
**Effets sur l'air ambiant des émissions de
l'incinérateur Clean Harbors et de l'Unité de
traitement des eaux souterraines (UTES) à**

Mercier :

***Évaluation par modélisation
de la dispersion atmosphérique***

Septembre 2010

**Développement durable,
Environnement
et Parcs**

Québec 

BOULET, G. et P. WALSH, 2010. *Effets sur l'air ambiant des émissions de l'incinérateur Clean Harbors et de l'Unité de traitement des eaux souterraines (UTES) à Mercier : Évaluation par modélisation de la dispersion atmosphérique*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN : 978-2-550-60117-3 (PDF), 31 pages.

Dépôt légal — Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2010

ISBN : 978-2-550-60117-3 (PDF)
© Gouvernement du Québec, 2010

Équipe de réalisation

Rédaction	Gilles Boulet ¹ , météorologue, M.Sc. Pierre Walsh ¹ , biologiste, Ph.D.
Collaboration	Marie-Pier Brault ¹ , biologiste, Maître en écologie internationale (M.E.I.)
Révision scientifique	Yvon Couture ¹ , chimiste, M.Sc. Jean-François Brière ¹ , physicien, M.Sc. France Guay ² , chimiste, Ph.D. Lyne Longpré ² , ing. Roger Lemire ³ , biologiste, M.Sc.A. Daniel Busque ³ , biologiste, M.Sc.
Coordination à la diffusion	Francine Lalande ³ , ing.f.
Mise en page	Nathalie Milhomme ¹

¹ Service des avis et des expertises, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

² Direction régionale de l'analyse et de l'expertise de l'Estrie et de la Montérégie, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

³ Service de l'information sur le milieu atmosphérique, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Résumé

Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs a réalisé une modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de l'incinérateur de la compagnie Clean Harbors ainsi que des émissions de l'Unité de traitement des eaux souterraines (UTES) afin de déterminer leurs impacts sur la qualité de l'air de la région. Les taux d'émissions des deux sources proviennent des caractérisations des émissions de l'incinérateur (Ortech 2005; 2007) et d'un bilan de masse du procédé de traitement des eaux à l'UTES. Le modèle de dispersion AERMOD (« AMS/EPA Regulatory Model ») a été utilisé.

Les résultats de la modélisation montrent que les émissions de l'incinérateur ne causent pas de détérioration significative de la qualité de l'air. Elles ne provoquent aucun dépassement des différents seuils de référence de qualité de l'air pour les contaminants modélisés, soit les dioxines et les furanes (PCDD/F), les biphényles polychlorés (BPC), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les particules fines en suspension, le mercure, le plomb et l'arsenic. Les concentrations maximales modélisées atteignent tout au plus 1 % de la valeur des seuils de référence et elles représentent, dans le pire des cas, moins de 6 % (moyenne de 1,6 %) des concentrations moyennes types estimées pour une région du type de Mercier.

À cause des caractéristiques d'émissions de l'UTES (hauteur de la source, température et vitesse de sortie des gaz), on trouve, à une faible distance (< 700 m) de la source, des dépassements des seuils de référence de deux contaminants (chlorure de vinyle et benzène). Toutefois, aux récepteurs sensibles (résidences) les plus rapprochés de l'UTES, il n'y a aucun dépassement des seuils pour ces contaminants ainsi que pour les autres contaminants modélisés, soit l'éthylbenzène, le toluène, le xylène, le chlorobenzène, le trichloroéthylène et le naphthalène. Pour ces derniers, les concentrations maximales aux récepteurs sensibles les plus près de l'UTES sont presque nulles par rapport aux seuils de référence et par rapport aux concentrations moyennes types qui sont estimées pour une région comme celle de Mercier. La concentration maximale de chlorure de vinyle au récepteur sensible le plus exposé atteint 20 % du critère et 50 % de la concentration moyenne type pour la région; la concentration maximale du benzène au récepteur le plus exposé atteint 15,3 % du seuil de référence annuel et 19,3 % de la concentration moyenne journalière type pour la région.

Pour chaque contaminant, pris individuellement, les deux sources d'émissions ne causent pas de détérioration significative de la qualité de l'air ambiant. De plus, même si les effets des différents contaminants étaient considérés comme additifs, les effets sur la qualité de l'air ambiant resteraient faibles.

Table des matières

Équipe de réalisation.....	iii
Résumé	iv
Table des matières.....	v
Liste des tableaux	vi
Liste des figures	vii
Liste des annexes	vii
1. Introduction	1
2. Modélisation de la dispersion.....	1
3. Intrants du modèle de dispersion.....	3
3.1 Données météorologiques.....	3
3.2 Caractéristiques des sources	4
3.3 Domaine de modélisation et grille de calculs.....	6
3.4 Topographie et utilisation du sol	7
4. Choix des contaminants et des taux d'émission.....	8
4.1 Incinérateur Clean Harbors.....	8
4.2 Unité de traitement des eaux souterraines (UTES)	8
5. Résultats de la modélisation.....	9
6. Évaluation des effets des émissions de l'incinérateur et de l'UTES sur la qualité de l'air	17
6.1 Critères de qualité de l'air et concentrations initiales.....	17
6.2 Impact des émissions de l'incinérateur sur l'air ambiant	18
6.3 Impact des émissions de l'UTES sur l'air ambiant.....	22
6.4 Bilan de la contribution de l'incinérateur et de l'UTES aux concentrations dans l'air ambiant	25
7. Conclusion	30
Références	31

Liste des tableaux

Tableau 1	Caractéristiques des sources d'émission.....	4
Tableau 2	Taux d'émission retenus pour la modélisation des émissions de particules en suspension totales (PST), de métaux (Hg, Pb, As), de dioxines et furanes, de BPC _{totaux} , de HAP _{totaux} et de benzo(a)pyrène de la cheminée de l'incinérateur de la compagnie Clean Harbors	8
Tableau 3	Taux d'émission retenus pour la modélisation des émissions des composés organiques volatils de la cheminée de l'UTES.....	9
Tableau 4	Concentrations dans l'air ambiant résultant des émissions de l'incinérateur.....	14
Tableau 5	Concentrations dans l'air ambiant résultant des émissions de l'UTES.....	16
Tableau 6	Comparaison des concentrations au récepteur #4 provenant de l'incinérateur Clean Harbors aux critères de qualité de l'air et aux concentrations initiales	22
Tableau 7	Comparaison des concentrations au récepteur ayant la plus forte concentration provenant de l'UTES aux critères de qualité de l'air et aux concentrations initiales.....	23
Tableau 8	Comparaison des concentrations modélisées au niveau des récepteurs sensibles aux critères de qualité de l'air	29
Tableau 9	Comparaison des concentrations modélisées au niveau des récepteurs sensibles aux concentrations correspondant à un risque de cancer de 1×10^{-6}	29

Liste des figures

Figure 1	Rose des vents à 16 directions à la station météorologique Dorval pour la période de 2002 à 2006	4
Figure 2	Domaine de modélisation, grille de récepteurs et récepteurs sensibles définis pour la modélisation	7
Figure 3	Concentrations annuelles modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur Clean Harbors	10
Figure 4	Concentrations quotidiennes maximales modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur Clean Harbors	10
Figure 5	Concentrations horaires maximales modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur Clean Harbors	11
Figure 6	Concentrations annuelles modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'UTES	12
Figure 7	Concentrations quotidiennes maximales modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'UTES	12
Figure 8	Concentrations horaires maximales modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'UTES	13
Figure 9	Concentrations annuelles de chlorure de vinyle dans l'air ambiant résultant des émissions de l'UTES	27
Figure 10	Concentrations quotidiennes maximales de benzène dans l'air ambiant résultant des émissions de l'UTES	27

Liste des annexes

Annexe 1	Compilation des résultats d'analyses de l'affluent et de l'effluent de l'UTES (2006-2007) ayant servi aux calculs des taux d'émission des composés organiques volatils	33
----------	--	----

1. Introduction

À l'automne 2007, le gouvernement du Québec annonçait un plan d'action sur les lagunes de Mercier. Ce plan comprenait un resserrement du programme de suivi de la qualité de l'air au voisinage de l'incinérateur de la compagnie Clean Harbors, des campagnes de mesures du laboratoire mobile du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) ainsi que l'installation de stations d'échantillonnage fixes.

Avant de commencer le programme de suivi de la qualité de l'air et afin d'obtenir rapidement un premier aperçu des impacts des émissions de l'incinérateur sur la qualité de l'air, le MDDEP a réalisé une modélisation de la dispersion atmosphérique basée sur les résultats de caractérisation de la cheminée de l'incinérateur au cours des dernières années. Dans un même temps, le MDDEP a aussi modélisé la dispersion des émissions de l'Unité de traitement des eaux souterraines (UTES). Cet équipement permet la décontamination des eaux souterraines contaminées par divers hydrocarbures. L'UTES est installée sur le site des lagunes, à proximité de l'incinérateur. On présente ici une description de la méthodologie de modélisation de la dispersion atmosphérique, les concentrations des contaminants dans l'air ambiant et une évaluation des impacts de ces émissions sur la qualité de l'air ambiant.

2. Modélisation de la dispersion

Deux approches peuvent être employées pour évaluer les impacts de sources fixes d'émissions atmosphériques sur la qualité de l'air. La première consiste à échantillonner et à mesurer la concentration des contaminants dans l'air, pour une certaine période de temps, au moyen d'appareils spécialisés. L'autre consiste à échantillonner les sources d'émissions elles-mêmes afin de déterminer leurs taux d'émissions (quantité d'un contaminant émis par unité de temps) et à calculer par la suite, la concentration résultante des contaminants dans l'air ambiant à l'aide de modèles mathématiques de dispersion atmosphérique. Ces modèles simulent le transport des contaminants par le vent, leur dispersion par la turbulence atmosphérique et, dans certains cas, les transformations chimiques que subissent les contaminants après leur émission dans l'atmosphère.

Les deux approches décrites précédemment (modélisation et échantillonnage) possèdent chacune leurs propres avantages et inconvénients et sont habituellement employées de façon complémentaire pour dresser le portrait de la qualité de l'air dans une région donnée.

Dans le cas particulier de Mercier, les deux approches ont été retenues par le MDDEP afin d'obtenir un portrait détaillé de la qualité de l'air de la région. L'étude de dispersion atmosphérique, dont les résultats sont présentés dans le présent rapport, permet de dresser un premier portrait des impacts des émissions de l'incinérateur et de l'UTES sur la qualité de l'air ambiant. Les résultats des mesures effectuées par le laboratoire mobile

et celles provenant des stations fixes nous permettront de valider et de compléter les conclusions de cette étude de dispersion.

Les modèles de dispersion atmosphérique – un aperçu

Les modèles de dispersion servent à calculer les concentrations dans l'air ambiant résultant de l'émission de contaminants atmosphériques par une ou plusieurs sources. Plusieurs types de modèles ont été mis au point au cours des dernières décennies par des agences gouvernementales ou des centres de recherche. Parmi les modèles les plus couramment utilisés dans des applications industrielles mentionnons les modèles semi-empiriques. Ces derniers reposent sur des équations mathématiques obtenues généralement avec un ensemble d'hypothèses simplificatrices. Divers ajustements sont également inclus dans ces modèles afin de tenir compte empiriquement d'effets particuliers (réflexion des polluants au sol, topographie accidentée, etc.). Les simulations effectuées à l'aide de ces modèles prennent en considération de nombreuses informations dont :

- le taux d'émission (en grammes par seconde) des sources pour chaque contaminant étudié;
- les caractéristiques physiques des sources : hauteur d'émission, vitesse et température de l'effluent, etc.;
- les données météorologiques de surface et en altitude : vitesse et direction du vent, température de l'air, couverture nuageuse, hauteur de la couche de mélange, etc.;
- la topographie de la région d'intérêt, etc.

Modèle de dispersion retenu

Plusieurs modèles de dispersion atmosphérique sont actuellement disponibles. Parmi ceux-ci, le modèle « AMS/EPA Regulatory Model » (AERMOD) convient à la simulation de la dispersion des émissions atmosphériques de sources ponctuelles (cheminées) comme celles que l'on trouve à Mercier (incinérateur de la compagnie Clean Harbors et UTES). L'utilisation du modèle AERMOD est autorisée par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis depuis 2006 et est également reconnue par le MDDEP dans son *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique* (MDDEP, 2005). Précisons que AERMOD est un modèle semi-empirique de nouvelle génération qui remplace désormais des modèles plus anciens et moins performants. Le développement de AERMOD a été réalisé au cours des dernières années et il a bénéficié des toutes dernières connaissances acquises dans le domaine de la dispersion atmosphérique, notamment sur la façon de prendre en compte l'effet de la turbulence atmosphérique. Le lecteur intéressé trouvera une description détaillée de ce modèle dans plusieurs ouvrages de référence (U.S. EPA, 2004; Zannetti, 2003).

3. Intrants du modèle de dispersion

Les données nécessaires à l'utilisation du modèle AERMOD sont les suivantes :

- données météorologiques de surface et en altitude;
- caractéristiques des sources d'émissions et des bâtiments;
- domaine de modélisation et grille de calculs;
- topographie et utilisation du sol sur le domaine de modélisation.

3.1 Données météorologiques

Les données mesurées entre les années 2002 et 2006 à la station météorologique d'Environnement Canada située à l'aéroport de Dorval ont été employées dans cette étude. Cette station est située à environ 17 km au nord de Mercier et elle est représentative de la région d'intérêt. Les paramètres météorologiques nécessaires à l'utilisation du modèle AERMOD y sont mesurés sur une base horaire. Ces paramètres sont : la vitesse et la direction du vent, la température et la couverture nuageuse.

Les données météorologiques en altitude (ou sondages aérologiques) mesurées entre les années 2002 et 2006 à la station de Maniwaki ont également été employées. La station aérologique de Maniwaki est celle qui est la plus rapprochée de Mercier. Les sondages aérologiques servent à établir le profil vertical des différentes variables météorologiques nécessaires à la modélisation.

La figure 1 présente la rose des vents à Dorval pour les années 2002 à 2006. On constate que les vents dominants sont de l'ouest-sud-ouest à une fréquence de 12,7 % suivis, en ordre décroissant d'importance, par les vents de l'ouest (12,2 %), du sud-ouest (11,9 %) et du nord-est (9,6 %). Enfin, les vents calmes (dont la vitesse est inférieure à 0,5 m/s) sont observés à une fréquence de 3,6 %. L'allure générale de la rose des vents suggère donc qu'en moyenne les régions qui subiront le plus fréquemment l'influence des émissions atmosphériques de l'incinérateur et de l'UTES sont celles qui sont situées à l'est-nord-est, à l'est, au nord-est et au sud-ouest des deux installations.

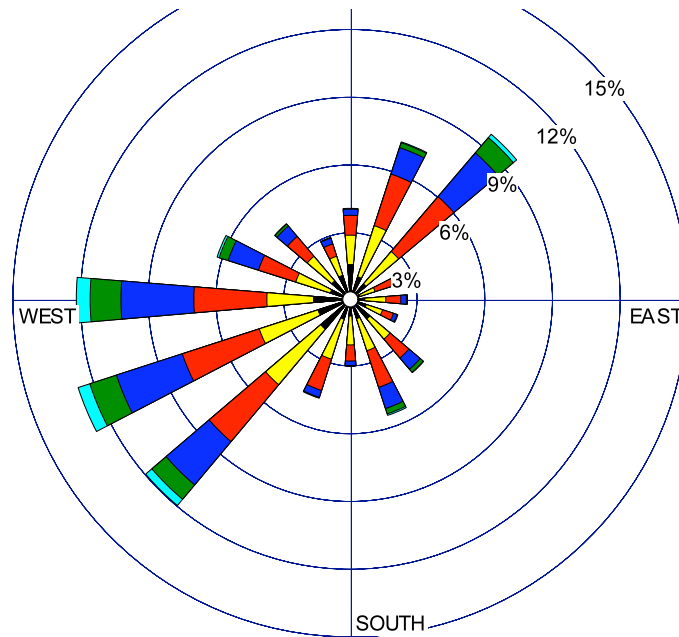


Figure 1 Rose des vents à 16 directions à la station météorologique Dorval pour la période de 2002 à 2006

3.2 Caractéristiques des sources

Le tableau 1 présente les caractéristiques physiques de la cheminée de l'incinérateur et de celle de l'UTES. Contrairement à l'incinérateur dont les rejets atmosphériques sont chauds et projetés à la verticale, l'UTES émet des contaminants par une cheminée horizontale et à une température voisine de la température ambiante. Comme nous le verrons plus loin, ces différences entre les deux sources sont suffisamment importantes pour affecter les résultats de la dispersion atmosphérique.

Tableau 1 Caractéristiques des sources d'émission

Source	Cheminée		Gaz	
	Diamètre (m)	Hauteur (m)	Température (K)	Vitesse (m/s)
Incinérateur	2	40,0	497	9,5
UTES	0,3	12,2	Ambiante	31,5

Conditions météorologiques et modélisation de la dispersion des polluants

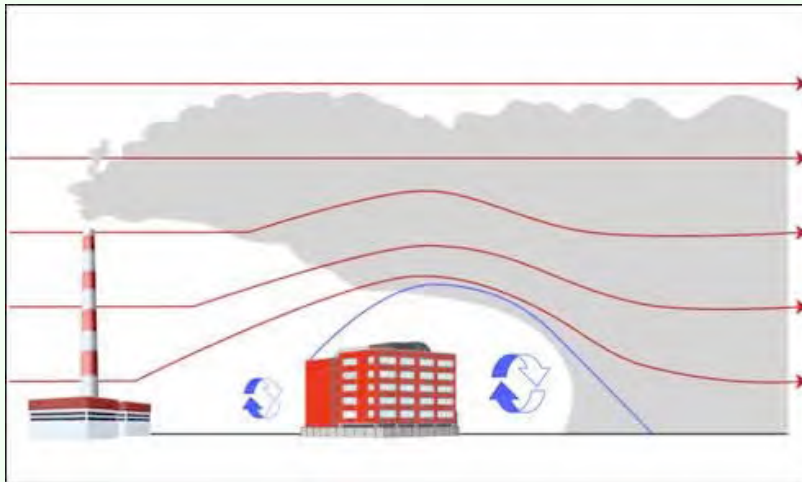
Les conditions météorologiques constituent sans aucun doute le facteur le plus important à prendre en compte afin de simuler adéquatement la dispersion des polluants atmosphériques. Le modèle AERMOD utilise deux jeux distincts de données météorologiques pour calculer la concentration des contaminants dans l'air ambiant. D'abord, les observations réalisées à une station météorologique représentative du site à l'étude permettent d'établir les conditions météorologiques qui existent dans la couche de l'atmosphère située près du sol. Ensuite, les sondages aérologiques effectués à l'aide de ballons-sondes permettent d'établir les conditions météorologiques qui existent à différentes hauteurs dans l'atmosphère. Ces sondages sont généralement effectués deux fois par jour et à un nombre très limité d'endroits au Québec. Une bonne connaissance de la température et du vent à différentes hauteurs dans l'atmosphère (ou profil vertical de la température et du vent) est essentielle à la modélisation, notamment dans le cas où le panache s'élève à plusieurs dizaines de mètres au-dessus du sol, comme c'est le cas pour le panache de l'incinérateur de la compagnie Clean Harbors à Mercier. Finalement, soulignons que le fait de retenir une période de cinq années de données météorologiques aux fins de la modélisation (de 2002 à 2006 dans la présente étude), permet de couvrir une vaste gamme de conditions météorologiques allant des conditions les plus favorables à la dispersion aux conditions les moins favorables.

Les émissions de cheminées horizontales, comme celle de l'UTES doivent être traitées avec certaines précautions dans les modèles de dispersion atmosphérique. Ainsi, conformément aux recommandations de l'EPA à ce sujet (EPA, 2008), les émissions de la cheminée de l'UTES ont été modélisées en supposant notamment que les gaz sont émis avec une vitesse verticale très faible.

Les bâtiments peuvent affecter de façon importante l'écoulement de l'air et, par conséquent, la dispersion des polluants émis à proximité. Cet effet, que l'on nomme effet de sillage des bâtiments, a été pris en compte dans le modèle AERMOD pour l'incinérateur et pour l'UTES. Toutefois, en raison de la hauteur relativement importante de la cheminée de l'incinérateur (40 m) et de la configuration des bâtiments et des installations qui entourent cette cheminée, les émissions de l'incinérateur sont peu affectées par cet effet. La situation est cependant totalement différente dans le cas de l'UTES. En effet, la cheminée de l'UTES est située à seulement 12 m de hauteur et sur le côté d'un bâtiment de 13,7 m de hauteur. L'effet de sillage se traduit dans ce cas par des concentrations maximales dans l'air ambiant à proximité de l'UTES. Ces concentrations à proximité du bâtiment sont plus élevées qu'elles le seraient si la cheminée se trouvait nettement au-dessus du toit de l'UTES.

Effet de sillage – un aperçu

L'écoulement de l'air autour d'un bâtiment est un phénomène complexe. Dans le cas d'un bâtiment de forme simple, par exemple un cube, on distingue deux zones d'écoulement de l'air en aval du bâtiment. Une première zone, appelée cavité, se forme près de la structure du bâtiment et elle est caractérisée par une forte turbulence. Une deuxième zone, appelée zone de sillage, se forme au-delà de la cavité. La turbulence générée dans la zone de sillage est moins intense que celle existant dans la cavité et diminue graduellement en s'éloignant de la structure. Dans certaines circonstances, les polluants émis près d'un bâtiment peuvent être entraînés dans les zones de cavité ou de sillage, ce qui influera sur leur dispersion dans l'atmosphère.



Source : Lakes Environmental Consultants Inc.

3.3 Domaine de modélisation et grille de calculs

La figure 2 illustre le domaine de modélisation ainsi que la grille de calculs qui ont été définis. La grille de calculs indique l'ensemble des points sur le domaine de modélisation où la concentration des différents contaminants est calculée. Le maillage de la grille, ou distance entre les points de calcul, est de 100 m sur la région qui s'étend de l'incinérateur jusqu'à une distance de 2 km de ce dernier. Le maillage de la grille est de 200 m sur le reste du domaine de modélisation. Ce dernier couvre une région de 10 km par 10 km centrée sur l'incinérateur. Enfin, soulignons que la densité plus importante des points de calcul à proximité des sources est nécessaire afin de bien identifier la position et l'amplitude des maximums de la concentration.

Des points de calcul supplémentaires, ou récepteurs sensibles ont été ajoutés afin d'obtenir les concentrations modélisées à des endroits jugés plus sensibles et où se

trouvent notamment des résidences. Ainsi, quatre récepteurs sensibles ont été localisés le long du rang Sainte-Marguerite, un autre a été placé en bordure de Mercier et enfin un dernier se trouve à Saint-Isidore (figure 2).

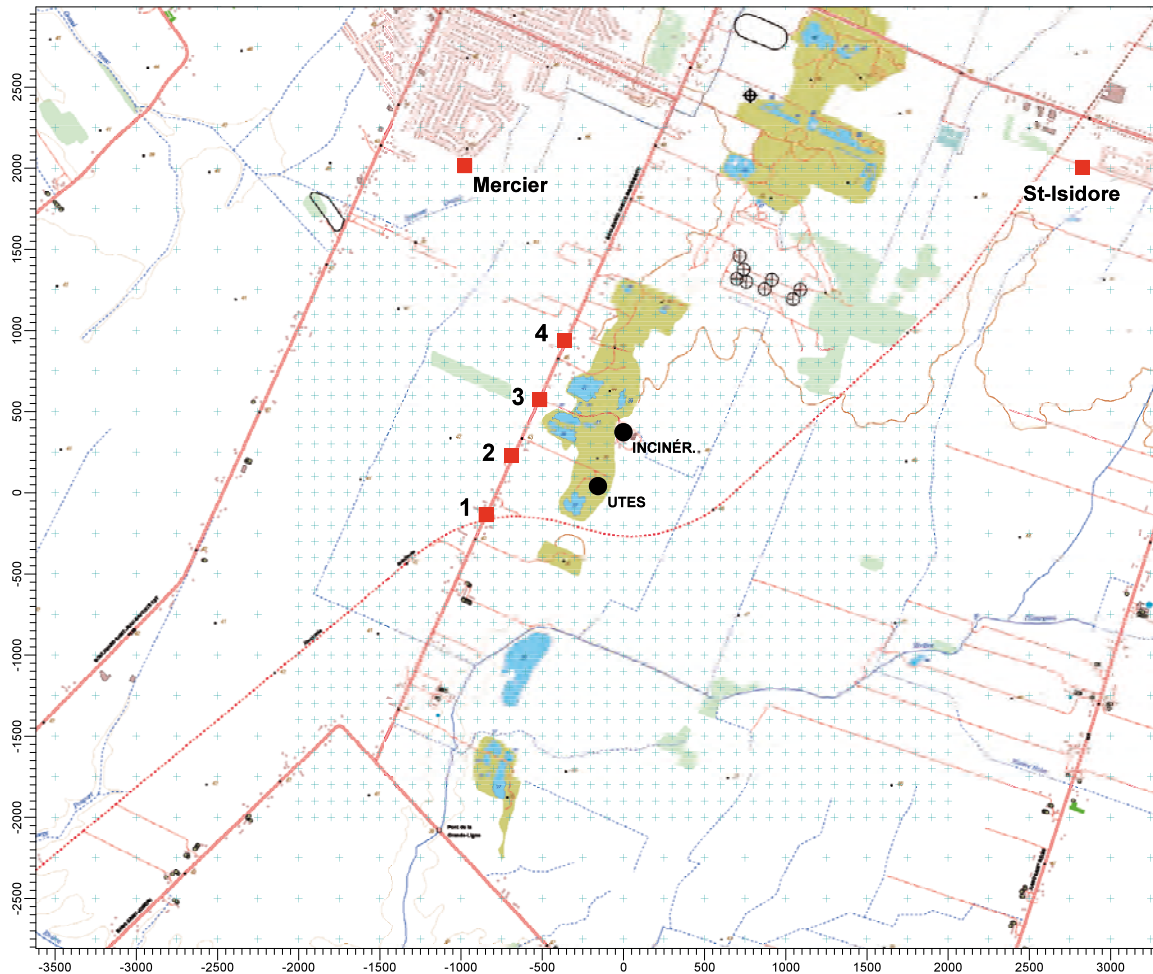


Figure 2 Domaine de modélisation, grille de récepteurs et récepteurs sensibles définis pour la modélisation

3.4 Topographie et utilisation du sol

Dans certaines situations, notamment lorsque la topographie est particulièrement accidentée, il est essentiel de prendre en compte la dénivellation du terrain sur le domaine de modélisation. Toutefois, nous avons considéré dans la présente étude que la région modélisée est plane étant donné qu'il n'y a pas de dénivellation importante sur le domaine de modélisation. De plus, comme la région entourant l'incinérateur et l'UTES est constituée majoritairement de terres agricoles, nous avons effectué les simulations de concentrations en sélectionnant l'option « rurale » plutôt que l'option « urbaine » du modèle AERMOD.

4. Choix des contaminants et des taux d'émission

4.1 Incinérateur Clean Harbors

Les taux d'émission retenus pour la modélisation de l'incinérateur proviennent de campagnes d'échantillonnage réalisées entre les années 2003 et 2006 (Ortech Environmental, 2005 et 2007). Pour les fins de cette étude, nous avons utilisé les taux d'émissions les plus élevés obtenus lors de ces campagnes d'échantillonnage.

Les contaminants atmosphériques modélisés à la sortie de la cheminée de l'incinérateur ainsi que leur taux d'émission correspondant sont présentés au tableau 2.

Tableau 2 Taux d'émission retenus pour la modélisation des émissions de particules en suspension totales (PST), de métaux (Hg, Pb, As), de dioxines et furanes, de BPC_{total}, de HAP_{total} et de benzo(a)pyrène de la cheminée de l'incinérateur de la compagnie Clean Harbors

Contaminants	Taux d'émission
Particules en suspension totales (PST)	0,19 g/s
Mercure (Hg)	1,60 mg/s
Plomb (Pb)	0,45 mg/s
Arsenic (As)	0,0065 mg/s
Dioxines et furanes	8,71 ng ET/s
Biphényles polychlorés totaux (BPC _{total})	8,53 µg/s
Hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux (HAP _{total})	47,1 µg/s
Benzo(a)pyrène (BaP)	0,32 µg/s

Note : Les émissions de dioxines et furanes sont exprimées en nanogrammes (ng) d'équivalent toxique (ET) par seconde¹.

4.2 Unité de traitement des eaux souterraines (UTES)

Les taux d'émission des composés organiques volatils (COV) reposent sur un bilan de masse obtenu à partir du contenu en COV de l'eau avant et après le traitement tel qu'il a été mesuré lors de campagnes d'échantillonnage réalisées en 2006 et 2007 (voir annexe 1). Comme il a été fait pour l'incinérateur, les taux d'émission maximum de COV de l'UTES ont été retenus pour la modélisation. Précisons également que seuls les COV émis en quantités significatives (au-dessus des limites de quantification) par l'UTES ont été considérés dans cette étude. Les taux d'émission utilisés pour la modélisation de l'UTES sont présentés au tableau 3.

¹ Équivalent toxique (ET) : Le lecteur qui désire en connaître davantage sur l'équivalent toxique d'une substance pourra consulter l'hyperlien suivant : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=0CC66FE7-1&offset=13&toc=show>

Tableau 3 Taux d'émission retenus pour la modélisation des émissions des composés organiques volatils de la cheminée de l'UTES

Composés organiques volatils (COV)	Taux d'émissions (mg/s)
Chlorure de vinyle	6,80
Benzène	10,24
Trichloroéthylène	0,42
Toluène	1,62
Chlorobenzène	1,85
Éthylbenzène	1,98
o,m,p-Xylène	2,14
Naphtalène	0,040

5. Résultats de la modélisation

Les figures 3, 4 et 5 présentent respectivement les concentrations annuelles, les concentrations quotidiennes maximales et les concentrations horaires maximales obtenues par modélisation pour un taux d'émission unitaire (1 g/s) à l'incinérateur. En fait, il importe de préciser ici que tous les contaminants émis par la cheminée de l'incinérateur sont dispersés de la même manière et que leur concentration dans l'air ambiant présente une répartition spatiale identique à celles illustrées aux figures 3 à 5. Par exemple, les émissions de mercure et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) de la cheminée de l'incinérateur se traduisent par des concentrations annuelles dans l'air ambiant qui sont maximales à environ 600 m à l'est-nord-est de l'incinérateur tel qu'il est illustré à la figure 3. Ce point d'impact maximal se situe sur des champs en culture, entre les rangs Sainte-Marguerite et Saint-Régis, à environ 2,8 km au sud-ouest de la municipalité de Saint-Isidore.

On obtient la concentration dans l'air ambiant de chaque contaminant émis par la cheminée de l'incinérateur en multipliant les concentrations présentées aux figures 3 à 5 par le taux d'émission (en g/s) propre à chaque contaminant (tableau 2). Par exemple, selon la figure 3, la concentration annuelle au récepteur ponctuel situé à Mercier est de $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour un contaminant émis par l'incinérateur à un taux de 1 g/s. Étant donné que le mercure est émis à un taux de 0,0016 g/s par la cheminée de l'incinérateur, il en résulte que la concentration annuelle de mercure au récepteur situé à Mercier est de $0,000048 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (soit $0,03 \times 0,0016$).

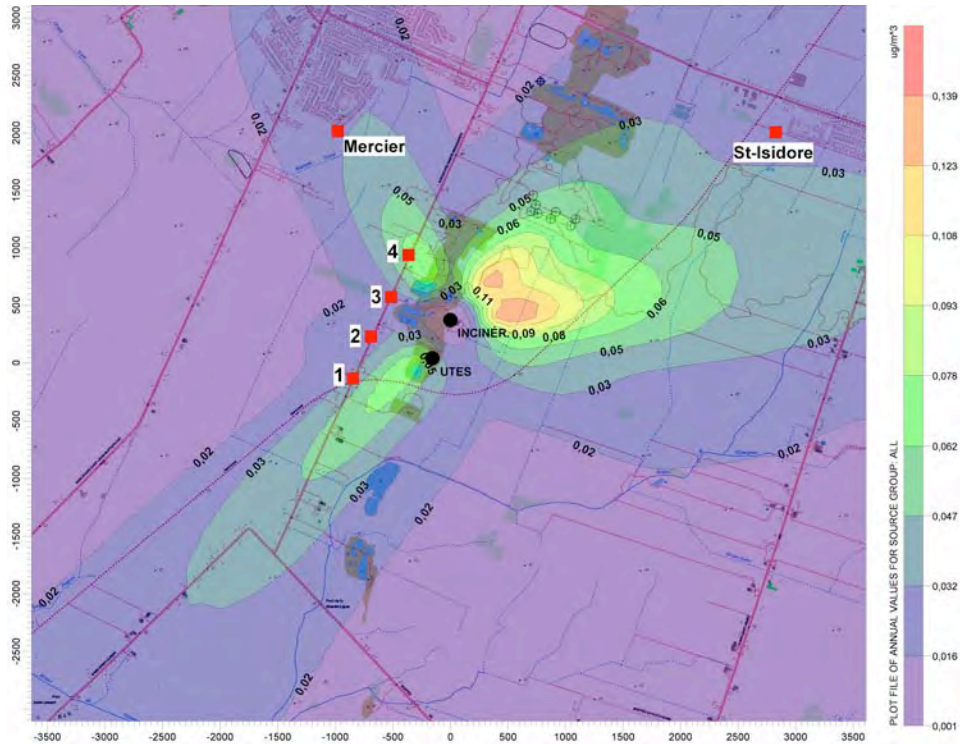


Figure 3 Concentrations annuelles modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur Clean Harbors

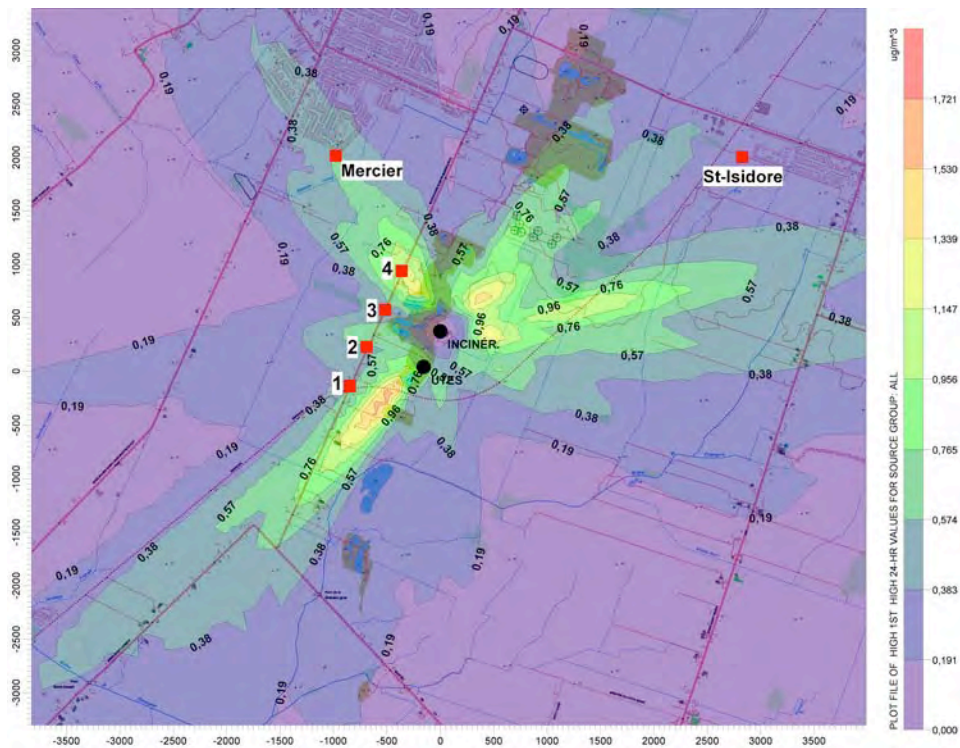


Figure 4 Concentrations quotidiennes maximales modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur Clean Harbors

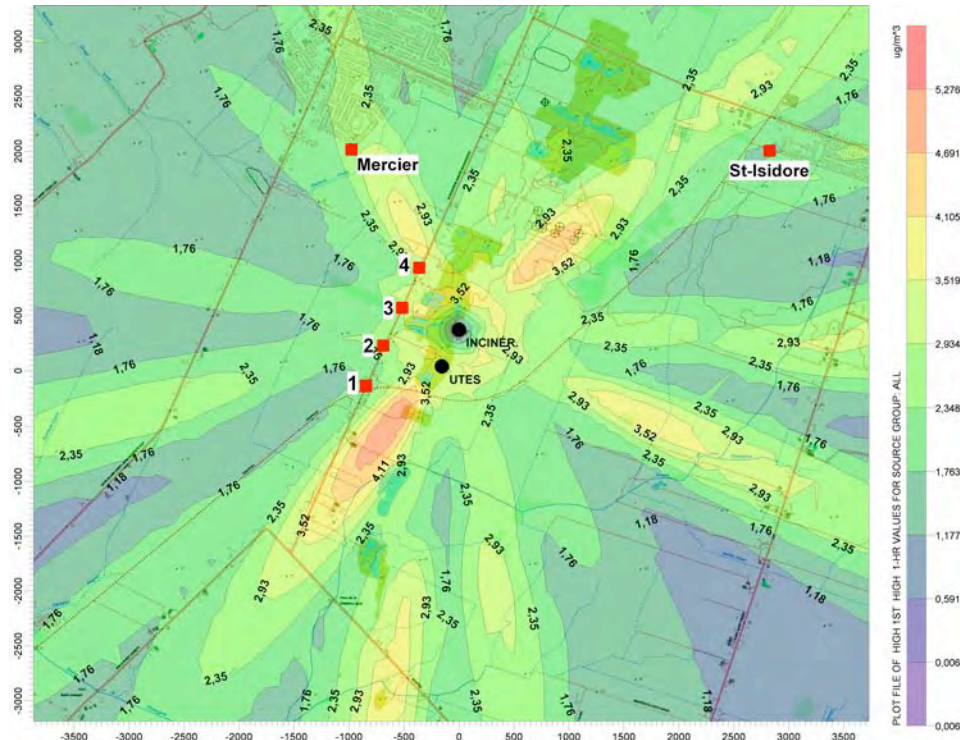


Figure 5 Concentrations horaires maximales modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur Clean Harbors

Les figures 6, 7 et 8 présentent respectivement les concentrations annuelles, les concentrations quotidiennes maximales et les concentrations horaires maximales obtenues par modélisation en considérant un taux d'émission unitaire (1 g/s) à l'UTES. Une fois de plus, on obtient la concentration dans l'air ambiant de chaque contaminant émis par la cheminée de l'UTES en multipliant les concentrations présentées aux figures 6 à 8 par le taux d'émission (en g/s) propre à chaque contaminant (tableau 3). Par exemple, selon la figure 8, la concentration horaire maximale au récepteur ponctuel situé à Mercier est de $133 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour un contaminant émis par l'UTES à un taux de 1 g/s. Étant donné que le benzène est émis à un taux de 0,01 g/s par la cheminée de l'UTES, il en résulte que la concentration horaire maximale de benzène au récepteur situé à Mercier est de $1,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (soit $133 \times 0,01$).

L'examen des figures 3 à 8 révèle des différences relativement importantes entre les patrons de dispersion des contaminants émis par l'incinérateur et ceux qui sont émis par l'UTES. Ainsi, pour les contaminants émis par l'incinérateur, on constate que les concentrations annuelles dans l'air ambiant sont maximales à environ 600 m à l'est-nord-est de l'incinérateur (figure 3). Pour les contaminants émis par l'UTES, les concentrations annuelles dans l'air ambiant sont maximales sur le terrain même de l'UTES - à moins de 50 m au nord du bâtiment de l'UTES (figure 6). Cette différence entre les patrons de dispersion de l'incinérateur et de l'UTES s'explique aisément considérant le fait que la cheminée de l'incinérateur est haute (40 m) et que les gaz émis par l'incinérateur sont relativement chauds comparativement à ceux émis par la cheminée de l'UTES. Le panache de l'incinérateur atteint une hauteur plus importante



Figure 6 Concentrations annuelles modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'UTES

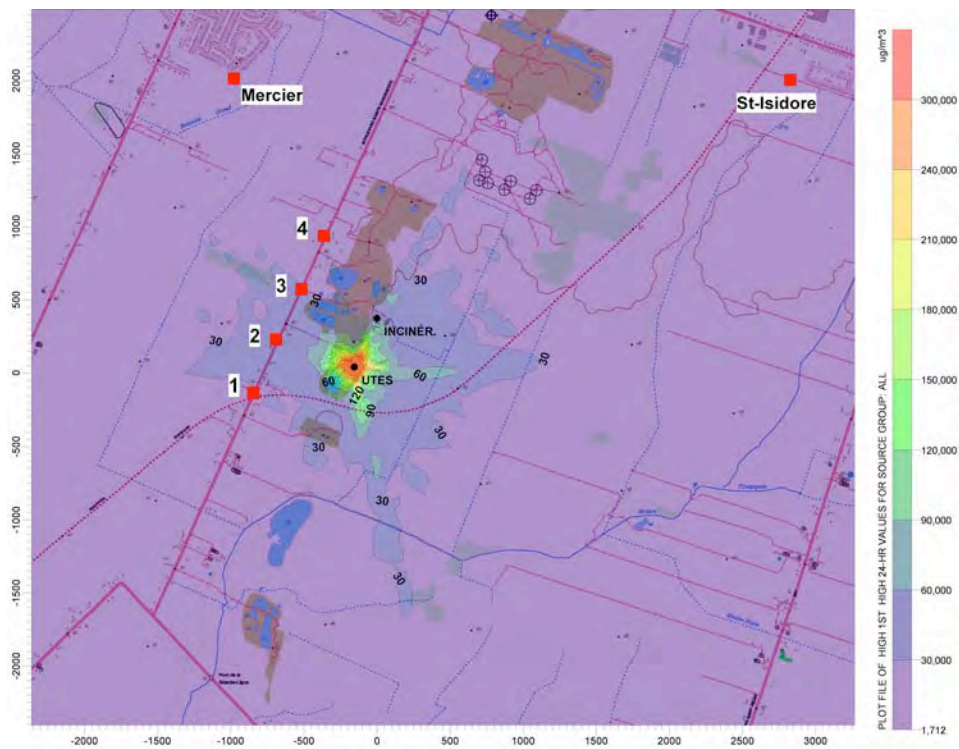


Figure 7 Concentrations quotidiennes maximales modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'UTES

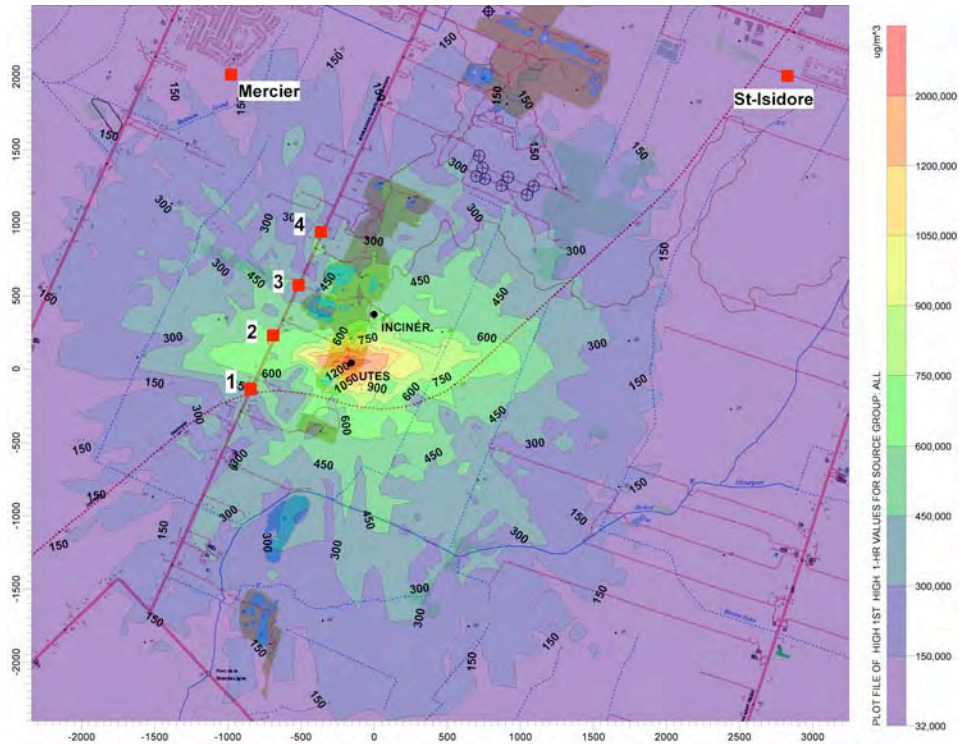


Figure 8 Concentrations horaires maximales modélisées avec un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'UTES

que celui de l'UTES et son impact maximal est donc ressenti à une plus grande distance de la source que le panache de l'UTES. De plus, la hauteur relativement faible de la cheminée de l'UTES (12,2 m) par rapport au bâtiment adjacent (13,7 m) fait en sorte que l'effet de sillage (réf. section 3.2) est important et se traduit par des concentrations maximales relativement élevées à proximité du bâtiment de l'UTES. Par contre, comme on peut le constater aux figures 6 à 8, les concentrations diminuent très rapidement à mesure que l'on s'éloigne de l'UTES. Par exemple, la concentration annuelle (figure 6) est de $635 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur le terrain de l'UTES, mais elle diminue à $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à 500 m plus à l'est.

Les concentrations dans l'air ambiant qui résultent des émissions de l'incinérateur et de l'UTES aux six récepteurs sensibles définis précédemment (section 3.3) ainsi qu'au point d'impact maximum sont présentées respectivement aux tableaux 4 et 5.

Tableau 4 Concentrations dans l'air ambiant résultant des émissions de l'incinérateur

	Récepteurs						
	1	2	3	4	Mercier	Saint-Isidore	Max.
PST							
Conc. hor. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,38	0,49	0,54	0,60	0,52	0,32	1,01
Conc. quot. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,10	0,10	0,10	0,22	0,11	0,05	0,33
Conc. ann. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03
Hg							
Conc. hor. (ng/m^3)	3,20	4,13	4,53	5,07	4,40	2,69	8,50
Conc. quot. (ng/m^3)	0,88	0,88	0,86	1,84	0,96	0,42	2,77
Conc. ann. (ng/m^3)	0,06	0,05	0,05	0,11	0,05	0,05	0,22
Pb							
Conc. hor. (ng/m^3)	0,90	1,16	1,27	1,43	1,24	0,76	2,39
Conc. quot. (ng/m^3)	0,25	0,25	0,24	0,52	0,27	0,12	0,78
Conc. ann. (ng/m^3)	0,02	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,06
As							
Conc. hor. (pg/m^3)	13,0	16,8	18,4	20,6	17,9	10,9	34,5
Conc. quot. (pg/m^3)	3,58	3,58	3,51	7,48	3,90	1,69	11,2
Conc. ann. (pg/m^3)	0,26	0,20	0,20	0,46	0,20	0,20	0,91
PCDD/F							
Conc. hor. ($\text{fg ET}/\text{m}^3$)	17,4	22,4	24,6	27,6	24,0	14,6	46,3
Conc. quot. ($\text{fg ET}/\text{m}^3$)	4,79	4,79	4,70	10,0	5,23	2,27	15,1
Conc. ann. ($\text{fg ET}/\text{m}^3$)	0,35	0,26	0,26	0,61	0,26	0,26	1,22
BPC							
Conc. hor. (pg/m^3)	17,1	22,0	24,1	27,0	23,5	14,3	45,3
Conc. quot. (pg/m^3)	4,69	4,69	4,61	9,81	5,11	2,22	14,8
Conc. ann. (pg/m^3)	0,34	0,26	0,26	0,60	0,26	0,26	1,19
HAP							
Conc. hor. (pg/m^3)	94,2	122	133	149	130	79,1	250
Conc. quot. (pg/m^3)	25,9	25,9	25,4	54,2	28,3	12,2	81,5
Conc. ann. (pg/m^3)	1,88	1,41	1,41	3,30	1,41	1,41	6,59
B(a)P							

Conc. hor. (pg/m ³)	0,64	0,83	0,91	1,01	0,88	0,54	1,70
Conc. quot. (pg/m ³)	0,18	0,18	0,17	0,37	0,19	0,08	0,55
Conc. ann. (pg/m ³)	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,04

Tableau 5 Concentrations dans l'air ambiant résultant des émissions de l'UTES

	Récepteurs						
	1	2	3	4	Mercier	Saint-Isidore	Max.
CHLORURE DE VINYLE							
Conc. hor. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,95	4,07	2,49	3,30	0,90	0,66	48,8
Conc. quot. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,17	0,39	0,21	0,17	0,04	0,03	14,2
Conc. ann. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,01	0,01	0,01	0,01	< 0,005	< 0,005	4,31
BENZÈNE							
Conc. hor. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2,94	6,13	3,76	4,98	1,36	0,99	73,6
Conc. quot. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,26	0,58	0,31	0,26	0,06	0,05	21,5
Conc. ann. ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,01	0,02	0,02	0,01	< 0,005	0,01	6,50
TRICHLOROÉTHYLÈNE							
Conc. hor. (ng/m^3)	120	251	154	203	55,7	40,6	3007
Conc. quot. (ng/m^3)	10,6	23,8	12,8	10,6	2,5	2,1	878
Conc. ann. (ng/m^3)	0,4	0,7	0,8	0,4	0,2	0,2	266
TOLUÈNE							
Conc. 4 min. (ng/m^3)	883	1844	1130	1496	409	299	22115
Conc. hor. (ng/m^3)	465	970	595	787	220	157	11640
Conc. quot. (ng/m^3)	41	92	50	41	10	8,3	3397
Conc. ann. (ng/m^3)	1,4	2,7	3,1	1,7	0,6	0,8	1029
CHLOROBENZÈNE							
Conc. hor. (ng/m^3)	530	1105	677	897	245	179	13256
Conc. quot. (ng/m^3)	47	105	57	47	11	9,4	3869
Conc. ann. (ng/m^3)	1,6	3,1	3,5	1,9	0,7	0,9	1172
ÉTHYLBENZÈNE							
Conc. hor. (ng/m^3)	568	1186	727	962	263	192	14226
Conc. quot. (ng/m^3)	50	113	61	50	12	10	4152
Conc. ann. (ng/m^3)	1,7	3,3	3,8	2,1	0,8	0,1	1257
o,m,p-XYLÈNE							
Conc. hor. (ng/m^3)	614	1280	785	1039	284	207	15358
Conc. quot. (ng/m^3)	54	122	66	54	13	11	4482
Conc. ann. (ng/m^3)	1,8	3,6	4,1	2,2	0,8	1,0	1357
NAPHTALÈNE							
Conc. hor. (ng/m^3)	11,5	24,0	14,7	19,4	5,3	3,9	287
Conc. quot. (ng/m^3)	1,0	2,3	1,2	1,0	0,2	0,2	83,9

Conc. ann. (ng/m ³)	<0,05	0,1	0,1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	25,4
---------------------------------	-------	-----	-----	--------	--------	--------	------

6. Évaluation des effets des émissions de l'incinérateur et de l'UTES sur la qualité de l'air

6.1 Critères de qualité de l'air et concentrations initiales

L'évaluation est réalisée en comparant les concentrations ajoutées dans l'air ambiant par les deux sources aux critères de qualité de l'air et à des concentrations ambiantes moyennes représentatives d'une région comme celle de Mercier.

Les critères et les normes d'air ambiant du MDDEP

Le MDDEP utilise des *seuils de référence* dans le cadre de l'évaluation et de l'autorisation des nouvelles sources d'émissions de contaminants atmosphériques ou de la modification des sources d'émissions existantes (MENV 2002a). Les seuils de références sont des concentrations limites de deux grands types, soit, premièrement, les critères de qualité de l'air et, deuxièmement, les critères de gestion et les normes de qualité de l'air.

Les critères sont établis seulement sur la base des effets des contaminants sur la santé humaine et sur l'environnement. Ils prennent en compte les effets des expositions à des concentrations élevées sur de courtes périodes ainsi que ceux provenant d'expositions à des concentrations moins élevées, mais s'étendant sur de longues périodes. On trouve ainsi des critères pour des périodes aussi courtes que 4 minutes, pour prévenir les nuisances provenant des odeurs ou les irritations des voies respiratoires et des critères établis sur des bases annuelles pour diminuer les risques des contaminants cancérigènes comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques ou les dioxines et furanes.

Les *critères de qualité de l'air* sont établis à des niveaux de *risques négligeables*, c'est-à-dire à des niveaux de risques quasi nuls et tendant vers « 0 ». Le dépassement d'un critère de qualité de l'air ne signifie donc pas nécessairement que le risque correspondant à ce dépassement est inacceptable; chaque situation doit être considérée individuellement dans son contexte particulier.

Les critères provisoires de gestion sont établis en se basant sur la valeur des critères de qualité de l'air, mais en intégrant des considérations de faisabilité et d'impacts socioéconomiques. Les critères provisoires de gestion sont établis à des niveaux de *risques acceptables*. Les critères provisoires de gestion sont des plafonds à ne pas dépasser. Ils sont établis par souci d'équité, afin que les citoyens du Québec aient tous droit à un air de qualité acceptable. Ils sont appelés à être abaissés progressivement, au fur et à mesure que la qualité de l'air s'améliore.

À la limite, la nécessité d'un critère provisoire de gestion disparaît quand les concentrations ambiantes générales atteignent des concentrations sous les critères de

qualité de l'air. Le MDDEP établit des critères provisoires de gestion au cas à cas, pour les contaminants pour lesquels le respect des critères fait l'objet de problèmes sérieux et récurrents.

Les critères de qualité de l'air et les critères provisoires de gestion deviennent des normes de qualité de l'air lorsqu'ils sont inscrits à l'intérieur d'un règlement du gouvernement. Le Règlement sur la qualité de l'atmosphère² (Q-2, r.20) est actuellement en vigueur et présente des normes de qualité de l'air pour 7 contaminants. Ce règlement est toutefois appelé à être remplacé par le Projet de règlement sur l'assainissement de l'atmosphère³ (PRAA) qui comporte plus d'une centaine de normes de qualité de l'air.

Les concentrations initiales

L'évaluation de l'impact sur la qualité de l'air d'une source d'émissions implique deux composantes, soit la concentration ajoutée par la source d'émissions elle-même et celle déjà présente dans l'air qu'on appelle *concentration initiale*. Le Ministère applique une règle selon laquelle la somme de la contribution d'une nouvelle source et de la concentration initiale doit demeurer sous le critère de qualité de l'air ou le critère provisoire de gestion afin que l'exposition aux contaminants demeure acceptable pour les personnes qui résident dans le secteur d'influence de la source. Dans certains cas, soit dans des secteurs industriels ou dans des villes importantes, les concentrations initiales peuvent être élevées pour certains contaminants, ce qui peut obliger les responsables d'une nouvelle source d'émission à mettre en place des moyens de contrôle et de réduction des émissions plus importants.

Dans le PRAA, et pour les besoins du processus d'évaluation des sources d'émissions, les concentrations initiales ont été établies à des niveaux correspondants à des milieux industriels ou urbains de forte densité. Il s'agit d'une approche dite « conservatrice » puisqu'elle apporte à l'évaluation un degré additionnel de sécurité pour la plupart des dossiers. Toutefois, il est aussi possible de déterminer des concentrations initiales pour un site donné lorsqu'on peut compter sur une information concernant la région ou le secteur sous évaluation, que ce soit à partir des résultats d'un échantillonnage sur le site ou par comparaison avec des données obtenues dans des environnements comparables.

6.2 Impact des émissions de l'incinérateur sur l'air ambiant

Dioxines et furanes (PCDD/F)

Le critère de qualité de l'air pour les PCDD/F est basé sur la dose journalière tolérable (TDI) recommandée par l'Organisation mondiale de la santé, soit 1 pg/kg/d (OMS 1998). Dans le calcul du critère, on a considéré que seulement une faible proportion de l'exposition aux PCDD/F était attribuable à l'inhalation. Conséquemment, le critère de

² http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R20.HTM

³ <http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/atmosphere/reg-assain-air.pdf>

qualité de l'air a été déterminé à partir de 3 % de la TDI. Le critère a été établi à une moyenne maximale annuelle de 60 fg ET/m³. Ce critère a aussi été retenu comme projet de norme de qualité de l'air dans le PRAA.

Dans le PRAA, la concentration initiale de PCDD/F a été établie à 40 fg ET/m³. Tel qu'il a été mentionné précédemment, la détermination de cette valeur a été faite selon une approche conservatrice avec comme résultat qu'elle surestime probablement l'ensemble des concentrations trouvées au Québec. Pour les besoins de cette étude, nous établirons la concentration initiale de PCDD/F, HAP et BPC à partir des résultats de deux séries d'échantillonnage réalisées par le Ministère au Québec, soit dans la ville de Québec en 2004-2005 et à Stukely, une localité rurale du sud du Québec, entre 2002 et 2005 (MDDEP, données non publiées). Pour les PCDD/F, une concentration moyenne de 22,7 fg ET/m³ a été mesurée à Québec et une moyenne de 5,7 fg ET/m³ à Stukely. Selon ces deux valeurs, nous estimons que pour une région comme celle de Mercier, la concentration moyenne pourrait être de l'ordre de 15 fg ET/m³.

Une concentration annuelle moyenne de 0,61 fg ET/m³ serait ajoutée par l'incinérateur au niveau du récepteur #4, soit celui qui présente la plus grande contribution de l'incinérateur (tableau 4). Cette valeur équivaut à 1 % du critère de qualité de l'air et à 4 % de la concentration initiale (tableau 6).

Biphényles polychlorés (BPC)

Le MDDEP n'a pas publié de critère de qualité de l'air pour les BPC. Pour les fins de la présente étude, un critère provisoire de 350 pg/m³ (moyenne annuelle) pour les BPC totaux sera utilisé. Ce critère provisoire est basé sur l'évaluation de l'EPA (EPA 2010) qui estime à 0,01 µg/m³ la concentration correspondant à un risque additionnel de cancer de l'ordre de 1×10^{-6} , pour une exposition à long terme par la voie d'inhalation. À cette concentration, un facteur de contribution des sources relatives (MENV 2002b) de 3 % est appliqué pour tenir compte de l'exposition aux BPC provenant des sources autres que l'air extérieur.

Pour la région de Bécancour, le MENV (1998) rapporte des concentrations moyennes de BPC variant entre 94 et 141 pg/m³. Pour la ville de Québec une concentration moyenne de 322 pg/m³ a été mesurée par le MDDEP en 2004-2005 et pour Stukely, une localité rurale du sud du Québec, la concentration moyenne de BPC mesurée entre 2002 et 2005 a été de 103,5 pg/m³. Une concentration initiale de BPC de 200 pg/m³ est retenue pour la région de Mercier.

La concentration de BPC ajoutée par l'incinérateur au niveau du récepteur #4, soit 0,6 pg/m³, représente 0,3 % de la concentration moyenne dans l'air qu'on peut retrouver à Mercier et 0,17 % du critère de qualité de l'air (tableau 6).

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Le MDDEP n'a pas publié de critère de qualité de l'air pour les HAP. Un projet de norme de 0,9 ng/m³ (moyenne maximale annuelle) pour le benzo(a)pyrène a toutefois été

publié dans le PRAA en 2005. Cette valeur est basée sur la concentration correspondant à un risque additionnel de cancer de l'ordre de 1×10^{-6} , pour une exposition à long terme par la voie d'inhalation comme l'a évaluée la California Environmental Protection Agency (Collins et Alexeef 1994). Le benzo(a)pyrène (BaP) est un HAP cancérigène qui est généralement utilisé comme étalon de toxicité pour l'ensemble des HAP.

La caractérisation réalisée à la cheminée porte sur 39 HAP et, pour la plupart, les valeurs obtenues étaient sous les limites de détection (Ortech 2005). C'est le cas par exemple du BaP, pour lequel on rapporte un taux d'émission de $0,32 \mu\text{g/s}$. Celui-ci a vraisemblablement été calculé à partir de la limite de détection de la méthode de mesure. Cette valeur correspond à un maximum possible d'émissions de BaP, le taux réel se situant vraisemblablement entre 0 et $0,32 \mu\text{g/s}$. En se basant sur cette dernière valeur, on estime que l'incinérateur ajouterait au récepteur #4 une concentration moyenne annuelle de BaP de $0,02 \text{ pg/m}^3$.

Les concentrations moyennes de BaP mesurées à Québec et Stukely sont respectivement de 360 pg/m^3 et 73 pg/m^3 . À Mercier, la concentration moyenne de BaP dans l'air pourrait être de l'ordre de 200 pg/m^3 . Notons par ailleurs que des mesures effectuées par le MDDEP dans un milieu urbain fortement influencé par le chauffage au bois (station Parc les Primevères à Québec) indiquent que la concentration annuelle moyenne de benzo(a)pyrène peut atteindre des valeurs beaucoup plus élevées, soit jusqu'à 600 pg/m^3 (MDDEP, 2008).

La contribution de l'incinérateur en BaP au récepteur #4 représente 0,01 % de la concentration initiale et 0,002 % du critère (tableau 6).

Par ailleurs, même en appliquant le critère du BaP à l'ensemble des HAP ajoutés par l'incinérateur au récepteur #4, soit $3,3 \text{ pg/m}^3$, on reste très loin du critère. La comparaison avec une concentration initiale moyenne est difficile à faire étant donné que les contaminants mesurés à la cheminée par Ortech et ceux mesurés par le MDDEP dans l'air ambiant ne sont pas exactement les mêmes.

Particules en suspension

La caractérisation réalisée par Ortech (2005) a porté sur les particules en suspension totales (PST). Les PST comprennent une vaste étendue de taille de particules, soit l'ensemble des particules de moins de 100 microns de diamètre aérodynamique. Or, ce sont les particules de plus faibles diamètres qui pénètrent plus profondément dans les voies respiratoires et qui causent le plus de dommages à la santé. C'est pourquoi l'attention est maintenant dirigée vers les particules de moins de 2,5 microns aussi appelées « $\text{PM}_{2,5}$ ».

Pour les besoins de la présente étude nous suggérons de considérer l'ensemble des émissions de particules de l'incinérateur comme des $\text{PM}_{2,5}$. Le critère de qualité de l'air retenu pour les $\text{PM}_{2,5}$ est de $30 \mu\text{g/m}^3$ comme moyenne sur 24 heures. Ce critère est

considéré comme respecté lorsque la moyenne des 98^e centiles de trois années consécutives est inférieure à 30 µg/m³.

Dans un secteur comme Mercier, on estime que le 98^e centile des concentrations de PM_{2,5} pourrait être de l'ordre d'environ 15 µg/m³. Considérant les particules émises par l'incinérateur comme étant toutes inférieures à 2,5 microns, ce qui surestime la quantité de PM_{2,5}, la concentration ajoutée par l'incinérateur au niveau du récepteur #4 serait de 0,22 µg/m³, ce qui représente 1,5 % de la concentration initiale et 0,7 % du critère (tableau 6).

Mercur

Le PRAA comporte un projet de norme pour le mercure dans l'air ambiant à 150 ng/m³. Ce critère a été établi à partir d'une recommandation de l'US EPA (EPA 2002). La concentration initiale de mercure est estimée à une moyenne de 2 ng/m³ (Poissant et Koprivnjak 1996). La concentration de mercure ajoutée par l'incinérateur au niveau du récepteur #4, soit 0,11 ng/m³ représente 5,5 % de la concentration initiale et 0,07 % du critère (tableau 6).

Plomb

Le Projet de règlement sur l'assainissement de l'atmosphère comporte un projet de norme pour le plomb dans l'air ambiant à 100 ng/m³. Notons que la norme actuellement en vigueur est celle du Règlement sur la qualité de l'atmosphère qui est de 2 000 ng/m³ (moyenne arithmétique annuelle). Pour les besoins de la présente étude, le projet de norme du PRAA est retenu.

La concentration initiale typique d'un secteur comme Mercier est établie à 25 ng/m³ (Environnement Canada, données non publiées). La concentration de plomb ajoutée par l'incinérateur au niveau du récepteur #4 est de 0,03 ng/m³. Elle représente 0,1 % de la concentration initiale et 0,03 % du critère de qualité de l'air (tableau 6).

Arsenic

Le Projet de règlement sur l'assainissement de l'atmosphère comporte un projet de norme pour l'arsenic dans l'air ambiant à 3 000 pg/m³. La concentration initiale pour un secteur comme Mercier est estimée à 2 000 pg/m³ (Environnement Canada, données non publiées). La concentration d'arsenic ajoutée par l'incinérateur au niveau du récepteur #4 est de 0,46 pg/m³. Elle représente 0,02 % de la concentration initiale et 0,02 % du critère de qualité de l'air (tableau 6).

Tableau 6 Comparaison des concentrations au récepteur #4 provenant de l'incinérateur Clean Harbors aux critères de qualité de l'air et aux concentrations initiales

	Conc. au récepteur #4	Conc. initiales	Proportions des conc. initiales	Critères	Proportions des critères
PCDD/F (fg ET/m ³)	0,61	15	4 %	60	1 %
BPC (pg/m ³)	0,6	200	0,3 %	350	0,17 %
BaP (pg/m ³)	0,02	200	0,01 %	900	0,002 %
HAP (pg/m ³)	3,3	-	-	900	0,4 %
PST (24 heures; µg/m ³)	0,22	15	1,5 %	30	0,7 %
Hg (ng/m ³)	0,11	2	5,5 %	150	0,07 %
Pb (ng/m ³)	0,03	25	0,1 %	100	0,03 %
As (pg/m ³)	0,46	2000	0,02 %	3000	0,02 %

6.3 Impact des émissions de l'UTES sur l'air ambiant

Chlorure de vinyle

Le critère de qualité de l'air pour le chlorure de vinyle est de 0,05 µg/m³ (MDDEP 2010). Il est établi à partir de la concentration correspondant à un risque additionnel de cancer de 1 sur 1 million tel qu'il a été estimé par l'US EPA (USEPA 2010). La concentration initiale est estimée à 0,02 µg/m³.

La concentration annuelle de chlorure de vinyle ajoutée par l'UTES au récepteur sensible le plus influencé, soit le récepteur #3, est de 0,01 µg/m³, ce qui représente 50,0 % de la concentration initiale et 20 % du critère de qualité de l'air (tableau 7).

La concentration annuelle maximale ajoutée par l'UTES, soit à environ 50 m de la source d'émission, est de 4,31 µg/m³ (tableau 5).

Benzène

Le benzène dans l'air ambiant provient surtout de l'utilisation de l'essence. L'importance de la circulation automobile fait en sorte que les concentrations de benzène dans l'air ambiant sont relativement importantes. On estime les concentrations moyennes annuelles de benzène dans l'air ambiant à 1 µg/m³ dans les milieux ruraux et périurbains au Québec. Les concentrations journalières maximales pour ce type de milieux sont de l'ordre de 3 µg/m³.

Tableau 7 Comparaison des concentrations au récepteur ayant la plus forte concentration provenant de l'UTES aux critères de qualité de l'air et aux concentrations initiales

	Conc. au récepteur #2 ou #3	Conc. initiales	Proportions des conc. initiales	Critères	Proportions des critères
<i>Chlorure de vinyle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	0,01	0,02	50,0 %	0,05	20,0 %
<i>Benzène (24 heures) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	0,58	3	19,3 %	10	5,8 %
<i>Benzène (annuel) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	0,02	1,0	2,0 %	0,13	15,3 %
<i>Trichloroéthylène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	0,0008	0,14	0,6 %	0,4	0,2 %
<i>Toluène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	1,84	50	3,7 %	600	0,3 %
<i>Chlorobenzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	0,0035	0,03	11,7 %	8,5	0,04 %
<i>Éthylbenzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	0,0038	0,3	1,3 %	200	0,002 %
<i>o,m,p-Xylène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	0,0041	1	0,4 %	20	0,02 %
<i>Naphtalène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	0,0001	1	0,01 %	3	0,003 %

Le benzène est un cancérigène classé 1 par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC 2010). La US EPA estime que la concentration représentant un risque additionnel de cancer de 1×10^{-6} à la suite d'expositions à long terme au benzène est de $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (US EPA 2010). Cette concentration est utilisée dans cette étude comme critère de qualité de l'air provisoire pour les expositions à long terme en tant que moyenne maximale annuelle. Les concentrations moyennes de benzène observées généralement dans l'air ambiant sont environ dix fois plus élevées.

Le MDDEP a établi un critère provisoire de gestion de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ comme concentration limite sur une période de 24 heures (MDDEP 2010). Ce critère permet de limiter les concentrations près des sources ponctuelles d'émissions.

La concentration moyenne annuelle de benzène ajoutée par l'UTES au récepteur #3 est de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ce qui représente environ 2 % de la concentration initiale ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et 15,3 % du critère provisoire annuel (tableau 7). La concentration maximale sur 24 heures produite par l'UTES au niveau des récepteurs sensibles est de $0,58 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (récepteur #2). Cette valeur représente 19,3 % de la concentration initiale et 5,8 % du critère de 24 heures.

Trichloroéthylène

Le trichloroéthylène est classé comme probablement cancérigène pour l'homme (CIRC 2010). La toxicité du trichloroéthylène est actuellement en révision à l'US EPA (US EPA 2010).

Le critère de qualité de l'air est basé sur la concentration correspondant à un risque additionnel de cancer de 1 sur 1 million (10^{-6}), soit $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, telle qu'elle a été établie par un comité de l'OMS (WHO 2000). À cette valeur, le Ministère applique un facteur de contribution des sources relatives de 3 % pour tenir compte de l'exposition par d'autres voies dont l'air intérieur qui représente la source principale d'exposition au trichloroéthylène. Le critère de qualité de l'air ainsi calculé est une moyenne maximale annuelle de $0,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

La concentration de trichloroéthylène dans un milieu périurbain québécois, est toutefois plus élevée que le critère, soit environ $0,14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MDDEP 2010b). Cette valeur a été considérée comme concentration initiale pour Mercier. Par ailleurs, étant donné que la méthode de calcul du critère conduit à déterminer un critère d'une valeur inférieure aux concentrations ambiantes moyennes, un critère provisoire de gestion de $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenu.

La concentration maximale, située à 50 m de l'UTES, est de $0,266 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tableau 5). Il y a une forte décroissance des concentrations de l'UTES jusqu'aux récepteurs sensibles. La concentration moyenne maximale de trichloroéthylène ajoutée par l'UTES est de $0,0008 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au niveau des récepteurs sensibles (#3), ce qui représente 0,6 % de la concentration initiale et 0,2 % du critère provisoire de gestion (tableau 7).

Toluène

Le critère de qualité de l'air pour le toluène est un maximum sur 4 minutes de $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ qui est établi pour prévenir l'apparition de nuisances olfactives (MDDEP 2010a). La US EPA a établi en 2005 une concentration de référence (RfC) de $5\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La RfC est une concentration qui permet de prévenir l'apparition d'effets autres que le cancer pour des expositions à long terme (US EPA 2010).

La concentration initiale pour un secteur comme Mercier est de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MDDEP 2010b). La concentration moyenne maximale de toluène ajoutée par l'UTES au niveau du récepteur #3 est de $1,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui représente 3,7 % de la concentration initiale et 0,3 % du critère de qualité de l'air (tableau 7).

Chlorobenzène

Le critère de qualité de l'air pour le chlorobenzène est une moyenne maximale annuelle de $8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MDDEP 2010a). La concentration initiale pour un secteur comme Mercier est de $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MDDEP 2010b). La concentration moyenne maximale de chlorobenzène ajoutée par l'UTES au niveau des récepteurs sensibles est de

0,0035 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui représente 11,7 % de la concentration initiale et 0,04 % du critère de qualité de l'air (tableau 7).

Éthylbenzène

Le critère de qualité de l'air pour l'éthylbenzène est une moyenne maximale annuelle de 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (MDDEP 2010a). La concentration initiale pour un secteur comme Mercier est évaluée à 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (MDDEP 2010b). La concentration moyenne maximale d'éthylbenzène ajoutée par l'UTES au niveau des récepteurs sensibles est de 0,0038 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui représente 1,3 % de la concentration initiale et 0,002 % du critère de qualité de l'air (tableau 7).

o,m,p-Xylène

Le critère de qualité de l'air pour les isomères du xylène est de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (MDDEP 2010a). La concentration initiale pour un secteur comme Mercier est évaluée à 1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (MDDEP 2010b). La concentration moyenne maximale de xylène ajoutée par l'UTES au niveau du récepteur #3 est de 0,0041 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui représente 0,4 % de la concentration initiale et 0,02 % du critère de qualité de l'air (tableau 7).

Naphtalène

Le critère de qualité de l'air du naphtalène est une moyenne maximale annuelle de 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Il est basé sur la concentration de référence (RfC) de l'US EPA (US EPA 2010). Une concentration initiale de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ est proposée basée sur ATSDR (2005). La concentration moyenne maximale de naphtalène ajoutée par l'UTES au niveau du récepteur #3 est de 0,0001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui représente 0,01 % de la concentration initiale et 0,003 % du critère de qualité de l'air (tableau 7).

6.4 Bilan de la contribution de l'incinérateur et de l'UTES aux concentrations dans l'air ambiant

La modélisation des émissions de l'incinérateur et de l'UTES démontre que les concentrations ajoutées par les deux sources d'émissions sont, dans l'ensemble, très faibles relativement aux concentrations moyennes estimées pour une région comme celle de Mercier et qu'elles ne dépassent pas les seuils permis par les critères de qualité de l'air.

Incinérateur

Dans le cas de l'incinérateur, les concentrations ajoutées varient entre 0,01 % et 5,5 % des concentrations initiales et entre 0,002 % et 1 % des critères. Au niveau des seuils de références, ce sont les ajouts de PCDD/F qui sont les plus importants avec une proportion de 1 %. La contribution la plus importante par rapport à la concentration initiale est celle du mercure avec 5,5 %, mais cet ajout ne représente toutefois que 0,07 % du critère de cette substance. Dans tous les cas, la somme des concentrations

maximales modélisées en provenance de l'incinérateur et des concentrations initiales retenues pour les contaminants étudiés reste sous la valeur des critères.

UTES

Dans le cas de l'UTES, les concentrations ajoutées au niveau des récepteurs 1, 2, 3 et 4 le long du rang Sainte-Marguerite (voir figure 2) sont très faibles par comparaison aux seuils de référence et aux concentrations initiales. Par exemple, la concentration annuelle modélisée de chlorure de vinyle atteint $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ce qui est 5 fois plus faible que le critère d'air ambiant. Comme on estime la concentration initiale à $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la contribution de l'UTES au niveau des concentrations ambiantes actuelles de chlorure de vinyle représente une proportion significative, soit 50 %. Toutefois, cette concentration reste faible relativement au risque de cancer. En effet, le facteur de risque unitaire pour le chlorure de vinyle tel qu'il est estimé par l'EPA est de $8,8 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ et la concentration correspondant à un risque additionnel de cancer de 1×10^{-6} est de $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le niveau de risque de 1×10^{-6} est considéré comme un niveau de risque nul ou négligeable. L'ajout maximal de $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aux récepteurs les plus près, correspond à un niveau de risque de 4×10^{-9} , ce qui est considéré comme un risque négligeable.

Au point d'impact maximum des émissions, soit une zone inhabitée de superficie très limitée et située à proximité du bâtiment de l'UTES, on note de forts dépassements des seuils de référence pour le chlorure de vinyle et le benzène (tableau 5). À cet endroit, les seuils de référence de ces substances sont dépassés de 2 fois (benzène, seuil 24 h), de 50 fois (benzène, seuil annuel) et de 86 fois (chlorure de vinyle, seuil annuel). Cette zone de dépassement s'étend, selon le contaminant, sur une distance d'environ 700 m ou moins autour de l'UTES (figures 9, 10). Notons toutefois que les environs de l'UTES ne sont vraisemblablement fréquentés que par des travailleurs et que les normes d'exposition en milieu de travail pour ces deux substances, soit respectivement⁴ $2,6 \text{ mg}/\text{m}^3$ et $3 \text{ mg}/\text{m}^3$ (CSST 2010) sont beaucoup plus élevées que les seuils de référence retenus pour la population générale. Les normes d'exposition en milieu de travail sont respectées partout autour de l'UTES.

Effet combiné des contaminants

Les effets combinés de l'ensemble des contaminants émis par l'incinérateur n'ont pas à être pris en compte dans cette évaluation étant donné la faiblesse de l'exposition additionnelle que l'incinérateur cause par rapport aux concentrations moyennes estimées pour la région (tableau 6). Les émissions de chlorure de vinyle, de benzène et de chlorobenzène de l'UTES produisent des concentrations ambiantes qui représentent une proportion un peu plus grande des concentrations moyennes types, soit respectivement 50 %, 2 % et 11,7 %. Toutefois, même si pour ces trois contaminants les proportions additionnelles provenant de l'UTES sont un peu plus élevées, elles restent quand même inférieures aux concentrations ambiantes moyennes et aux critères de qualité de l'air.

4 Normes pour des périodes de 8 heures d'exposition (valeur d'exposition moyenne pondérée).

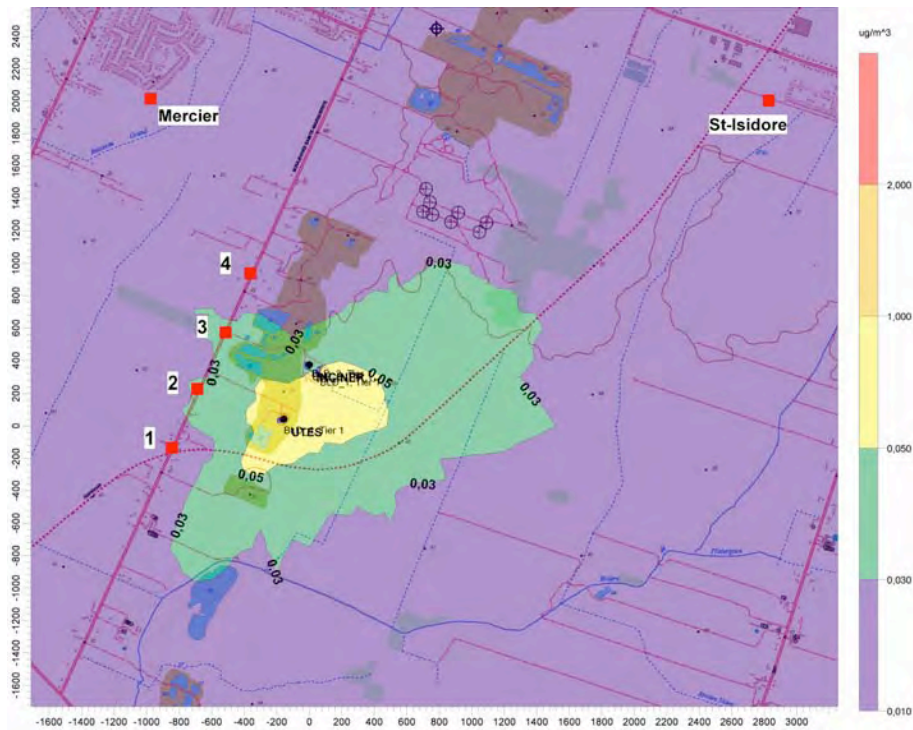


Figure 9 Concentrations annuelles de chlorure de vinyle dans l'air ambiant résultant des émissions de l'UTES. Une concentration initiale de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été ajoutée aux concentrations modélisées. Le critère d'air ambiant du MDDEP ($0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est dépassé à l'intérieur d'une zone (en jaune ou orange) qui s'étend sur une distance de moins de 700 mètres autour de l'UTES

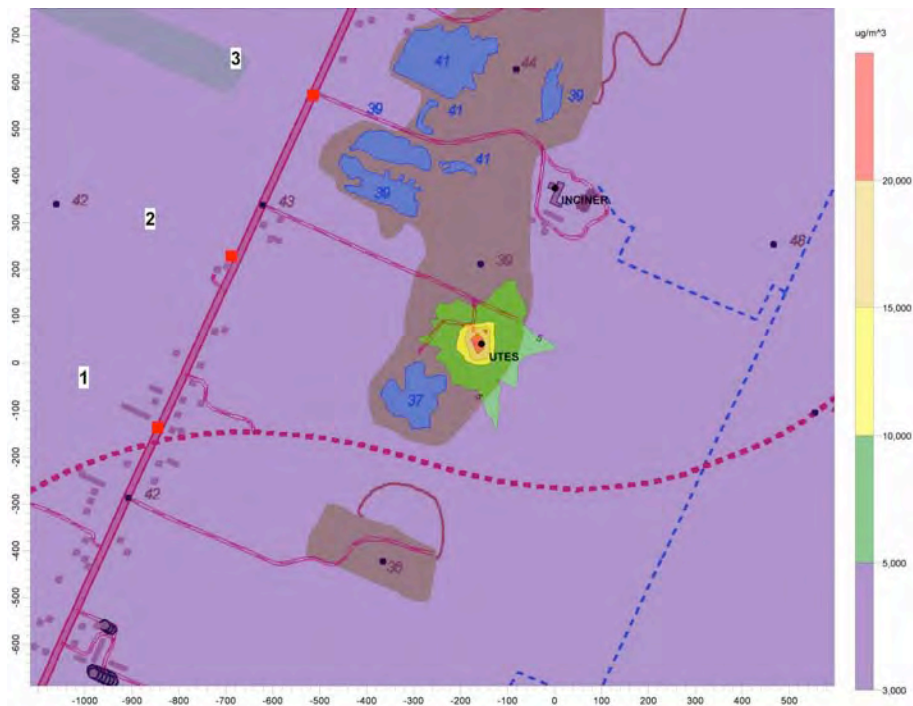


Figure 10 Concentrations quotidiennes maximales de benzène dans l'air ambiant résultant des émissions de l'UTES. Une concentration initiale de $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été ajoutée aux concentrations modélisées. Le critère provisoire de gestion du MDDEP ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est dépassé à l'intérieur d'une zone (en jaune ou orange) qui s'étend sur une distance de quelques dizaines de mètres autour de l'UTES

Pour déterminer les effets combinés possibles d'un mélange de contaminants, on recommande en général de considérer comme additives les doses provenant de substances ayant les mêmes modes d'action et les mêmes organes cibles (MSSS 2002). C'est ce qui a été fait ici pour les dioxines et furanes avec le calcul d'un équivalent toxique.

Par ailleurs, dans une perspective très prudente, on peut assumer l'additivité des effets de toutes les substances et vérifier le respect de la relation suivante :

$$\frac{C_1}{SR_1} + \frac{C_2}{SR_2} + \frac{C_3}{SR_3} + \dots + \frac{C_n}{SR_n} \leq 1$$

où :

C_n : Concentration dans l'air de la substance n

SR_n : Seuil de référence pour la substance n

Ainsi, en considérant l'ensemble des effets des contaminants comme additifs et en additionnant les rapports des concentrations ajoutées par les deux sources à leurs seuils de référence respectifs selon la relation précédente, on obtient une somme de 0,02 pour l'incinérateur et de 0,37 pour l'UTES (tableau 8). Une valeur de 1,0 indique l'inocuité du mélange selon ce mode d'évaluation. Le chlorure de vinyle et le benzène sont responsables ici de la plus grande partie de l'impact combiné des contaminants.

Par ailleurs, on présente au tableau 9, le même type de comparaison que dans le tableau 8, mais cette fois réalisée seulement pour les substances cancérigènes pour lesquelles une quantification de la relation dose-réponse et une évaluation de la concentration correspondant à un risque additionnel de cancer de 1×10^{-6} ou 1 sur 1 million sont disponibles soit à l'EPA ou dans un autre organisme. Dans le tableau 9, la première colonne, (**C**) présente la concentration maximale de la substance aux récepteurs sensibles, telle qu'elle apparaît aux tableaux 4 et 5. La colonne (**C10⁻⁶**) est la concentration correspondant à un risque additionnel de cancer de 1 sur 1 million pour une exposition de 70 ans et la suivante donne la référence d'où provient cette valeur. Finalement, la dernière colonne (**R**) indique le risque additionnel de cancer correspondant à la concentration **C** selon l'évaluation de la référence citée.

Pour chacune des substances, la probabilité additionnelle d'apparition d'un cancer due à une exposition moyenne durant toute une vie à la concentration **C** est inférieure à 1 sur 1 million, ce qui est considéré comme un risque négligeable. Le risque additionnel le plus faible provient des biphényles polychlorés avec 6×10^{-11} et le plus élevé provient du benzène avec $1,5 \times 10^{-7}$. La somme des risques pour toutes les substances est de 2×10^{-7} , ce qui reste dans l'ordre des risques nuls ou négligeables.

Tableau 8 Comparaison des concentrations modélisées au niveau des récepteurs sensibles aux critères de qualité de l'air

	C ⁵	Seuils de référence	C/SR ⁶
PCDD/F (fg ET/m ³)	0,61	60	0,01017
BPC (pg/m ³)	0,6	350	0,0017
BaP (pg/m ³)	0,02	900	0,00002
PST (24 heures; µg/m ³)	0,22	30	0,00733
Hg (ng/m ³)	0,11	150	0,00073
Pb (ng/m ³)	0,03	100	0,0003
As (pg/m ³)	0,46	3000	0,00015
Total (incinérateur) :	-	-	0,02
Chlorure de vinyle (µg/m ³)	0,01	0,05	0,2
Benzène (annuel) (µg/m ³)	0,02	0,13	0,15385
Trichloroéthylène (µg/m ³)	0,0008	0,07	0,01143
Toluène (µg/m ³)	0,0031	600	0,000005
Chlorobenzène (µg/m ³)	0,0035	8,5	0,00041
Éthylbenzène (µg/m ³)	0,0038	200	0,00002
o,m,p-Xylène (µg/m ³)	0,0041	20	0,0002
Naphtalène (ng/m ³)	0,1	3000	0,00003
Total UTES :	-	-	0,37
Total (UTES et incinérateur) :	-	-	0,39

Tableau 9 Comparaison des concentrations modélisées au niveau des récepteurs sensibles aux concentrations correspondant à un risque de cancer de 1×10^{-6}

	C	C ₁₀ ⁻⁶	Ref.	R (10 ⁻⁶)
BPC (pg/m ³)	0,6	10000	EPA 2010	0,00006
BaP (pg/m ³)	3,3	900	Collins et Alexeev 1994	0,004
As (pg/m ³)	0,46	200	EPA 2010	0,0023
Chlorure de vinyle (µg/m ³)	0,01	0,23	EPA 2010	0,04
Benzène (annuel) (µg/m ³)	0,02	0,13	EPA 2010	0,154
Trichloroéthylène (µg/m ³)	0,0008	2,3	WHO 2000	0,0003
Total :	-	-		0,2

⁶ C : concentration au récepteur #3 ou #4.⁷ C/SR : rapport entre la concentration modélisée et le seuil de référence (SR).

7. Conclusion

La modélisation de la dispersion des émissions de l'incinérateur a permis de démontrer que, sur l'ensemble du domaine de modélisation :

- ✓ le point d'impact maximal se trouve à environ 600 m à l'est-nord-est de l'incinérateur, en zone agricole, entre les rangs Sainte-Marguerite et Saint-Régis, à environ 2,8 km au sud-ouest de la municipalité de Saint-Isidore;
- ✓ sur l'ensemble du domaine de modélisation, les concentrations ajoutées dans l'air ambiant par l'incinérateur sont largement inférieures aux seuils de référence; elles atteignent au plus 1 % des seuils (en moyenne 0,3 %);
- ✓ sur l'ensemble du domaine de modélisation, les concentrations ajoutées dans l'air ambiant par l'incinérateur sont largement inférieures aux concentrations initiales; elles atteignent au plus 5,5 % des concentrations initiales (en moyenne 1,6 %).

La modélisation de la dispersion des émissions de l'UTES a permis de démontrer que sur l'ensemble du domaine de modélisation :

- ✓ le point d'impact maximal se trouve sur le terrain même de l'UTES, à moins de 50 m au nord du bâtiment;
- ✓ il n'y a pas de dépassement des seuils de référence en ce qui a trait aux récepteurs sensibles, soit les résidences situées le plus près de l'UTES; les concentrations ajoutées par l'UTES atteignent au plus 20 % des seuils de référence (en moyenne 3,2 %);
- ✓ les émissions produisent des dépassements des seuils de référence dans le cas du chlorure de vinyle et du benzène à une faible distance de la source, dans une zone où il n'y a aucun récepteur sensible.

En considérant les effets de l'ensemble des substances comme additifs, il n'y a pas de dépassement des seuils de référence et pas d'effet significatif sur la qualité de l'air.

Selon les résultats de la modélisation, basés sur des caractérisations récentes de l'incinérateur et sur un bilan de masse de l'UTES, les effets des émissions de ces deux sources sur la qualité de l'air ambiant sont très faibles. Les résultats du programme de mesure de la qualité de l'air à Mercier mis sur pied par le MDDEP permettront de confirmer ou de nuancer cette conclusion.

Références

ATSDR, 2005. *Toxicological profile for naphthalene, 1-methylnaphthalene, and 2-methylnaphthalene*. U.S. Department of health and human services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 291 p.

CIRC, 2010. "IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans", dans le site *International Agency for Research on cancer*, [En ligne]. <http://monographs.iarc.fr/> (page consultée le 23 août 2010).

COLLINS, J. F. et G. V. ALEXEEF, 1994. *Health effects of benzo(a)pyrene*. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment.

CSST, 2010. « Recherche sur les produits », dans le site *Commission de la santé et de la sécurité du travail. Service du répertoire toxicologique*, [En ligne]. <http://www.reptox.csst.qc.ca/RechercheProduits.asp#resultats> (page consultée le 23 août 2010).

MDDEP, 2005. *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2005/0072, rapport n° QA/49, 32 p.

MDDEP, 2008. *Banque de données du programme de surveillance de la qualité de l'atmosphère (PSQA)*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

MDDEP, 2010. *Mise à jour des critères québécois de qualité de l'air*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. ISBN -978-2-550-58554-1: (PDF) 10 p.

MDDEP, 2010b. *Les composés organiques volatils*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement [En ligne], <http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/cov/famille.asp>, (pages consultées le 23 août 2010).

MENV, 1998. *La qualité de l'air à Bécancour (avril 1995 à mars 1997)*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du milieu atmosphérique, Envirodoq n° EN980961, rapport n° QA-44, 76 p.

MENV, 2002a. *Critères de qualité de l'air : Cadre d'application et de détermination*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Service des avis et expertises. 19 p.

MENV, 2002b. *Critères de qualité de l'air : Méthode de détermination*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Service des avis et expertises. 46 p.

MSSS, 2002. *Lignes directrices pour la réalisation des analyses du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et des projets de réhabilitation des terrains contaminés*, Québec, ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec, ISBN 2-550-39389-9, 121 p. et 3 annexes.

Ortech Environmental, 2005. *Semi-Volatile Organic Sampling, 2005, Mercier, Québec, Report # 20797-2*, 18 p. et 6 annexes.

Ortech Environmental, 2007. *Incinerator Compliance Testing, 2006, Mercier, Québec, Report #20894*, 40 p. et 17 annexes.

Poissant, L. et J.-F. Koprivnjak, 1996. « Concentrations de quelques composés organiques semi-volatils dans l'air et la précipitation en milieu rural (Villeroy, Québec) et leur dynamique environnementale », *Vecteur Environnement*, vol. 9, n° 1, p. 29-39.

US EPA, 2004. *AERMOD : Description of model formulation*, North Carolina, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions Monitoring and Analysis Division, Research Triangle Park, report n° EPA-454/R-03-004, 91 p.

US EPA, 2008. *AERMOD Implementation Guide*, North Carolina, AERMOD Implementation Workgroup, Office of Air Quality Planning and Standards, Air Quality Assessment Division, Research Triangle Park, 17 p.

US EPA, 2010. "Integrated Risk Information System (IRIS)", dans le site *United States Environmental Protection Agency – IRIS*, [En ligne] <http://www.epa.gov/iris/index.html> (pages consultées le 23 août 2010).

WHO, 1998. *Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI)*, Executive summary, WHO Consultation, 25-29 mai 1998, WHO European Centre for Environment and Health, International Programme on Chemical Safety, Genève, Suisse. 28 p.

WHO, 2000. *Air Quality Guidelines - Second Edition, Chapter 5.15 Trichloroéthylène*, Copenhagen, Denmark, WHO Regional Office for Europe, 252 p.

Zannetti, P., 2003. *Theories, Methodologies, Computational Techniques, and Available Databases and Software*, Vol I. EnviroComp Institute and Air and Waste Management Association, 430 p.

Annexe 1 Compilation des résultats d'analyses de l'affluent et de l'effluent de l'UTES (2006-2007) ayant servi aux calculs des taux d'émission des composés organiques volatils

USINE DE TRAITEMENT DES EAUX SOUTERRAINES (UTES) DE MERCIER								
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS								
Composés	12 février 2007		22 novembre 2006		27 septembre 2006		27 juin 2006	
	Eau brute µg/L	Eau traitée µg/L	Eau brute µg/L	Eau traitée µg/L	Eau brute µg/L	Eau traitée µg/L	Eau brute µg/L	Eau traitée µg/L
Dichlorofluorométhane	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Chlorométhane	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Chlorure de vinyl	95	11	130	28	170	19	120	42
Bromométhane	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Chloroéthane	<0,20	<0,20	0,94	0,26	0,54	<0,20	0,52	<0,20
Trichlorofluorométhane	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
1,1-Dichloroéthylène	8,6	0,88	14	1,49	17	1,7	13	1,87
Dichlorométhane	<0,50	<0,50	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Trans-1,2-Dichloroéthylène	11	2,57	13	3,6	10	2,5	7,1	2,43
1,1-Dichloroéthane	16	6	29	11	29	11	23	10
2,2-Dichloropropane	<0,13	<0,13	<0,13	<0,13	<0,13	<0,13	<0,13	<0,13
Cis-1,2-Dichloroéthylène	100	50	160	88	220	84	220	100
Bromochlorométhane	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11
Chloroforme	1,12	0,78	2,1	1,2	2	1	1,72	1,04
1,1,1-Trichloroéthane	0,37	0,09	0,62	0,15	0,49	0,11	0,46	<0,08
Tétrachlorure de carbone	<0,10	<0,10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
1,1-Dichloropropène	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	0,14	<0,07	0,17	<0,07
Benzène	79,00	7,60	72,00	14,00	180,00	40,00	230,00	2,40
1,2-Dichloroéthane	23,00	18,00	28,00	20,00	17,00	11,00	20,00	26,00
Trichloroéthylène	7	2,11	9,30	2,77	12,00	2,70	14,00	5,30
1,2-Dichloropropane	0,12	0,09	0,26	0,17	0,22	0,15	<0,03	0,11
Dibromométhane	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
Bromodichlorométhane	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
Cis-1,3-Dichloropropène	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Toluène	21	6,7	50	14,00	32,00	11,00	34,00	7,80
Trans-1,3-Dichloropropène	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
1,1,2-Trichloroéthane	2,97	2,9	5,8	4,8	5,7	5	5,46	4,4
Tétrachloroéthylène	1,09	0,31	2,26	0,53	1,9	0,5	1,85	0,54
1,3-Dichloropropane	6,9	6,1	14	10	10	8,6	6,4	6,1
Dibromochlorométhane	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
1,2-Dibromoéthane	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Chlorobenzène	24	8,6	63	22	32,6	15	23	8,1
1,1,1,2-Tétrachloroéthane	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Ethylbenzène	16	4,3	62	18	34	12	24	6,1
p,m-Xylène	15	4,4	53	17	31	12	31	7,5
o-Xylène	4	2,57	17	5,5	12	4,9	12	3,5
Styrène	0,29	0,04	0,77	0,1	0,57	0,08	0,42	0,06

USINE DE TRAITEMENT DES EAUX SOUTERRAINES (UTES) DE MERCIER

COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS

Composés	12 février 2007		22 novembre 2006		27 septembre 2006		27 juin 2006	
	Eau brute µg/L	Eau traitée µg/L	Eau brute µg/L	Eau traitée µg/L	Eau brute µg/L	Eau traitée µg/L	Eau brute µg/L	Eau traitée µg/L
Bromoforme	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08
Isopropylbenzène	0,25	0,07	0,64	<0,06	<0,06	<0,06	0,40	0,17
Bromobenzène	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	<0,05	0,38	<0,05	0,41	<0,05	<0,05	0,48	<0,05
1,2,3-Trichloropropane	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09
N-Propylbenzène	0,25	0,08	0,3	<0,06	0,32	<0,06	0,56	0,23
2-Chlorotoluène	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08
4-Chlorotoluène	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
1,3,5-Triméthylbenzène	0,44	0,18	0,66	0,26	0,75	0,31	0,96	0,66
Ter-Butylbenzène	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
1,2,4-Triméthylbenzène	1,49	0,53	1,72	0,64	1,9	0,7	2,93	1,84
Sec-Butylbenzène	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	0,15	<0,09
1,3-Dichlorobenzène	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
Isopropyltoluène	<0,06	<0,06	0,09	<0,06	0,11	<0,06	0,18	<0,06
1,4-Dichlorobenzène	<0,05	<0,05	0,09	<0,05	0,08	0,05	<0,05	0,09
1,2-Dichlorobenzène	0,33	0,22	0,33	0,2	0,33	0,24	0,49	0,31
N-Butylbenzène	0,24	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
1,2-Dibromo-3-chloropropane	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
1,2,4-Trichlorobenzène	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08
Hexachlorobutadiène	0,12	<0,1	0,2	<0,1	0,23	<0,1	0,23	<0,1
Naphtalène	1,5	1,13	1,25	1,12	1,6	1,5	2,21	3,1
1,2,3-Trichlorobenzène	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09	<0,09
Acrylonitrile	<0,31	<0,31	<0,31	<0,31	<0,31	<0,31	<0,31	<0,31
Hexachloroéthane	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
TOTAUX	437,08	137,63	732,33	265,20	823,48	245,04	796,69	241,65