pour les technologies *ex situ* qui dépendent du pompage de l'eau et qui utilisent les UV et l'ozone. Si les services d'électricité ne sont pas disponibles, il faut prévoir des génératrices, des panneaux solaires ou d'autres sources de courant électrique, dont la puissance et le nombre sont suffisants pour l'ensemble des besoins de la décontamination. (Mowat and Hofmann, 2009; Sander, 2009)

Il est également utile de savoir si les routes sont présentes et suffisantes pour accueillir le trafic de machinerie lourde et de livraison de produits en cours de réhabilitation (Pall Corporation, 2004).

Le zonage et l'usage du voisinage ainsi que le contexte urbain ou rural permettent d'anticiper, dans une certaine mesure, les désagréments qui seront infligés à la population environnante et qui pourraient exiger de restreindre les activités à certaines plages horaires.

4.1.5 Informations sur le contexte général

Les informations concernant le contexte général du projet incluent le niveau d'urgence des travaux à effectuer et les travaux qui sont présentement ou qui ont déjà été effectués sur le panache.

Le niveau d'urgence à effectuer les travaux est généralement en lien avec l'utilisation de l'eau souterraine, mais peut également être influencé par des projets de construction sur le terrain ou des opérations qui se déroulent habituellement sur le terrain. Si la décontamination est considérée comme urgente, par exemple, si des personnes consomment présentement l'eau contaminée et qu'il est compliqué et coûteux de les approvisionner à une autre source, seules les technologies éprouvées ou ayant réussi l'essai pilote seront retenues. Par contre, si la situation ne présente pas d'impacts graves à court ou moyen terme, il pourrait être avantageux d'envisager les technologies au stade de la recherche et du développement. Si l'urgence consiste à contenir le panache rapidement pour éviter qu'une zone qui alimente une population ne soit atteinte, il pourrait être avantageux de pomper et de traiter *ex situ*.

En ce qui concerne les travaux qui sont ou qui ont déjà été effectués sur le panache, si une technologie traite déjà efficacement une partie de la contamination du panache, le choix s'arrête sur les technologies de traitement du 1,4-dioxane qui sont les plus compatibles avec les systèmes en place. Par exemple, si les solvants chlorés ont été traités dans le passé et

que le seul contaminant restant est le 1,4-dioxane, la dégradation par les micro-organismes est avantagée par son coût plus faible (Mahendra, 2007; Senker *et al.* 2003).

4.2 Élimination des technologies inopportunes

Cette section fait ressortir les forces et les faiblesses des technologies retenues au chapitre précédent, en fonction des trois axes du développement durable. Dans un premier temps, les caractères communs à toutes les technologies d'une même catégorie, telles que définies à la fin du chapitre 3, sont mis en évidence. Ensuite les caractéristiques qui différencient les technologies d'un même groupe sont mises en évidence afin de comparer les technologies d'un même groupe entre elles. Le but de cette section est d'arriver à éliminer les technologies qui ne sont pas applicables au cas étudié.

4.2.1 Performances par groupe de technologies

Le tableau 4.1 présente les forces et les faiblesses partagées par toutes les technologies d'un même groupe, en fonction de critères du développement durable.

Le groupe des technologies éprouvées performe particulièrement bien d'un point de vue environnemental, en ce qui concerne l'assurance de la qualité de l'eau traitée ainsi qu'au niveau social puisque la population est rassurée au sujet de la qualité de l'eau à la sortie du traitement. Cependant, ce groupe constitué de technologies *ex situ* ne traite ni le sol, ni l'eau qui n'est pas pompée. Les technologies de ce groupe sont appropriées pour garantir une eau répondant aux standards les plus sévères, en autant que cette dernière soit distribuée directement à partir du point de traitement. Il faut prévoir un autre type de traitement pour le sol, si ce dernier présente une contamination dépassant les critères de zonage et d'usage.

Le groupe des technologies *in situ* ayant réussi l'étape du projet pilote possède l'avantage environnemental de traiter les sols et l'eau souterraine. Cependant, le sol n'est jamais un milieu homogène et isotrope. Il est donc possible que des enclaves de contaminants

persistent dans le sol. Cette faiblesse au niveau environnementale se traduit au niveau social par une diminution du sentiment de sécurité de la population envers l'eau potable des puits de la région. Ces technologies sont bien adaptées aux cas nécessitant une restauration du sol et de l'eau dans un milieu peu sensible, ayant des objectifs généralement moins contraignants concernant les concentrations en contaminants.

Tableau 4.1: Forces et faiblesses par groupe de technologies

Groupe de technologies	Forces	Faiblesses
Éprouvées <i>ex situ</i>	<p>Environnemental : Les résultats sont assurés pour l'eau potable du puits traité.</p> <p>Social : Augmentation du sentiment de sécurité de la population envers l'eau potable traitée.</p>	<p>Environnemental : Le sol et l'eau potable des puits à l'extérieur du rayon d'influence des puits de pompage ne sont pas traités.</p>
Pilotes <i>in situ</i>	<p>Environnemental : Le sol et l'eau sont traités.</p>	<p>Environnemental : Il peut rester des enclaves de contamination dans le sol.</p> <p>Social : Diminution du sentiment de sécurité de la population envers l'eau potable de la région.</p>
Pilotes <i>ex situ</i>	<p>Économique : Potentiel moyen de création d'emploi et d'expertise exportable.</p> <p>Social : Potentiel moyen de sentiment de bien-être.</p>	<p>Environnemental : Résultats moins assurés qu'avec une technologie éprouvée, mais plus qu'avec une technologie au stade recherche et développement.</p>
Recherche et développement	<p>Économique : Potentiel élevé de création d'emploi et d'expertise exportable.</p> <p>Social : Potentiel élevé de sentiment de bien-être.</p>	<p>Économique : Besoin d'argent pour la recherche et le développement.</p> <p>Environnemental : Risque que la solution soit mal adaptée aux besoins du site.</p>

Le groupe des technologies *ex situ* ayant réussi l'étape du projet pilote présente, au niveau économique, un potentiel moyen de création d'expertise exportable et de création d'emploi. Cependant, au niveau environnemental, un doute persiste quant à ses performances. De plus, comme pour le groupe des technologies éprouvées, il est constitué de technologies *ex situ* qui ne traitent ni le sol, ni l'eau qui n'est pas pompée. Il convient aux milieux moins sensibles, avec des objectifs moins contraignants concernant les concentrations en contaminants et doit être jumelé à une autre technologie si les sols présentent eux aussi une contamination dépassant les critères de zonage et d'usage. D'un point de vue social, il présente un potentiel moyen de sentiment de bien-être découlant de la fierté régionale.

Le groupe des technologies au stade de la recherche et du développement présente, au niveau économique, le potentiel pour la création d'emploi et pour la création d'expertise exportable, le plus élevé avec en contrepartie un investissement considérable pour la recherche et le développement. Au niveau environnemental, il présente un risque que la solution ne soit pas suffisamment performante pour les besoins particuliers du site. Au niveau social, il présente le potentiel le plus élevé de sentiment de bien-être découlant de la fierté régionale. Ce groupe est à envisager pour les cas où il n'y a pas urgence d'agir puisqu'une technologie en recherche et développement peut mettre des années avant d'être commercialisable.

4.2.2 Performances entre les technologies d'un même groupe

Les trois technologies *ex situ* du groupe des technologies éprouvées présentent sensiblement les mêmes avantages et inconvénients, synthétisés au tableau 4.2. En plus des caractéristiques attribuées à ce groupe à la sous-section précédente, elles ont en commun l'utilisation du peroxyde d'hydrogène, ce qui peut nécessiter l'extraction de l'excès de peroxyde d'hydrogène après le traitement ainsi qu'un traitement des émissions gazeuses. (Tableau 3.6)

Tableau 4.2 : Comparatif du groupe des technologies éprouvées

Technologies éprouvées	Avantages	Inconvénients
$H_2O_2 + Fe^{2+}$ <i>ex situ</i>		
$O_3 + H_2O_2$ <i>ex situ</i>	Économique : Peut s'avérer moins coûteux que les deux autres. Environnemental et social : Peut s'avérer plus robuste que Fenton.	Environnemental ou économique : Peut former des bromates en présence de brome.
UV + H_2O_2 <i>ex situ</i>		Environnemental ou économique : Sensible à la turbidité et aux précipités.

Si l'eau ne contient pas de brome, le traitement ozone/peroxyde d'hydrogène semble un choix intéressant tant du point de vue économique que du point de vue social, puisque cette technologie peut s'avérer plus robuste aux fluctuations des caractéristiques de l'eau à traiter. Cependant, si le traitement entraîne la formation de bromates en quantité problématique, il peut être nécessaire d'ajouter un traitement afin de les éliminer. Cette alternative avec traitement additionnel augmente les coûts de la technologie. La faisabilité des deux autres solutions est évaluée en fonction de la turbidité et du potentiel de l'eau à salir les lampes UV. (*ib.*)

Les trois technologies *in situ* ayant réussi l'étape du projet pilote ont en commun l'utilisation du peroxyde d'hydrogène. Ce dernier réagit en produisant de la chaleur et du gaz, ce qui peut endommager les infrastructures et les équipements souterrains ainsi que l'asphalte et nécessiter un traitement des effluents gazeux. Il existe également un risque de feu et d'explosion avec certains contaminants et d'émission de gaz chlorés avec les solvants chlorés. Un certain abaissement du pH dû à la production d'acide carbonique (un acide faible) peut provoquer la mobilisation des métaux sur une certaine distance. Bien que le

pouvoir tampon du milieu ainsi que la dispersion et la diffusion ramèneront vraisemblablement le pH à sa valeur normale assez rapidement, il s'en suivra une précipitation des métaux mobilisés qui pourraient provoquer une baisse de perméabilité du sol par colmatage des pores. La précipitation peut également être initiée par le changement du potentiel d'oxydation du milieu, lorsque la réaction à partir du peroxyde d'oxygène ou de l'ozone produit de l'oxygène gazeux. (Tableau 3.7)

Les technologies du groupe *in situ* ayant réussi l'étape de l'essai pilote possèdent des désavantages environnementaux qui sont synthétisés au tableau 4.3. L'utilisation du réactif de Fenton nécessite un abaissement du pH, ce qui peut s'avérer difficile dans les aquifères constitués de carbonates et dont l'eau présente les propriétés d'une solution tampon. Les désavantages de l'abaissement du pH avec un acide fort sont une mobilisation des métaux et la précipitation de ces métaux ainsi que du fer qui a été ajouté pour la réaction, lors de la remontée du pH. Cette précipitation engendre des risques accrus de colmatage des pores du sol, provoquant une baisse de perméabilité. (*ib.*)

Tableau 4.3 : Comparatif du groupe des technologies pilotes *in situ*

Technologies pilotes <i>in situ</i>	Avantages	Inconvénients
$H_2O_2 + Fe^{2+}$ <i>in situ</i>		Environnemental : Risque accru de colmatage des pores et de perte de perméabilité du sol.
$O_3 + H_2O_2$ <i>in situ</i>		Environnemental : Peut former des bromates si présence de brome dans l'eau. Environnemental : Émissions fugitives du gaz injecté.
$NaS_2O_8 + H_2O_2$ <i>in situ</i>		

Pour la technologie utilisant l’ozone, il est impossible d’éliminer les bromates qui se produiraient avant le rejet, ce qui élimine ce procédé s’il y a présence de brome dans l’eau à traiter en quantité suffisante pour dépasser les critères d’usage en bromates. Comme elle est la seule technologie de sa catégorie à injecter un gaz dans le sol, elle est également la seule à présenter un risque d’émissions fugitives d’ozone. (*ib.*)

Le persulfate de sodium ne présente aucun inconvénient particulier comparé aux deux autres technologies du groupe *in situ*.

Les deux technologies du groupe *ex situ* ayant réussi l’étape de l’essai pilote sont très différentes. Leurs avantages et inconvénients sont présentés au tableau 4.4.

Tableau 4.4 : Comparatif des technologies pilotes *ex situ*

Technologies pilotes <i>ex situ</i>	Avantages	Inconvénients
UV + TiO ₂	Environnemental : dégrade une vaste gamme de contaminants.	Économique ou environnemental : Sensible à la turbidité et au précipité.
Lit bactérien en cométabolisation avec THF	Économique : S’intègre à moindres coûts à un système existant.	Environnemental : Nécessite une filtration du THF avant le rejet.

La première, la photocatalyse (UV + TiO₂), a le désavantage économique de représenter un investissement et un coût d’opération important. Elle a cependant l’avantage environnemental de dégrader une vaste gamme de contaminants. (Tableau 3.8)

La seconde, le lit bactérien en cométabolisation avec THF, possède l’avantage économique de s’intégrer à moindres coûts, à un système existant, mais l’inconvénient environnemental de nécessiter une filtration du THF avant le rejet (*ib.*).

Les technologies au stade de la recherche et du développement sont très différentes les unes des autres. Leurs avantages et inconvénients comparatifs sont synthétisés au tableau 4.5.

Tableau 4.5 : Comparatif des technologies recherche et développement

Technologies recherche et développement	Avantages	Inconvénients
Ultrasons (toutes variantes) <i>in situ</i> ou <i>ex situ</i>	<p>Économique : Potentiel accru de création d'emploi et d'exportation d'expertise.</p> <p>Social : Potentiel accru de sentiment de bien-être.</p> <p>Environnemental : Possibilité de dégrader une vaste gamme de contaminants.</p>	
Phytovolatilisation <i>in situ</i>	Économique : Coût moindre que par les méthodes traditionnelles.	<p>Économique : Perte de jouissance d'une grande superficie et dommage possible par les racines dans un rayon de 30 m.</p> <p>Environnemental : Gère uniquement le 1,4-dioxane.</p>
Microorganismes utilisant uniquement le 1,4-dioxane <i>in situ</i> ou <i>ex situ</i>	Économique : S'intègre à moindres coûts à un système <i>ex situ</i> existant ou s'applique <i>in situ</i> .	

Les ultrasons ont le potentiel de dégrader une vaste gamme de contaminants. Puisque cette technologie, une fois développée, sera applicable à un grand nombre de sites différents, elle possède un avantage économique, environnemental et social. D'un point de vue économique, l'avantage se situe au niveau de l'emploi et de l'exportation d'expertise. L'avantage existe également du point de vue environnemental, puisqu'un large éventail de

contaminants est dégradé ainsi que du point de vue social, en ce qui concerne le sentiment de bien-être généré par la fierté régionale, puisque les occasions de faire rayonner la région sont multipliées. (Tableau 3.9)

La phytovolatilisation présente un avantage économique important en ce qui concerne le coût de la restauration. Ce dernier doit être évalué en tenant compte de la perte économique que peut engendrer la perte de jouissance de la zone dédiée au traitement ainsi que les dommages que les racines peuvent causer. Les peupliers étant des arbres à croissance rapide, il est possible que le bois obtenu ait une valeur économique une fois la restauration terminée, ce qui doit également entrer dans l'équation économique. Cette méthode possède l'inconvénient environnemental de ne gérer que le 1,4-dioxane présent dans une nappe peu profonde. Peu de sites urbains se prêtent à cette pratique, mais elle pourrait convenir à de grands parcs où à des terrains vacants. (*ib.*)

Les micro-organismes utilisant uniquement le 1,4-dioxane comme source d'énergie et de carbone ont l'avantage économique de s'intégrer facilement et à moindres coûts à un système *ex situ* existant. Ils peuvent également être appliqués après une réhabilitation *in situ* des autres contaminants ou comme système de polissage afin de traiter les faibles concentrations très étendues à un coût raisonnable. (Tableau 3.9)

4.2.3 Première étape d'élimination

En apposant les informations recueillies à la section 4.1, aux caractéristiques des catégories, à la sous-section 4.2.1 et des technologies, à la sous-section 4.2.2, il est possible que certaines technologies ou catégories de technologies soient éliminées. À cette étape, il convient de dresser une liste des technologies qui n'ont pas été éliminées afin de les comparer entre elles ainsi qu'au *statu quo*, à l'aide de la grille d'analyse présentée à la section suivante.

4.3 Grille d'analyse

La grille d'analyse proposée se veut un outil facilitant la prise de décision lors du choix d'une technologie de décontamination du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine. Puisqu'elle n'a pas été élaborée pour un projet spécifique, certains ajustements pourront y être apportés, en fonction des besoins. La grille est composée de trois catégories de critères, correspondant à chacun des trois axes du développement durable soit : les critères économiques, les critères environnementaux et les critères sociaux.

Une pondération est accordée à chaque critère, au moment de l'utilisation de la grille pour un projet concret, afin de faire ressortir les critères dont l'importance est plus grande par rapport aux autres, à l'intérieure d'une même catégorie. Afin de donner un poids égal à chaque catégorie, peu importe le nombre de critères qu'elle comporte ou la pondération qui a été accordée à ces critères, la sommation des résultats pondérés est ensuite divisée par la sommation des unités de pondération. La valeur de la catégorie pour chaque technologie est ainsi obtenue. La valeur des trois catégories est ensuite additionnée afin de comparer le résultat global obtenu pour chacune des technologies comparées.

Un patron de cette grille d'analyse est présenté à l'annexe 2.

4.3.1 Critères économiques et facteurs influençant leur pondération

Les critères économiques retenus sont les coûts associés au traitement pour l'ensemble des contaminants, ceux associés à un manque à gagner dû à la perte de jouissance d'une partie du site, ainsi que les retombées régionales (OCEE, 2008).

Le coût du traitement inclut le coût en capital, le coût d'exploitation (opération et maintenance) et le coût de remise en état après les travaux. Il est évalué en le comparant à celui des autres technologies retenues et des coûts engendrés par le *statu quo*. Il est important de comparer les technologies de façon équitable pour l'ensemble du traitement. Par exemple, si une première technologie génère un effluent gazeux à traiter, mais pas la

seconde, il faut penser à ajouter les coûts de traitement des gaz à la première. De même, lorsque les technologies sont comparées au *statu quo* et que cette dernière alternative engendre des coûts récurrents, il est important d'évaluer les coûts sur un nombre d'années supérieur à celui requis pour la décontamination seulement, dont la durée des coûts est limitée dans le temps. La pondération attribuée à ce critère peut varier selon la capacité de payer du propriétaire ainsi que de la valeur du terrain et des installations qu'il comporte.

La perte de jouissance d'une partie du site, en tant que critère économique, touche principalement le propriétaire. Il pourrait s'appliquer à la phytovolatilisation sur une terre agricole, un agriculteur se trouvant ainsi privé d'une partie du rendement de sa terre pour y faire pousser des peupliers pendant le temps de la remédiation. Il est évalué selon le pourcentage des activités interrompues, selon la durée des travaux qui empêcheront la tenue des activités habituelles, ainsi que selon le type d'activités interrompues ou ralenties. Ce critère est pondéré en fonction du nombre de personnes affectées.

En ce qui concerne les retombées économiques pour la région, la création d'emploi dans la région et la possibilité d'exportation d'une expertise nouvelle sont à considérer. S'il s'agit d'une entreprise locale, elle fera travailler les ouvriers de la région, achètera une partie de son matériel dans la région et les travailleurs dépenseront leur salaire dans cette région qu'ils habitent. Dans le cas des nouvelles technologies, une expertise exportable pourrait contribuer à accroître la richesse de la région dans le futur. Un exemple de ce type de retombées économiques est démontré par la compagnie Applied Process Technology Inc. (APT water) avec le système HiPOx. HiPOx est la marque déposée d'un système de traitement *ex situ de* l'eau, utilisant l'ozone et le peroxyde d'hydrogène. C'est à cette entreprise californienne qu'on a fait appel récemment, pour traiter l'eau souterraine contaminée au 1,4-dioxane d'un site ontarien, générant ainsi des retombées économiques en Californie (Duquette, 2012). La pondération pour ce critère dépend nécessairement du point de vue de celui qui remplit la grille, l'expression « région » pouvant tout aussi bien s'appliquer à un quartier, une municipalité, une province ou un pays. Par exemple, si une municipalité est propriétaire du site, les retombées régionales au niveau de cette

municipalité auront plus de poids que si les retombées sont ailleurs dans la province. Si le propriétaire est une entreprise, ce n'est plus l'argent de l'ensemble des contribuables qui est investi dans la réhabilitation, mais seulement celui de l'entreprise. Cette dernière ne bénéficiera des retombées régionales que dans la mesure où elles pourraient lui faire une publicité positive en tant que bon citoyen corporatif dans la région. Dans les cas où l'entreprise privée bénéficie de fonds publics pour couvrir une partie des frais, il semblerait équitable que les retombées régionales soient reflétées par une pondération appropriée.

4.3.2 Critères environnementaux et facteurs influençant la pondération

Les trois critères environnementaux retenus sont la qualité de l'air, du sol et de l'eau (OCEE, 2008). Ils sont évalués en fonction de l'atteinte des critères et des normes applicables pour l'ensemble des contaminants du panache ainsi qu'en fonction des contaminants qui seront émis pendant toute la durée des travaux.

Les critères et les normes applicables sont déterminés par la réglementation et les politiques provinciale ou municipale applicables pour chacun de ces trois éléments. Les technologies qui présentent une efficacité permettant d'atteindre des concentrations plus faibles que ces normes sont mieux évaluées que les autres seulement dans la mesure où le critère économique « Coût du traitement » a été évalué à un coût permettant l'atteinte de ces concentrations.

En ce qui concerne les contaminants émis pendant la durée des travaux, en plus des rejets directs du procédé à l'air, au sol et à l'eau, il faut penser aux polluants émis à l'atmosphère lors du transport des équipements et des produits ainsi qu'aux cas particuliers tel un site où des génératrices alimentées au diesel fourniraient l'électricité nécessaire au pompage pendant plusieurs mois.

Les critères réglementaires tenant en partie compte de la sensibilité du milieu récepteur, la pondération est utilisée pour les cas où une utilisation ou un habitat sensible serait désavantagé par la réglementation existante.

4.3.3 Critères sociaux et facteurs influençant la pondération

Les critères sociaux retenus sont la sécurité de la population, le niveau sonore, le sentiment de bien-être, la perte de jouissance d'une partie du site pour la population et l'acceptabilité sociale (OCEE, 2008).

La sécurité de la population s'applique au risque d'accident lié à la manipulation et à l'entreposage de produits chimiques dangereux ainsi qu'au risque lié aux accidents de la route, provoqués par l'augmentation de la circulation. Ce critère est évalué en fonction de l'augmentation du risque et de l'intensité des conséquences que l'accident pourrait engendrer ainsi que sur la durée prévue des activités présentant le risque. La pondération quant à elle est attribuée en fonction du zonage et de l'usage des lieux.

Le niveau sonore est évalué selon le nombre de décibels émis, sur le site et aux abords des routes menant au site (pompes, foreuses, camions, etc.) ainsi que selon la durée et de la plage horaire des l'émission. La pondération quant à elle doit tenir compte du zonage et de l'usage du voisinage, afin de refléter l'inconvénient qui est effectivement ressenti par le voisinage.

Le sentiment de bien-être de la population touche aux émotions, qu'elles soient positives ou négatives. Par exemple, un citoyen peut ressentir de la fierté à lire dans le journal local qu'une entreprise de sa région a développé une nouvelle technologie pour dégrader les contaminants d'un important panache qui affecte l'eau souterraine de sa région. À l'opposé, il peut ressentir une certaine honte à entendre au bulletin télévisé que l'eau de son puits est impropre à la consommation. Ce critère peut toucher une multitude de facettes engendrées par les travaux tels la création de bouchons de circulation qui génèrent de la frustration chez les résidents ou le doute concernant la qualité de l'eau. Pour l'évaluation de ce critère, le doute ou le sentiment n'a pas besoin d'être fondé sur des faits logiques et rationnels. Par exemple, il n'y a pas de raison logique à la rage au volant dans les bouchons de circulation, la vie n'est pas en danger. Le chemin est seulement bloqué pour le conducteur, assis dans son auto. Ce critère est évalué sur l'intensité de ce qui est normalement ressenti en pareilles

circonstances et sur la durée des faits à l'origine de ces émotions et la pondération est attribuée en fonction du nombre de personnes qui sont affectées.

La perte de jouissance d'une partie du site en tant que critère social est évaluée selon la durée où la population ne pourra avoir accès au site. Elle pourrait, par exemple, s'appliquer à un parc ou à une cour d'école. Ce sont des cas où le facteur économique n'est pas en jeu, mais où il faut quand même tenir compte du facteur humain. La pondération est accordée en tenant compte du nombre des personnes affectées, du type d'activités habituellement tenues sur ce site et de la possibilité de tenir ce type d'activités dans un autre lieu pendant le temps des travaux.

L'acceptabilité sociale peut toucher une vaste gamme de sujets. Il est important de ne pas inclure dans un autre critère un paramètre qui est directement évalué ici. C'est l'importance que la population donne au problème qui sert à évaluer le critère, ainsi que l'aspect permanent ou temporaire du problème perçu. La pondération est attribuée en fonction du nombre de personnes qui se sentent lésées par le projet.

4.4 Exemple d'application de la méthode

L'exemple fictif suivant démontre l'application des trois étapes de la méthode proposée soit, la cueillette préliminaire d'informations, l'élimination des technologies inopportunes et l'application de la grille d'analyse.

4.4.1 Étape 1 : Cueillette préliminaire d'informations

Les informations concernant le panache et sa matrice révèlent une contamination en 1,4-dioxane dans l'eau souterraine uniquement. Les concentrations peuvent atteindre 60 µg/l. L'eau de cet aquifère étant utilisée pour la consommation humaine, le critère à atteindre est de 0,35 µg/l.

Les informations concernant la géologie du site révèlent que des puits s'approvisionnant dans cet aquifère sont situés en aval du panache. L'eau de ces puits est destinée à la

consommation humaine. Le panache est long d'environ 500 m, avec une largeur d'environ 100 m et se situe entre 10 et 15 m de profondeur. Le front du panache pourrait atteindre le rayon d'influence des premiers puits à la fin de la prochaine année. Les analyses d'eau n'ont pas révélé une présence de brome qui pourrait mener à la formation de bromates, mais la turbidité de l'eau nécessite un prétraitement dans le cas d'un traitement avec les lampes UV.

Les informations concernant l'utilisation du site révèlent que le meilleur endroit pour effectuer une barrière hydraulique constituée de puits de pompage se situe à la limite d'une terre agricole. La route se situe à proximité, mais aucune infrastructure ne se trouve directement sous les puits de pompage projetés.

Les informations concernant les environs du site révèlent qu'il sera possible de se raccorder au réseau d'électricité et le site est facilement accessible de la route.

Les informations concernant le contexte général du projet révèlent que la nouvelle a déjà fait la une des médias locaux et que les dirigeants se sont engagés à contenir le panache avant que ce dernier n'atteigne le rayon d'influence des premiers puits. La décision de contenir le panache à l'aide d'une barrière hydraulique a déjà été annoncée et une entente a été négociée avec le propriétaire du terrain qui accueillera les puits de pompes. La population est inquiète et suit le dossier de près. Ce panache a été décontaminé de ses solvants chlorés il y a une vingtaine d'années, le 1,4-dioxane n'avait pas été testé à l'époque. Le *statu quo* dans ce cas, impliquerait la livraison d'eau potable dans des quartiers résidentiels et des résidences isolées, à raison de deux à trois fois par semaine.

4.4.2 Étape 2 : Élimination des technologies inopportunes

Compte tenu de la décision de pomper l'eau contaminée, de l'utilisation de cette eau comme eau de consommation et de l'urgence d'agir, seules les technologies du groupe « Éprouvées » sont retenues soit les versions *ex situ* du réactif de Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{2+}$), de la combinaison d'ozone et de peroxyde d'hydrogène ($\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$) et de la combinaison de rayonnement UV avec peroxyde d'hydrogène ($\text{UV} + \text{H}_2\text{O}_2$). Ces trois options seront

respectivement appelées Fenton, Ozone-Peroxyde et UV-Peroxyde afin d'alléger le texte de la suite de cette section.

4.4.3 Étape 3 : Application de la grille d'analyse

Les trois options retenues et le *statu quo* sont confrontés à chacun des critères de la grille d'analyse pour lesquels une note sur 10 et une pondération sont attribuées. Ces résultats sont d'abord consignés dans le patron de grille de l'annexe 2 et sont présentés au tableau 4.6. Les résultats sont ensuite analysés et discutés.

En ce qui concerne les critères économiques, puisqu'une compensation financière a déjà été négociée avec le propriétaire du terrain où il est prévu d'installer l'unité de pompage, le critère « Perte de jouissance du site » est inclus dans le critère « Coût total du traitement ». Ce dernier inclut également le coût de la distribution d'eau potable aux habitants privés de leur puits. À court terme, la distribution d'eau représente l'option la moins coûteuse. Cependant, les options de traitement finiront, un jour, leur travail de décontamination. À partir de ce jour, les options de traitement ne représenteront aucun coût alors qu'il faudra toujours payer pour la distribution d'eau potable. Pour les besoins de l'exemple, le traitement du panache en entier est évalué à 10 ans et les coûts sont comparés sur une période de 25 ans. La note la plus élevée, 10/10 est attribuée à l'option Ozone-Peroxyde qui est la moins coûteuse sur 25 ans, suivi de l'option Fenton avec 9/10 et l'option UV-Peroxyde avec 8/10. Le *statu quo* obtient la note de 5/10.

Puisque la catégorie « Économique » ne possède plus qu'un seul critère, la pondération servant à faire ressortir les critères les plus importants d'une catégorie devient obsolète et la valeur de 1 lui est accordée.

En ce qui concerne les critères environnementaux, la pondération demeure égale pour chaque élément et est évaluée à 1 dans tous les cas. Pour la qualité de l'eau, une note de 5/10 est attribuée aux trois technologies qui atteignent le critère d'usage et à 0/10 pour le *statu quo*. Aucune modification n'est anticipée en ce qui concerne la qualité du sol et une

note de 5/10 est attribuée à toutes les options. En ce qui concerne la qualité de l'air, une note de 5/10 est attribuée aux trois technologies qui émettront une quantité négligeable de contaminants à l'atmosphère comparée au *statu quo* qui obtient une note de 2/10 afin de tenir compte des gaz d'échappement des camions-citernes utilisés pour la livraison de l'eau, pendant une période de 25 ans. Une pondération de 1 est accordée à chacun des critères puisque la réglementation semble adéquate compte tenu des populations impactées.

En ce qui concerne les critères sociaux, le critère « Perte de jouissance du site » est éliminé, puisque la population ne perd aucun accès à un site public. L'agriculteur qui subira une perte de jouissance d'une bande de son terrain a été compensé et tenu en compte lors de l'évaluation du critère économique.

Le critère « Sécurité de la population » comprend les risques liés à la livraison, la manipulation et à l'entreposage des produits chimiques ainsi qu'aux risques d'accidents liés à la livraison d'eau dans les quartiers résidentiels pendant 25 ans. La note moyenne de 5/10 est attribuée aux trois technologies qui utilisent toutes des produits nécessitant certaines précautions lors de l'entreposage et de la manipulation alors que le *statu quo* obtient la note de 0/10 à cause du risque accru que courent les enfants à se faire frapper par un camion, dans les rues résidentielles où ils jouent l'été, aux heures de livraison. Une pondération de 3 est allouée, afin de tenir compte du fait que les livraisons sont effectuées dans un secteur résidentiel où des enfants sont susceptibles de jouer, aux heures de livraison.

Le critère « Niveau sonore » reçoit la note moyenne de 5/10 pour le *statu quo*, car la livraison de l'eau potable est effectuée de jour uniquement. Les pompes utilisées par les trois technologies fonctionneront 24 h/24 h et se méritent la note de 5/10, tenant compte de la faible intensité du bruit. La pondération accordée est de 1 puisque cet inconvénient est considéré normal pour ce type de zonage et le voisinage.

Le critère « Sentiment de bien-être » reçoit une note de 0/10 pour le *statu quo*, car, malgré le fait que l'approvisionnement en eau d'une source sûre soit fourni, il peut exister un sentiment de frustration à ne pas pouvoir utiliser l'eau du robinet. Une certaine honte peut

également être ressentie, puisque la région est associée à un problème de contamination de l'eau potable. En ce qui concerne les trois technologies, le sentiment de sécurité est atteint, puisque seules les technologies éprouvées ont été retenues et aucun sentiment de malaise n'est appréhendé lors de leur utilisation. Une note parfaite de 10/10 leur est accordée. Une pondération de 1 est attribuée à ce critère puisque la population touchée est relativement petite.

Le critère « Acceptabilité sociale » est évalué à 0/10 pour le *statu quo* et à 10/10 pour les trois technologies puisqu'il ne semble pas acceptable que cette source d'eau potable reste contaminée. Le *statu quo* entraînera certainement un mouvement de mobilisation de la population. Une pondération de 3 est attribuée à ce critère, puisque la mobilisation est susceptible de toucher une population plus vaste que le groupe restreint des résidents touchés.

Le tableau 4.6 révèle le total des moyennes pondérées. L'option qui obtient le meilleur total des moyennes pondérées est considérée comme étant la meilleure option. Dans cet exemple, le total de 22,5 est obtenu par l'option Ozone-Peroxyde qui ressort gagnante de cette analyse. Suivent ensuite l'option Fenton avec 21,5 et l'option UV-Peroxyde avec 20,5. Le *statu quo* arrive loin derrière avec un total de seulement 7,9.

La grille d'analyse utilisée est un outil dans lequel on insère des chiffres. Il est facile de manipuler ce type d'outils pour lui faire dire à peu près n'importe quoi. C'est pourquoi il est important d'en comprendre les principes et de manipuler les éléments d'analyse avec précaution. Par exemple, en ce qui concerne le cas fictif étudié précédemment, lors de l'analyse des critères économique, le choix d'éliminer le critère « Retombées régionales » n'est pas sans conséquences. Au lieu d'éliminer le critère « Retombées régionales » il serait possible de le conserver et d'attribuer la note de 0/10 à toutes les options pour ce critère, et de lui attribuer une pondération de 1, ce qui peut sembler neutre. Les résultats de cette modification sont présentés au tableau 4.7. Le total des moyennes pondérées de l'option *statu quo* est maintenant de 5,4 et celui de l'option présentant le résultat le plus proche,

UV-Peroxyde, est maintenant de 16,5. L'écart entre les deux options qui était à l'origine de 12,6 est maintenant de 11,1, ce qui représente une diminution de 1,5 point. Le choix de conserver un critère qui n'est pas discriminatoire a avantage l'option *statu quo* par rapport aux autres. Il est donc possible de manipuler les résultats de la grille, en modifiant le nombre de critères retenus dans les différentes catégories.

En plus du nombre de critères retenus pour chaque catégorie et de la pondération qui leur est accordée, les critères retenus doivent couvrir tous les aspects qui seront impactés par le projet en évitant de dédoubler les critères pour le même aspect.

Tableau 4.6 : Exemple d'utilisation de la grille

CRITÈRE (pondération)	<i>Statu quo</i>		H ₂ O ₂ + Fe ²⁺		O ₃ + H ₂ O ₂		UV + H ₂ O ₂	
	Brut	Pond.	Brut	Pond.	Brut	Pond.	Brut	Pond.
Économique								
Coût total du traitement (1)	5	5	9	9	10	10	8	8
ΣPondéré/1		5,0		9,0		10,0		8,0
Environnemental								
Qualité de l'eau (1)	0	0	5	5	5	5	5	5
Qualité du sol (1)	5	5	5	5	5	5	5	5
Qualité de l'air (1)	2	2	5	5	5	5	5	5
ΣPondéré/3		2,3		5,0		5,0		5,0
Social								
Sécurité de la population (3)	0	0	5	15	5	15	5	15
Niveau sonore (1)	5	5	5	5	5	5	5	5
Sentiment de bien-être (1)	0	0	10	10	10	10	10	10
Acceptabilité sociale (3)	0	0	10	30	10	30	10	30
ΣPondéré/8		0,6		7,5		7,5		7,5
Total des moyennes pondérées		7,9		21,5		22,5		20,5

Tableau 4.7 : Exemple modifié

CRITÈRE (pondération)	<i>Statu quo</i>		H ₂ O ₂ + Fe ²⁺		O ₃ + H ₂ O ₂		UV + H ₂ O ₂	
	Brut	Pond.	Brut	Pond.	Brut	Pond.	Brut	Pond.
Économique								
Coût total du traitement (1)	5	5	9	9	10	10	8	8
Retombées régionales (1)	0	0	0	0	0	0	0	0
∑Pondéré/2		2,5		4,5		5		4
Environnemental								
Qualité de l'eau (1)	0	0	5	5	5	5	5	5
Qualité du sol (1)	5	5	5	5	5	5	5	5
Qualité de l'air (1)	2	2	5	5	5	5	5	5
∑Pondéré/3		2,3		5,0		5,0		5,0
Social								
Sécurité de la population (3)	0	0	5	15	5	15	5	15
Niveau sonore (1)	5	5	5	5	5	5	5	5
Sentiment de bien-être (1)	0	0	10	10	10	10	10	10
Acceptabilité sociale (3)	0	0	10	30	10	30	10	30
∑Pondéré/8		0,6		7,5		7,5		7,5
Total des moyennes pondérées		5,4		17,0		17,5		16,5

4.5 Contexte québécois et développement durable

La démarche proposée permet de choisir, parmi les 11 technologies sélectionnées, celle qui est le mieux adaptée à une situation donnée. La grille d'analyse présentée permet de s'adapter aux particularités du panache étudié, grâce à la pondération qui est permise pour chaque critère. Il est également possible de retrancher les critères qui ne sont pas pertinents et d'ajouter des critères qui le sont. Cependant, afin de respecter l'esprit du développement durable, il est recommandé d'utiliser la grille en gardant les critères économiques, environnementaux et sociaux sur un pied d'égalité.

Au Québec, les critères environnementaux et certains critères sociaux sont encadrés par la législation. Le coût du traitement, quant à lui, est à la charge du propriétaire du terrain. Le propriétaire se soumet généralement à la législation au meilleur coût possible. Il est délicat d'exiger d'un particulier qu'il assume seul des coûts de traitement plus élevés, afin de tenir compte de critères qui bénéficient à l'ensemble de la société, telles la création d'emplois, la stimulation de l'économie locale et la création d'expertise exportable. Il est cependant possible d'aider les entreprises et les particuliers qui désirent contribuer à la communauté en choisissant une technologie de remédiation qui est plus coûteuse, en leur offrant un certain soutien. Ce soutien peut être financier, par le remboursement d'une partie des coûts de remédiation, si cette dernière répond à certains critères. Les programmes ClimatSol et ReviSol en sont des exemples. L'aide pourrait également prendre la forme de soutien à des partenaires de recherche en milieu universitaire. Cependant, le but n'est pas d'aider ceux qui sont légalement tenus d'effectuer une réhabilitation et qui le font en tenant uniquement compte de leurs intérêts propres. Cette aide doit s'adresser à ceux qui choisissent d'investir dans une méthode plus coûteuse, mais qui répond mieux à l'ensemble des critères du développement durable.

Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs pourrait profiter de l'outil de sélection d'une technologie de décontamination proposé. Ce dernier lui permettrait de s'assurer que l'argent investit afin de décontaminer les terrains orphelins

dont il a la garde, soit investi dans la technologie qui apporte le plus de bénéfices à la société.

5 RECOMMANDATIONS

Ce chapitre propose deux types de recommandations. Le premier vise à déterminer s'il existe effectivement des panaches de contamination de 1,4-dioxane associés aux solvants chlorés, dans l'eau souterraine du Québec alors que le second vise la gestion des panaches qui auront été révélés, le cas échéant.

5.1 Recommandations touchant l'investigation des panaches au Québec

Dans un premier temps, il est recommandé d'investiguer les sites les plus à risque de présenter une contamination de l'eau souterraine au 1,4-dioxane accompagnée de solvants chlorés. Pour y arriver, les quatre étapes suivantes sont proposées : premièrement, établir une liste des sites les plus à risque; deuxièmement, adopter les critères proposés au chapitre 2; troisièmement, comparer les analyses qui auraient été effectuées aux critères adoptés et vérifier que l'échantillonnage a bien eu lieu au front du panache; et quatrièmement, effectuer, au besoin, des analyses d'eau souterraine.

Afin d'établir la liste des sites les plus à risques, il est recommandé d'utiliser les outils et les paramètres présentés à la section 1.4, c'est-à-dire d'effectuer une recherche à l'aide du *Répertoire des terrains contaminés* et du *Répertoire des dépôts de sols et de résidus industriels* en utilisant les expressions suivantes : « Trichloroéthane », « Trichloro-1,1,1 éthane », « Solvants » et « Hydrocarbures chlorés ». Il est important de retenir également les sites pour lesquels l'état de la réhabilitation est qualifiée de « Terminée » puisque, comme il est mentionné à la section 3.7, les méthodes traditionnelles de traitement de l'eau souterraine sont inefficaces à l'endroit du 1,4-dioxane.

Afin de réaliser les recommandations qui suivent, il est recommandé d'adopter les critères proposés à la section 2.5.1, c'est à dire 28 000 µg/l pour le RÉSI et 0,35 µg/l pour l'eau destinée à la consommation.

Il est ensuite recommandé de procéder à l'étude du dossier afin de vérifier si des analyses de 1,4-dioxane ont déjà été effectuées sur des échantillons d'eau souterraine du panache. Le cas échéant, les deux points suivants doivent être vérifiés. Premièrement, vérifier si la limite de détection de la méthode utilisée est supérieure au critère applicable, ce qui invaliderait la conclusion à l'effet qu'il n'y a pas de contamination en 1,4-dioxane. Deuxièmement, vérifier que les échantillons d'eau souterraine ont été prélevés au front du panache. Puisqu'il a été déterminé à la section 1.4 que le 1,4-dioxane se déplace plus rapidement dans l'eau souterraine que les autres contaminants qui l'accompagnent dans le panache, une analyse en queue de panache pourrait avoir manqué le 1,4-dioxane.

Une fois la liste des sites les plus à risque dressée, il est recommandé d'y effectuer des analyses d'eau souterraine en prenant soin d'utiliser une méthode dont la limite de détection est inférieure au critère applicable et de prélever les échantillons à la tête du panache.

5.2 Recommandations touchant la gestion des cas relevés

À la suite de la mise en œuvre des recommandations de la section précédente, si des cas de contamination au 1,4-dioxane sont découverts, il est recommandé de choisir une technologie de décontamination à l'aide de la méthode proposée au chapitre 4. Les trois étapes de cette méthode sont : la cueillette préliminaire d'informations, l'élimination des technologies inopportunes et l'application de la grille d'analyse présentée à l'annexe 2.

Il est recommandé d'adapter les critères de la grille d'analyse en fonction des besoins, tout en maintenant un poids égal entre les trois pôles du développement durable soit le pôle économique, le pôle environnemental et le pôle social.

Afin d'aider les propriétaires privés à tenir compte des critères qui n'ont aucun impact bénéfique sur eux, mais qui en ont un sur l'ensemble de la population (par exemple, des retombées économiques régionales), il est recommandé d'offrir un certain soutien, qu'il soit financier ou sous forme d'expertise, à ces derniers, lorsque ces critères sont remplis.

CONCLUSION

Ce travail a permis de faire ressortir des caractéristiques communes aux panaches de contamination de 1,4-dioxane accompagnant des solvants chlorés, dans l'eau souterraine, afin d'en faciliter la recherche au Québec. Le solvant chloré le plus susceptible d'être accompagné de 1,4-dioxane est le TCA et dans une moindre mesure, le DCM. De leur côté, le tétrachlorure de carbone, le TCE et le PCE sont susceptibles d'avoir été déversés aux mêmes endroits que le TCA et peuvent également servir d'indicateur de panaches contenant du 1,4-dioxane. Une fois dans l'eau souterraine, en raison de sa grande solubilité, de son faible coefficient d'adsorption sur le carbone organique et de sa faible capacité à se dégrader dans les conditions prévalant dans l'eau souterraine, le 1,4-dioxane se déplace plus rapidement que les solvants chlorés qui l'accompagnent et il se retrouve à l'aval du panache de contamination. Il a donc été recommandé d'amorcer la recherche de ces panaches au Québec par les panaches connus pour leur contamination en TCA, à l'aide des répertoires disponibles sur le site Web du MDDEP.

Le portrait qui a été brossé des normes, critères et lignes directrices à l'égard du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine ainsi que celui portant sur les méthodes analytiques utilisées pour ces analyses ont permis la recommandation de deux critères. Le premier critère qui concerne l'eau souterraine utilisée à des fins de consommation est établi à 0,35 µg/l. Le critère RÉSI quant à lui, est établi à 28 000 µg/l. Quatre des principaux laboratoires d'analyse au Québec ont été contactés afin de déterminer s'ils sont en mesure de satisfaire ces critères lors de leur analyse du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine. Les quatre laboratoires possèdent des limites de détections inférieures au critère RÉSI proposé, mais seul le CEAEQ propose d'emblée, une limite de détection égale ou inférieure au critère proposé pour l'eau destinée aux fins de consommation.

Une revue de littérature a également été effectuée à l'endroit des technologies capables de traiter le 1,4-dioxane dans l'eau souterraine. Ces dernières ont été regroupées en quatre groupes basés sur le niveau de maturité, afin de faciliter l'application de la démarche

recommandée. Cette démarche s'effectue en trois étapes. Premièrement, effectuer une cueillette d'information touchant directement l'eau souterraine contaminée, mais aussi le site à l'étude, son voisinage et le contexte général dans lequel le projet sera effectué. Deuxièmement, les technologies qui ne s'appliquent pas au projet étudié sont éliminées en comparant d'abord les groupes de technologies entre eux, puis en comparant entre elles les technologies de chaque groupe retenu. Troisièmement, les technologies retenues sont comparées entre elles et au statu quo, à l'aide d'une grille d'analyse contenant des critères provenant des trois sphères du développement durable. Il a été recommandé d'adapter cette grille aux besoins de chaque site étudié, tout en s'assurant de conserver un poids égal pour chacun des trois axes du développement durable. Il a également été recommandé d'aider les propriétaires privés à tenir compte des critères qui n'ont aucun impact bénéfique pour eux, mais qui ont un impact positif sur l'ensemble de la population.

Les recommandations contenues dans cet essai ne constituent qu'un point de départ vers une gestion adéquate des panaches de contamination au 1,4-dioxane accompagnés de solvants chlorés dans l'eau souterraine du Québec. Au fur et à mesure que des cas seront découverts, la méthodologie utilisée pour la recherche de ces panaches s'affinera. De même, avec l'expérience à décontaminer de tels panaches, un arbre décisionnel pourra être dressé, afin de faciliter l'étape d'élimination des technologies inopportunes.

Le 1,4-dioxane n'étant pas sujet à l'atténuation naturelle dans l'eau souterraine, ce contaminant doit absolument être traité, dans les cas où il s'y retrouve à des concentrations qui ne sont pas propices à l'usage effectué de l'eau souterraine. Il faut cependant rester optimiste, car, il ne devrait plus se créer de nouveaux panaches de ce type, le TCA étant banni depuis 1996. Chaque panache traité constitue donc un pas vers l'éradication de la contamination de l'eau souterraine en 1,4-dioxane accompagné de solvants chlorés.

RÉFÉRENCES

- Abe, A. (1999). Distribution of 1,4-dioxane in relation to possible sources in the water environment. *The Science of the Total Environment*, n° 227, p. 41-47.
- Agat Laboratoires, (s. d.). Technical Bulletin on the Amendments to Ontario Regulation 153/04, *In* Agat Laboratoires. *agatlabs.com*, [En ligne]. http://www.agatlabs.com/news/Ontario_Regulation.pdf (Page consultée le 7 janvier 2012).
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2007). Draft toxicological profile for 1,4-dioxane. *In* Agency for Toxic Substances and Disease Registry. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*, [En ligne]. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp187.pdf> (Page consultée le 5 octobre 2011).
- Aitchison, W., Kelly, S.L., Alvarez, P.J.J. and Schnoor J.L. (2000). Phytoremediation of 1,4-Dioxane by Hybrid Poplar Trees. *Water Environment Research*, vol. 73, n° 3, p. 313-321.
- AMEC Geomatrix and ARA (2008). Groundwater remediation trip report. *In* United States Environmental Protection Agency (US EPA). *Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN)*, [En ligne]. <http://www.clu-in.org/download/contaminantfocus/dioxane/SGW-38552.pdf> (Page consultée le 2 février 2012).
- Andaluri, G. (2011). *Ultrasound induced destruction of emerging contaminants*. Thèse de doctorat, Temple university, Philadelphia, Pensylvanie, 188 p.
- Anderson, L. et Laberge, J. (2003). *Guide de caractérisation des terrains*. Sainte-Foy, Les Publications du Québec, 111 p.
- APTwater (s. d.). *APTwater – Clean Water, No Waste*, [En ligne]. <http://www.aptwater.com/> (Page consultée le 3 mars 2012).
- Bachtel, H.J. (1957). *Methyl Chloroform inhibited with dioxane*. Washington, DC, United States Patent Office, 2,811,252.
- Beckett, M.A. and Hua, I. (2003). Enhanced sonochemical decomposition of 1,4-dioxane by ferrous iron. *Water Research*, vol. 37, n° 10, p. 2372-2376.
- Beckett, M.A. and Hua, I. (2001). Impact of Ultrasonic Frequency on Aqueous Sonoluminescence and Sonochemistry. *The Journal for Physical Chemistry A*, vol. 105, n° 15, p. 3796-3802.

- Bédard, P. (2008). La contamination des eaux souterraines. Communication orale. *Cours SCT-340, Impacts de l'homme sur l'environnement géologique*, hiver 2008, Université du Québec à Montréal.
- Brode, J., Fotouhi, F. and Kolon, S. (2005). Ultraviolet and hydrogen Peroxide Treatment Removes 1,4-Dioxane from Multiple Aquifers. *In* United States Environmental Protection Agency (US EPA). *Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN)*, [En ligne]. <http://clu-in.org/products/newsletters/tnandt/view.cfm?issue=0105.cfm#3> (Page consultée le 8 février 2012).
- California Department of Public Health (CDPH), (2011). 1,4-Dioxane. *In* California Department of Public Health. *California Department of Public Health*, [En ligne]. <http://www.cdph.ca.gov/certlic/drinkingwater/Pages/1,4-Dioxane.aspx> (Page consultée le 14 décembre 2011).
- CAREX Canada (2009). Agents Cancérogènes - 1,4-Dioxane - N° CAS : 123-91-1. *In* CAREX Canada. *CAREX Canada*, [En ligne]. <http://www.carexcanada.ca/fr/1,4-dioxane.pdf> (Page consultée le 5 octobre 2011).
- Chevalier, P. (2005). *Technologies d'assainissement et prévention de la pollution*. Québec, Télé-université, 439 p.
- Clement, T.P., Lee, K.K. and Srinivasan, V. (2005). Analytical Tools for Modeling Natural Attenuation Processes at Chlorinated Solvent Contaminated Sites. *In* Walton, R., *Impacts of Global Climate Change*, Proceedings of the 2005 world water and environmental resources congress, Anchorage, 15-19 mai 2005, American Society of Civil Engineers.
- Commission de la santé et de la sécurité du travail (CSST) (2000). Les produits. *In* Commission de la santé et de la sécurité du travail. *CSST - Service du répertoire toxicologique*, [En ligne]. <http://www.reptox.csst.qc.ca/RechercheProduits.asp#resultats> (Page consultée le 10 octobre 2011).
- Commission européenne (2002). European Union Risk Assessment Report. CAS No: 123-91-1 EINECS No: 204-661-8 Risk Assessment. 2nd Priority List. Volume: 21. *In* European Commission Joint Research Centre. *ESIS (European chemical substances Information System)*, [En Ligne]. http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/existing-chemicals/risk_assessment/REPORT/dioxanereport038.pdf (Page consultée le 23 septembre 2011).
- Commonwealth of Massachusetts (2011). Executive Office of Energy and Environmental Affairs. Department of Environmental Protection. Office of Research and

- Standards (2011). Standards and Guidelines for Contaminants In Massachusetts Drinking Waters. In Massachusetts Department of Environmental Protection. *The Official Website of the Massachusetts Department of Environmental Protection (MassDEP)*, [En ligne]. <http://www.mass.gov/dep/water/dwstand.pdf> (Page consultée le 8 décembre 2011).
- Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (s. d.). Tableau sommaire des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. In CCME. *CCME*, [En ligne]. <http://st-ts.ccme.ca/?chems=234&chapters=all&lang=fr> (Page consultée le 8 décembre 2011).
- Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (2008). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : 1,4-dioxane. In CCME. *CCME*, [En ligne]. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/?lang=fr> (Page consultée le 13 septembre 2011).
- Cronk, G. (2008). Case study comparison of multiple activation methods for sodium persulfate ISCO treatment. In *Sixth International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Monterey, 19-22 mai 2008. Columbus, Battelle Press, 8 p.
- Deblois, C. (2012). Discussion au sujet de la méthode d'analyse et de la limite de détection pour le 1,4-dioxane. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Hélène Houde avec Christian Deblois, chef de la division de chimie organique au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)*, 30 janvier 2012, Montréal.
- Di Guiseppi, W. and Whitesides, C. (2007). Treatment options for remediation of 1,4-dioxane in groundwater. *Environmental Engineer*, vol. 2, Spring 2007, p.2-7.
- Doherty, R.E. (2000a). A History of the Production and Use of Carbon Tetrachloride, Tetrachloroethylene, Trichloroethylene and 1,1,1-Trichloroethane in the United States: Part 1 - Historical Background: Carbon Tetrachloride and Tetrachloroethylene. *Journal of Environmental Forensics*, vol. 1, n° 2, p. 69-81.
- Doherty, R.E. (2000b). A History of the Production and Use of Carbon Tetrachloride, Tetrachloroethylene, Trichloroethylene and 1,1,1-Trichloroethane in the United States: Part 2 - Historical Trichloroethylene and 1,1,1-Trichloroethane. *Journal of Environmental Forensics*, vol. 1, n° 2, p.83-93.
- Dorri, A. (26 juin 2012). *Informations concernant la solution de biodégradation du 1,4-dioxane de MicroviBiotech*. Courrier électronique à Hélène Houde, adresse destinataire : Helene.Houde@usherbrooke.ca.

- Duquette, M. (2012). Traitement d'un site ontarien dont l'eau souterraine est contaminée au 1,4-dioxane. Communication orale. *Réunion de suivi avec Martin Duquette, directeur d'essai et vice-président ÉES, réhabilitation et hydrogéologie*, 12 juin 2012, bureau de Martin Duquette, SNC-Lavalin, Montréal.
- Environnement Canada et Santé Canada (2010). Évaluation préalable pour le Défi concernant le 1,4-Dioxane. Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 123-91-1. In Environnement Canada. *Environnement Canada*, [En ligne]. http://www.ec.gc.ca/ese-ees/789BC96E-F970-44A7-B306-3E32419255A6/batch7_123-91-1_fr.pdf (Page consultée le 20 septembre 2011).
- Exova, (s. d.). 1,4-Dioxane by GCMS (USA). In Exova. *Homepage*, [En ligne]. http://www.exova.ca/index.php?option=com_content&view=article&id=1301&Itemid=0&lang=fr (Page consultée le 7 janvier 2012).
- Federal Remediation Technology Roundtable (FRTR) (s. d.). *Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0*, [En ligne]. http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html (Page consultée le 18 février 2012).
- Ferroud, C. et Guy, A. (2007). Solvants moléculaires organiques. In *Techniques de l'ingénieur. Techniques de l'ingénieurs*, [En ligne]. <http://www.techniques-ingenieur.fr.ezproxy.usherbrooke.ca/base-documentaire/sciences-fondamentales-th8/constantes-chimiques-42337210/solvants-moleculaires-organiques-k311/> (Page consultée le 21 octobre 2012).
- Flick, E.W. (1985). *Industrial solvents handbook*. 3^e édition, Park Ridge, Noyes Data Corporation, 648 p.
- Fortier, I. (2012). Discussion au sujet des analyses de 1,4-dioxane dans l'eau souterraine. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Hélène Houde avec Isabelle Fortier, responsable du service à la clientèle au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)*, 14 juin 2012, Montréal.
- Fujiwara, T., Tamada, T., Kurata, Y., Ono, Y., Kose, T., Ono, Y., Nishimura, F. and Ohtoshi, K. (2008). Investigation of 1,4-dioxane originating from incineration residues produced by incineration of municipal solid waste. *Chemosphere*, n° 71, p. 894-901.
- Gérin, M. et Bégin, D. (1995). Substitution des solvants de milieu de travail - Élaboration d'un outil pour l'intervention. In Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST). *IRSST*, [En ligne]. <http://www.irsst.qc.ca/-publication-irsst-la-substitution-des-solvants-en-milieu-de-travail-elaboration-d-un-outil-pour-l-intervention-r-098.html> (Page consultée le 20 septembre 2011).

- Ghosh, P., Samanta, A.N. and Ray, S. (2010). Oxidation kinetics of degradation of 1,4-dioxane in aqueous solution by H₂O₂/Fe(II) system. *Journal of Environmental Science and Health Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, n° 45, p.395-399.
- Gouvernement du Canada (2010). *Guide d'orientation pour la sélection de technologies*, [En ligne]. <http://gost.irb-bri.cnrc-nrc.gc.ca/home.aspx> (Page consultée le 3 février 2012).
- Hasbach, A. (1999). UV Oxidation Provides the Missing Link. *Pollution Engineering*, vol. 31, n° 7, p. 49-50.
- Huling, S.G. and Pivetz, B.E. (2006). In-Situ Chemical Oxidation. In United States Environmental Protection Agency (US EPA). *Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN)*, [En ligne]. <http://clu-in.org/download/contaminantfocus/pcb/ISCO-600R06072.pdf> (Page consultée le 9 janvier 2012).
- Hunkeler, D., Aravena, R., Berry-Spark, K. and Cox, E. (2005). Assessment of Degradation Pathways in an Aquifer with Mixed Chlorinated Hydrocarbon Contamination Using Stable Isotope Analysis. *Environmental Science & Technology*, vol. 39, n°16, p. 5975-5981.
- Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles (INRS) (2004). Fiche toxicologique N° 28 1,4-Dioxane. In INRS. *Santé et sécurité au travail*, [En ligne]. <http://www.inrs.fr/accueil/produits/bdd/doc/fichetox.html?refINRS=FT%2028> (Page visitée le 6 décembre 2011).
- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC) (2005). Technical and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater, second edition. In Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). *Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC)*, [En ligne]. <http://www.itrcweb.org/Documents/ISCO-2.pdf> (Page consultée le 3 février 2012).
- Jackson, R.E. and Dwarakanath, V. (1999). Chlorinated Degreasing Solvents: Physical-Chemical Properties Affecting Aquifer Contamination and Remediation. *Ground Water Monitoring and Remediation (GWMR)*, Fall 1999, p. 102-110.
- Kiker, J.H., Connolly, J.B., Murray, W.A., Pearson, S.C.P., Reed, S.E.R. and Tess, R.J. (2010). *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*, vol. 15, n°1, p. 210-226.

- Kim, Y.-M., Jeon, J.-R., Murugesan, K., Kim, E.-J. and Chang Y.-S. (2009). Biodegradation of 1,4-dioxane and transformation of related cyclic compounds by a newly isolated Mycobacterium sp. PH-06. *Biodegradation*, vol.20, p. 511-519.
- Kishimoto, N. and Nakamura, E. (2011). Effects of Ozone-Gas Bubble Size and pH on Ozone/UV Treatment. *Ozone: Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association*, vol. 33, n° 5, p. 396-402.
- Laforest, V., Bourgois, J. et Hausler, R. (2010). Traitements physico-chimiques des déchets industriels liquides. In Techniques de l'ingénieur. *Techniques de l'ingénieurs*, [En ligne]. <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/procedes-chimie-bio-agro-th2/genie-des-procedes-et-protection-de-l-environnement-42327210/traitements-physico-chimiques-des-dechets-industriels-liquides-g2070/> (Page consultée le 15 janvier 2012).
- Lesage, S., Jackson, R.E., Priddle, M.W. and Riemann, P.G. (1990). Occurrence and Fate of Organic Solvent Residues in Anoxic Groundwater at the Gloucester Landfill, Canada. *Environmental Science and Technology*, vol. 24, n° 4, p. 559-566.
- Li, M., Conlon, P., Fiorenza, S., Vitale, R.J. and Alvarez, P.J.J. (2011). Rapid Analysis of 1,4-dioxane in Groundwater by Frozen Micro-Extraction with Gas Chromatography/Mass Spectrometry. *Groundwater Monitoring & Remediation*, vol. 31, n° 4, p. 70-76.
- Li, M., Fiorenza, S., Chatham, J.R., Mahendra, S. and Alvarez, P.J.J. (2010). 1,4-Dioxane biodegradation at low temperatures in Arctic groundwater samples. *Water Research*, vol. 44, p. 2894-2900.
- Loi de 2002 sur la salubrité de l'eau potable*, L.O. 2002, c. 32.
- Loi de 2006 sur l'eau saine*, L.O. 2006, c. 22.
- Loi sur la protection de l'environnement*, L.R.O. 1990, c. E.19.
- Loi sur la qualité de l'environnement*, L.R.Q., c. Q-2.
- Luck, A. (2007). *UV/TiO₂ for drinking water treatment : concurrent degradation of 1,4-dioxane and removal of iron and manganese*. Mémoire de maîtrise, University of Toronto, Toronto, Ontario, 119 p.
- Mahendra, S. (2007). *Biodegradation of 1,4-Dioxane by Aerobic Bacteria: Experimental Studies and Modeling of Oxidation Kinetics, Co-contaminant Effects, and*

- Biochemical Pathways*. Thèse de doctorat, University of California, Berkley, Californie, 140 p.
- Mahendra, S. and Alvarez-Cohen, L. (2006). Kinetics of 1,4-Dioxane Biodegradation by Monooxygenase-Expressing Bacteria. *Environmental Science & Technology*, vol. 40, p. 5435-5442.
- Maxxam (2012). Ontario MOE Reg. 153/04 Update. In Maxxam. *Maxxam Analytics*, [En ligne]. <http://maxxam.ca/maxxam-conference/ontario-moe-reg-15304-update> (Page consultée le 7 janvier 2012).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2012). *Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/inter.htm> (Page consultée le 15 décembre 2012).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2008). Critères de qualité de l'eau de surface. In MDDEP. *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs*, [En ligne]. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0218 (Page consultée le 17 janvier 2012).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2002). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. In MDDEP. *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/index.htm> (Page consultée le 30 novembre 2011).
- Ministry of Health Labour and Welfare (MHLW) (2010). Diagram13 Drinking Water Quality Standards (April 2010-). In Japan. Ministry of Health, Labour and Welfare. *Welcome to Ministry of Health, Labour and Welfare*, [En ligne]. http://www.mhlw.go.jp/english/policy/health/water_supply/dl/4a.pdf (Page consultée le 12 janvier 2012).
- Ministry of the Environment (MOE) (2011a). Soil, Ground Water and Sediment Standards for Use Under Part xv.1 of the Environmental Protection Act. In Ontario. Ministry of the Environment. *Ministry of the environment*, [En ligne]. http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/stdprod_086516.pdf (Page consultée le 20 janvier 2012).
- Ministry of the Environment (MOE) (2011b). Protocol for Analytical Methods Used in the Assessment of Properties under Part XV.1 of the Environmental Protection Act. In Ontario. Ministry of the Environment. *Ministry of the environment*, [En ligne].

- http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/stdprod_086546.pdf (Page consultée le 17 octobre 2011).
- Ministry of the Environment (MOE) (2008). Tables of Drinking Water Threats. Clean Water Act, 2006. In Ontario. Ministry of the Environment. *Ministry of the Environment*, [En ligne].
http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/stdprod_080919.pdf (Page consultée le 9 janvier 2012).
- Mohr, T.K.G., Stickney, J.A. and DiGuseppi, W.H. (2010). *Environmental investigation and remediation: 1,4-dioxane and other solvent stabilizers*. Boca Raton, CRC Press, 520 p.
- Mohr, T.K.G. (2001). 1,4-Dioxane and other Solvent Stabilizers White Paper. In Santa Clara Valley Water District. *Santa Clara Valley Water District*, [En ligne].
<http://www.valleywater.org/services/FuelLeaksAndSolvents.aspx> (Page consultée le 10 septembre 2011).
- Mowat, K. and Hofmann, R. (2009). Advanced Oxidation Processes. *Ontario Pipeline*, vol. 5, n° 1, p. 30-34.
- Muzattiz J.G.B. (2010). *Dégradation de polluants organiques en phase gaz et en phase aqueuse en présence de matériaux à base d'aluminosilicates par des Procédés d'Oxydation Avancés*. Thèse de doctorat, Université Toulouse III – Paul Sabatier, Toulouse, France, 225 p.
- Nakajima, A., Sasaki, H., Kameshima, Y., Okada, K. and Harada, H. (2007). Effect of TiO₂ powder addition on sonochemical destruction of 1,4-dioxane in aqueous systems. *Ultrasonics Sonochemistry*, vol. 14, p. 197-200.
- Nakajima, A., Tanaka, M., Kameshima, Y. and Okada, K. (2004). Sonophotocatalytic destruction of 1,4-dioxane in aqueous systems by HF-treated TiO₂ powder. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, vol. 167, p. 75-79.
- Nakamiya, K., Hashimoto, S., Ito, H., Edmonds, J.S. and Morita, M. (2005). Degradation of 1,4-Dioxane and Cyclic Ethers by an Isolated Fungus. *Applied and Environmental Microbiology*, vol.71, n°3, p. 1254-1258.
- National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS) (1998). 1,4-Dioxane Priority Existing Chemical No. 7. In Australian Government, Department of Health and Ageing. *NICNAS - National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme*, [En ligne].
http://www.nicnas.gov.au/publications/car/pec/pec7/pec7_full_report_pdf.pdf (Page consultée le 13 septembre 2011).

Normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario, O. Reg. 169/03.

Office de la coordination environnementale et de l'énergie du canton de Berne (OCEE) (2008). La boussole bernoise du développement durable. *In* Direction des travaux publics, des transports et de l'énergie. *La Boussole bernoise du développement durable (La Direction) Direction des travaux publics, des transports et de l'énergie - Canton de Berne*, [En ligne]. http://www.bve.be.ch/bve/fr/index/direktion/ueber-die-direktion/dossiers/nachhaltige_entwicklungne/nachhaltigkeitsbeurteilung/ne_bern_er_kompass.assetref/content/dam/documents/BVE/AUE/fr/ae_ne_nhb_excel_ne_kompass_leitfaden_f.PDF (Page consultée le 2 avril 2012).

Office fédéral de l'environnement, du canton de Zurich et du canton de St-Gall (OFEV) (2009). Guide des hydrocarbures chlorés (HCC) - Propriétés et comportement dans l'environnement. *In* Confédération suisse - Département de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication - Office fédéral de l'environnement OFEV. *OFEV - ChloroNet: plate forme nationale sur les sites contaminés avec des solvants chlorés*, [En ligne]. <http://www.bafu.admin.ch/chloronet/06273/index.html?lang=fr> (Page consultée le 15 octobre 2011).

Olivier, M.J. (2009). *Chimie de l'environnement*. 6^e édition, Lévis, Les productions Jacques Bernier, 368 p.

Organisation mondiale de la santé (OMS) (2005). 1,4-Dioxane in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. *In* WHO. *WHO World Health Organization*, [En ligne]. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/14dioxane0505.pdf (Page consultée le 10 novembre 2011).

Pall Corporation (2004). Interim feasibility study for the unit E plume. *In* US EPA. *CLU-IN*, [En ligne]. http://www.egr.msu.edu/tosc/gelman/Interim_Feas_Study.pdf (Page consultée le 28 janvier 2012).

Park, Y.-M., Pyo, H., Park, S.-J. and Park, S.-K. (2005). Development of the analytical method for 1,4-dioxane in water by liquid-liquid extraction. *Analytica Chimica Acta*, n° 548, p. 109-115.

Perron, A. (10 janvier 2012). *1,4-dioxane*. Courrier électronique à Martin Duquette, adresse destinataire : Martin.Duquette@snclavalin.com

Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) (2000). Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone tel qu'ajusté et /ou amendé à Londres (1990), Copenhague (1992), Vienne (1995), Montréal

- (1997) et Beijing (1999). In United Nations Environment Programme. *United Nations Environment Programme - Ozone Secretariat*, [En ligne]. http://ozone.unep.org/new_site/en/resources.php?pt_id=3 (Page consultée le 6 octobre 2011).
- Records of site condition – part XV.1 of the Act*, O. Reg. 153/04.
- Règlement sur la qualité de l'eau potable*, c. Q-2, r. 40.
- Règlement sur les matières dangereuses*, c. Q-2, r. 32
- Roudier, P. (2005). Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués – Fiches de synthèse. . In Techniques de l'ingénieur. *Techniques de l'ingénieurs*, [En ligne]. <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/construction-th3/les-travaux-souterrains-et-les-depollutions-42551210/techniques-de-rehabilitation-des-sites-et-sols-pollues-c5582/> (Page consultée le 17 février 2012).
- Roux, C. (6 janvier 2012). *1,4-dioxane*. Courrier électronique à Martin Duquette, adresse destinataire : Martin.Duquette@snclavalin.com
- Sander, F. (2009). *Removal of micro-pollutants from drinking water with advanced oxidation processes*. Thèse de baccalauréat, Central Ostrobothnia University of Applied Sciences, Kokkola, Finlande, 57 p.
- Santé Canada (2010). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. In Santé Canada. *Santé Canada*, [En ligne]. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/2010-sum_guide-res_recom/sum_guide-res_recom-fra.pdf (Page consultée le 5 décembre 2011).
- Shah, Z. (2012a). Discussion au sujet des analyses de 1,4-dioxane dans l'eau souterraine. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Hélène Houde avec Zartashia Shah, gestionnaire de comptes clients chez Maxxam Analytique*, 14 juin 2012, Montréal.
- Shah, Z. (6 janvier 2012b). *1,4-dioxane*. Courrier électronique à Martin Duquette, adresse destinataire : Martin.Duquette@snclavalin.com
- Shaw Environmental inc. (2008). Final New Pretreatment Plant Pilot-Scale Testing Summary Report. In Department of Toxic Substances Control, Government of California. *EnviroStor*, [En ligne]. http://www.envirostor.dtsc.ca.gov/regulators/deliverable_documents/6108884513/SAAB%20AOP%20Pilot-Scale%20Test%20Summary%20Report.pdf (Page consultée le 10 janvier 2012).

- Shen, W.R., Chen, H. and Pan, Shanshan (2008). Anaerobic biodegradation of 1,4-dioxane by sludge enriched with iron-reducing microorganisms. *Bioresource Technology*, vol. 99, p. 2483-2487.
- Son, H.-S., Im, J.-K. and Zoh, K.-D. (2009). A Fenton-like degradation mechanism for 1,4-dioxane using zero-valent iron (Fe⁰) and UV light. *Water Research*, vol. 43, p. 1457-1463.
- Stasinakis, A.S. (2008). Use of selected advanced oxidation processes (AOPs) for wastewater treatment – a mini review. *GlobalNESTJournal*, vol. 10, n° 3, p. 376-385
- Suh, J.H. and Mohseni, M. (2004). A study on the relationship between biodegradability enhancement and oxidation of 1,4-dioxane using ozone and hydrogen peroxide. *Water Research*, vol. 38, p. 2596-2604.
- Sun, B., Ko, K. and Ramsay, J.A. (2011). Biodegradation of 1,4-dioxane by a *Flavobacterium*. *Biodegradation*, vol. 22, p. 651-659.
- Tournier, M. et Servant, M. (1983). *Chimie 2 - 1. Les équilibres de phases*. Montréal, Centre Éducatif et Culturel inc., 180 p.
- United States Army Corps of Engineers' (USACE) (2006). Ultraviolet (UV) Technology at the Charles George Landfill. In USACE. *ECoP – Home*, [En ligne]. https://environment.usace.army.mil/tools_info/it/?contentRegion=Item&id=17130 (Page consultée le 2 février 2012).
- United States Department of Agriculture (USDA) (1980). Soil Conservation Service Program Aid Numver 1278. 'Imperial' Carolina poplar. In United States Department of Agriculture. *NRCS Natural Resources Conservation Service Plant Materials Program*, [En ligne]. <http://plant-materials.nrcs.usda.gov/pubs/mipmcbprpoca19.pdf> (Page consultée le 4 février 2012).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2010a). Toxicological review of 1,4-Dioxane (CAS No 123-91-1) - In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). In US EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS)*, [En ligne]. <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0326tr.pdf> (Page consultée le 15 novembre 2011).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2010b). 1,4-Dioxane (CASRN 123-91-1). In United States Environmental Protection Agency (US EPA). *Integrated Risk Information System (IRIS)*, [En ligne].

- <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0326.htm> (Page consultée le 9 décembre 2011).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2009). Emerging Contaminant – 1,4-Dioxane. In United States Environmental Protection Agency (US EPA). *US Environmental Protection Agency*, [En ligne].
<http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P10088L7.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2006+Thru+2010&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A\zyfiles\Index%20Data\06thru10\Txt\00000020\P10088L7.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h|-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=p|f&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL> (Page consultée le 30 octobre 2011).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2008). Method 522 determination of 1,4-dioxane in drinking water by solid phase extraction (SPE) and gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS) with selected ion monitoring (SIM). In United States Environmental Protection Agency (US EPA). *US Environmental Protection Agency*, [En ligne].
http://www.epa.gov/microbes/Method%20522_final%20for%20OGWDW%2009_22_08.pdf (Page consultée le 17 septembre 2011).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2006a). Treatment Technologies For 1,4-Dioxane: Fundamentals And Field Applications. In United States Environmental Protection Agency. *Superfund / US EPA*, [En ligne].
<http://www.epa.gov/tio/download/remed/542r06009.pdf> (Page visitée le 15 janvier 2012).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2006b). Method 8261a. Volatile organic compounds by vacuum distillation in combination with gas chromatography/mass spectrometry (VD/GC/MS). In United States Environmental Protection Agency (US EPA). *US Environmental Protection Agency*, [En ligne].
<http://www.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/pdfs/8261a.pdf> (Page consultée le 22 novembre 2011).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2003). Method 5030c. Purge-and-trap for aqueous samples. In United States Environmental Protection Agency (US EPA). *US Environmental Protection Agency*, [En ligne].
<http://www.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/pdfs/5030c.pdf> (Page consultée le 27 octobre 2011).

- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (1996). Method 5031. Volatile, nonpurgeable, water-soluble compounds by azetropic distillation. In United States Environmental Protection Agency (US EPA). *US Environmental Protection Agency*, [En ligne]. <http://www.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/5031.pdf> (Page consultée le 8 décembre 2011).
- Vescovi, T., Coleman, H.M. and Amal, R. (2010). The effect of pH on UV-based advanced oxidation technologies – 1,4-Dioxane degradation. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 182, p. 75-79.
- Wery, M. (1998). Dégraissage. In Techniques de l'ingénieur. *Techniques de l'ingénieurs*, [En ligne]. <http://www.techniques-ingenieur.fr.ezproxy.usherbrooke.ca/base-documentaire/archives-th12/archives-traitements-des-metaux-tiamd/archive-1/degraissage-m1450/> (Page consultée le 3 octobre 2011)
- Yanagida, S., Nakajima, A., Kameshima, Y. and Okada, K. (2006). Effect of applying voltage on photocatalytic destruction of 1,4-dioxane in aqueous system. *Catalysis Communications*, n°7, p. 1042-1046.
- Yasuhara, A., Tanaka, Y., Tanabe, A., Kawata, K. and Katami, T. (2003). Elution of 1,4-Dioxane from Waste Landfill Sites. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, n° 71, p. 641-647.
- Zeff, J.D. and Barich, J.T. (1992). UV/Oxidation of Organic Contaminants in Ground, Waste and Leachate Waters. *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 27, n° 1, p. 139-150.
- Zenker, M.J., Borden, R.C. and Barlaz, M.A. (2004). Biodegradation of 1,4-Dioxane Using Trickling Filter. *Journal of environmental engineering*, vol. 130, n° 9, p. 926-931.
- Zenker, M.J., Borden, R.C. and Barlaz, M.A. (2003). Occurrence and Treatment of 1,4-Dioxane in Aqueous Environments. *Environmental Engineering Science*, vol.20 n° 5 p. 423-432.

ANNEXE 1 : TABLEAU DES PRINCIPAUX SYNONYMES

Tableau des principaux synonymes (inspiré de Flick, 1985; CSST, 2000; OFEV, 2009; Mohr *et al.*, 2010; Wery, 1998; Ferroud et Guy, 2007; INRS, 2004; Carex Canada, 2009)

Note : un nom ou un sigle en gras signifie que ce dernier est celui qui est le plus couramment utilisé			
Nom courant Formule chimique	Sigle CAS	Français	Anglais
1,4-Dioxane C ₄ H ₈ O ₂	123-91-1	Dioxane Dioxane Dioxanne Dioxyde de diéthylène 1,4-Dioxacyclohexane Oxyde diéthylénique ρ-Dioxane	1,4-Dioxane 1,4-Dioxan 1,4-Diethylene Oxide Dioxyethylene Ether Diethylene Ether Diethylene Dioxide
1,1,1-Trichloroéthane C ₂ H ₃ Cl ₃	TCA T111 71-55-6	Trichloréthane Méthylchloroforme Chlorothène Trichloro-1,1,1 éthane 1,1,1-TCA	Methyl Chloroform 1,1,1,-Trichloroethane Trichloro-1,1,1-ethane 1,1,1-TCE TCE Methyltrichloromethane Aerothene TT TM Aerothene MM TM Chlorothane NU TM Chlorothene SM TM Chlorothene VG TM Chlorothene NU TM Solvent 111 TRIC Inhibisol TM Genklene TM
Dichlorométhane CH ₂ Cl ₂	DCM CLM2 75-09-2	Chlorure de méthylène Dichlorure de méthylène	Dichloromethane Methylene Chloride Methylene Dichloride methane dichloride Freon 30 Aerothene MM TM Chlorothene SM TM

Note : un nom ou un sigle en gras signifie que ce dernier est celui qui est le plus couramment utilisé			
Nom courant Formule chimique	Sigle CAS	Français	Anglais
Tetrachloroéthylène C ₂ Cl ₄	PCE PER 127-18-4	Perchloroéthylène Tétrachloroéthène Tétrachloréthylène Perchloroéthène Tétrachloréthène	Perchloroethylene Tetrachloroethylene Tetrachloroethene ethylene tetrachloride Perc Perclene™ Persec DOWPER™ Perchloroethylene SVG Perchlor Percosolv Perklone™ Perstabil Soltene™
Trichloroéthène C ₂ HCl ₃	TCE TRI 79-01-6	Trichloroéthylène Trichloréthylène Trichlorure d'acétylène Éthylène trichloré Trichlorure d'éthylène	Trichloroethylene Trichloroethene 1,1,2-Trichloroethylene 1,1-Dichloror-2-chloroethylene Ethylene trichloride TRI Tri-clene Tri-plus Triclene™ Trilene™ Trielin Narcogen Dow-Tri Neu-Tri™ Hi-Tri™ Solvent O-T-634C

Note : un nom ou un sigle en gras signifie que ce dernier est celui qui est le plus couramment utilisé

Nom courant Formule chimique	Sigle CAS	Français	Anglais
Tétrachlorure de carbone CCl_4	TCC 56-23-5	Tétrachlorométhane R-10	Carbon Tetrachloride Tetrachloromethane Perchloromethane Methane tetrachloride Carbon tet Tetraform Tetrasol Tetrachlorocarbon Carbona Freon 10 Halon104

ANNEXE 2 : PATRON DE LA GRILLE D'ANALYSE

Patron de la grille d'analyse

CRITÈRE (pondération)	Statu quo		Technologie A		Technologie B	
	Brut	Pondéré	Brut	Pondéré	Brut	Pondéré
Économique						
Coût total du traitement ()						
Perte de jouissance du site ()						
Retombées économiques ()						
ΣPondéré/ Σpondération						
Environnemental						
Qualité de l'eau ()						
Qualité du sol ()						
Qualité de l'air ()						
ΣPondéré/ Σpondération						
Social						
Sécurité de la population ()						
Niveau sonore ()						
Sentiment de bien-être ()						
Perte de jouissance du site ()						
Acceptabilité sociale ()						
ΣPondéré/ Σpondération						
Total des moyennes pondérées						