

Effets sur l'air ambiant des émissions de l'incinérateur de la ville de Québec

Évaluation par modélisation
de la dispersion atmosphérique

2^e édition



2015

Québec 

Ce document peut être consulté sur le site Web du Ministère au www.mddelcc.gouv.qc.ca.

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2015

ISBN 978-2-550-72602-9 (PDF)

© Gouvernement du Québec, 2015

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Auteur	Jean-François Brière, physicien, M. Sc.
--------	-----------------------------------------

Collaboration	Gilles Boulet, météorologue, M. Sc.
---------------	-------------------------------------

Coordination à la diffusion	Johanne Bélanger
-----------------------------	------------------

Mise en page	Karen Lopez et Manon Laplante
--------------	-------------------------------

Référence bibliographique :

BRIÈRE, Jean-François, 2015. *Effets sur l'air ambiant des émissions de l'incinérateur de la ville de Québec : évaluation par modélisation de la dispersion atmosphérique*, 2^e éd., Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN- 978-2-550-72602-9 (PDF), 16 p. + 3 ann.

Mots clés :

Incinérateur, ville de Québec, modélisation, dispersion atmosphérique, qualité de l'air, air ambiant, émissions, contaminants.

AVANT-PROPOS

Le présent document constitue la deuxième édition du rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de contaminants de l'incinérateur de la ville de Québec, initialement publié en octobre 2011. Cette nouvelle édition comporte plusieurs sections identiques à la version originale, mais diffère de celle-ci par la modélisation de quelques autres contaminants et par l'utilisation de données de campagnes d'échantillonnage récentes ayant été effectuées à l'incinérateur de la ville de Québec. Plus précisément, les contaminants qui se sont ajoutés sont le dioxyde d'azote (NO_2), le dioxyde de soufre (SO_2), le monoxyde de carbone (CO), l'hexachlorobenzène (HCB) et quelques métaux, soit le baryum, le cobalt, le manganèse, le nickel et le zinc. Sauf dans le cas des oxydes d'azote, dont la modélisation a dû être faite séparément étant donné qu'elle repose sur une méthode particulière, la méthodologie employée pour obtenir les concentrations modélisées est identique dans les deux versions. Or, les résultats de la modélisation sur une période de 8 heures ont été ajoutés, puisque le monoxyde de carbone est assujéti à une norme qui s'exprime sur cette période. En ce qui concerne les taux d'émission des différents contaminants, ils ont été mis à jour sur la base de campagnes d'échantillonnage récentes s'étalant de 2010 à 2012, à l'exception de ceux de quelques métaux, qui ont été échantillonnés seulement en 2013. Il est donc normal que les résultats ne soient pas les mêmes d'une version à l'autre, étant donné que les données d'émission ont changé.

RÉSUMÉ

Situé dans l'arrondissement de La Cité-Limoilou, l'incinérateur de la ville de Québec constitue une source d'émission de contaminants atmosphériques. Afin de mieux comprendre la contribution de cette infrastructure au bilan de la qualité de l'air ambiant des secteurs avoisinants, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques a entrepris deux études complémentaires, soit une modélisation de la dispersion atmosphérique et un programme d'échantillonnage de la qualité de l'air ambiant. En plus de la méthodologie employée pour réaliser la modélisation, ce rapport présente les résultats obtenus.

Effectuée à l'aide de l'AMS/EPA Regulatory Model (modèle AERMOD), la modélisation se base sur des résultats récents de caractérisation des émissions de l'incinérateur et prend en compte les périodes de démarrage des fours. Les contaminants modélisés sont le dioxyde d'azote (NO₂), le dioxyde de soufre (SO₂), le monoxyde de carbone (CO), les particules fines (PM_{2,5}), le chlorure d'hydrogène (HCl), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), le benzo(a)pyrène (BaP), les biphényles polychlorés (BPC), les dioxines et les furanes (PCDD/F), l'hexachlorobenzène (HCB) et les métaux suivants : l'arsenic (As), le baryum (Ba), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le manganèse (Mn), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn).

Les concentrations maximales ajoutées par l'incinérateur pour les contaminants ayant un taux d'émission détectable sont toutes inférieures à 20 % des seuils de référence. En effet, les concentrations horaires et quotidiennes de NO₂ atteignent respectivement 17 % et 9 % de leurs seuils de référence. Les concentrations de tous les autres contaminants ayant un taux d'émission détectable sont inférieures à 7 % des seuils de référence. En ce qui concerne les HAP, le BaP, les BPC et le HCB, aucun taux d'émission représentatif n'a pu être établi, car les mesures effectuées aux cheminées étaient presque toutes sous les limites de détection. Cependant, même en utilisant la limite de détection comme taux d'émission, les concentrations maximales modélisées sont inférieures à 4 % des seuils de référence pour ces contaminants.

De plus, les concentrations moyennes ajoutées dans l'air ambiant par l'incinérateur représentent généralement un faible pourcentage des concentrations ambiantes déjà présentes dans le milieu et attribuables à l'ensemble des autres sources environnantes. En effet, les concentrations annuelles moyennes sont toutes inférieures à 25 % des concentrations ambiantes. Le contaminant ayant l'apport le plus important est le SO₂, avec 22 % de la concentration initiale. La contribution annuelle moyenne de tous les autres contaminants est inférieure ou égale à 10 % des concentrations déjà présentes dans l'air ambiant.

En somme, les résultats de la modélisation montrent que, pour l'ensemble des contaminants modélisés, les émissions de l'incinérateur de la ville de Québec, ajoutées aux concentrations déjà présentes dans le milieu environnant, n'entraînent pas de dépassement des seuils de référence de la qualité de l'air ambiant.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	1
1 MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE.....	1
1.1 Modèle de dispersion retenu et méthodologie.....	1
1.2 Données météorologiques.....	2
1.3 Domaine de modélisation et grille de calcul.....	3
1.4 Topographie et utilisation du sol.....	4
1.5 Caractéristiques des sources d'émission.....	4
1.6 Taux d'émission.....	4
1.7 Modélisation du dioxyde d'azote.....	6
2 RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION.....	7
3 ÉVALUATION DES EFFETS SUR LA QUALITÉ DE L'AIR.....	9
3.1 Dioxyde d'azote (NO ₂).....	11
3.2 Dioxyde de soufre (SO ₂).....	11
3.3 Monoxyde de carbone (CO).....	12
3.4 Particules fines (PM _{2,5}).....	12
3.5 Chlorure d'hydrogène (HCl).....	12
3.6 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).....	12
3.7 Biphényles polychlorés (BPC).....	13
3.8 Dioxines et furanes (PCDD/F).....	13
3.9 Hexachlorobenzène (HCB).....	14
3.10 Arsenic (As).....	14
3.11 Baryum (Ba).....	14
3.12 Cadmium (Cd).....	14
3.13 Chrome (Cr).....	14
3.14 Cobalt (Co).....	15
3.15 Manganèse (Mn).....	15
3.16 Mercure (Hg).....	15

3.17	Nickel (Ni).....	15
3.18	Plomb (Pb).....	15
3.19	Zinc (Zn).....	15
CONCLUSION.....		16
RÉFÉRENCES.....		17

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 :	Taux d'émission annuels moyens des contaminants rejetés par l'ensemble des quatre cheminées de l'incinérateur.....	6
Tableau 2 :	Taux d'émission horaires des contaminants rejetés par l'ensemble des quatre cheminées de l'incinérateur.....	6
Tableau 3 :	Concentrations maximales modélisées à l'extérieur de la zone industrielle pour un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur.....	9
Tableau 4 :	Concentrations maximales modélisées aux récepteurs ponctuels pour un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur.....	9

LISTE DES FIGURES

Figure 1 :	Rose des vents de la station d'Environnement Canada de la baie de Beauport pour les années 2000, 2001, 2002, 2004 et 2006.....	3
Figure 2 :	Domaine de modélisation, sur fond de carte topographique, illustrant la grille de calcul et les récepteurs ponctuels.....	4
Figure 3 :	Concentrations annuelles moyennes modélisées pour un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur.....	8
Figure 4 :	Concentrations initiales et modélisées pour chaque contaminant retenu ayant un taux d'émission détectable.....	11

LISTE DES ANNEXES

Annexe I :	Résultats des campagnes d'échantillonnage.....	18
Annexe II :	Tableau des concentrations maximales modélisées.....	20
Annexe III :	Courbes d'iso-concentration horaires et quotidiennes.....	21

INTRODUCTION

L'incinérateur de la ville de Québec est une source d'émission de contaminants atmosphériques qui suscite intérêt et questionnement de la part de plusieurs acteurs, notamment la population des quartiers avoisinants et la Direction régionale de santé publique de la Capitale-Nationale. Cet état de fait a incité le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) à effectuer une modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants et à mettre en place un programme de suivi de la qualité de l'air ambiant aux alentours de l'incinérateur. La modélisation a pour objectif de faire une évaluation préliminaire des effets des émissions de l'incinérateur avant de procéder à l'échantillonnage de la qualité de l'air. Elle est basée sur les résultats récents de caractérisation des émissions de contaminants de l'incinérateur. Les résultats du programme d'échantillonnage de la qualité de l'air ambiant préciseront les constats de la présente étude de dispersion atmosphérique.

Ce rapport décrit d'abord la méthodologie employée pour modéliser la dispersion atmosphérique des contaminants émis par l'incinérateur. Ensuite, les concentrations ajoutées dans l'air ambiant sont présentées et, finalement, les effets de ces émissions sur la qualité de l'air ambiant sont évalués.

1 MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE

La modélisation de la dispersion atmosphérique permet d'établir les concentrations de contaminants dans l'air ambiant résultant d'une ou de plusieurs sources d'émission. Pour ce faire, le modèle simule le transport des contaminants par le vent ainsi que leur dispersion par la turbulence atmosphérique. Par la suite, les concentrations modélisées les plus élevées sont retenues pour évaluer les effets des émissions sur la qualité de l'air ambiant. Évidemment, il faut fournir plusieurs paramètres au modèle pour réaliser une telle étude de dispersion. Les différents intrants ainsi que le modèle de dispersion retenu sont présentés dans cette section.

1.1 Modèle de dispersion retenu et méthodologie

L'étude de dispersion a été menée à l'aide de l'interface AERMOD View de la compagnie Lakes Environmental qui contient une version récente de l'AMS/EPA Regulatory Model (modèle AERMOD). Ce modèle récemment mis au point prend en compte les dernières avancées scientifiques, de sorte qu'il s'agit d'un modèle de dernière génération, à la fine pointe des connaissances actuelles. Le modèle AERMOD est conçu pour modéliser la dispersion des contaminants à une distance inférieure à 50 km. De plus, il s'agit d'un modèle gaussien qui considère un panache à l'état stationnaire indépendant pour chaque heure de modélisation. Par conséquent, il ne peut pas fournir de concentrations sur des périodes inférieures à une heure. En outre, sa formulation ne lui permet pas de prendre en compte les heures où la vitesse du vent est nulle. Comme le modèle AERMOD considère un panache à l'état stationnaire, il ne tient pas compte du temps de déplacement des contaminants. Autrement dit, ce modèle prédit des concentrations sur tout le domaine de modélisation, indépendamment de leur temps de parcours. Finalement, les concentrations obtenues pour chaque heure sont indépendantes et ne prennent pas en compte les émissions de contaminants qui ont eu lieu dans les heures précédentes. Dans l'étude de dispersion actuelle, ces limites du modèle ont peu ou pas d'incidence sur les concentrations modélisées.

Le modèle AERMOD peut convenir à plusieurs types de modélisations, que les sources d'émission soient ponctuelles, comme des cheminées, ou étendues, comme des sources surfaciques ou volumiques. De plus, il peut être utilisé tant en terrain plat qu'en terrain accidenté et prendre en compte la présence de bâtiments à proximité des sources. Dans la présente évaluation, la modélisation ne fait intervenir que des sources ponctuelles subissant l'influence d'un bâtiment. En outre, la topographie est plane aux alentours immédiats de l'incinérateur, là où les concentrations sont les plus susceptibles d'être élevées. Ainsi, il s'agit d'un cas relativement simple, pour lequel le modèle AERMOD performe très bien (le document *AERMOD: Latest Features and Evaluation Results* (EPA, 2003) fournit plus d'information sur la performance de ce modèle). Finalement, les données météorologiques, qui sont généralement les données à fournir au modèle les plus critiques, proviennent d'une station située tout près de l'endroit à

modéliser. Par conséquent, la disponibilité de données optimales ainsi que la relative simplicité de la situation à modéliser minimisent l'incertitude associée aux résultats.

Toutes les options par défaut du modèle ont été retenues, conformément aux recommandations de l'United States Environmental Protection Agency (EPA). Plusieurs contaminants émis par l'incinérateur ont été modélisés, soit le dioxyde d'azote (NO₂), le dioxyde de soufre (SO₂), le monoxyde de carbone (CO), les particules fines (PM_{2,5}), le chlorure d'hydrogène (HCl), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), le benzo(a)pyrène (BaP), les biphényles polychlorés (BPC), les dioxines et les furanes (PCDD/F), l'hexachlorobenzène (HCB) et les métaux suivants : l'arsenic (As), le baryum (Ba), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le manganèse (Mn), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn). Sauf dans le cas des oxydes d'azote, pour lesquels la chimie atmosphérique joue un rôle important, la modélisation ne prend pas en compte la transformation chimique des contaminants émis. Elle ne considère pas non plus le dépôt possible des contaminants, qu'il s'agisse d'un dépôt sec s'effectuant par gravité ou d'un dépôt humide se produisant sous l'action des précipitations. Par conséquent, l'approche privilégiée est conservatrice, puisque la totalité des contaminants émis est considérée comme dispersée dans l'air, sans prise en compte des mécanismes qui viendraient en diminuer les concentrations. Bref, bien que toute modélisation possède un certain degré d'incertitude, les hypothèses conservatrices considérées dans la méthodologie diminuent le risque d'une sous-estimation des concentrations réelles.

Pour réaliser la modélisation, on a, dans un premier temps, utilisé un taux d'émission unitaire (1 g/s) pour l'ensemble des cheminées de l'incinérateur, c'est-à-dire supposé un taux d'émission de 0,25 g/s pour chacune des quatre cheminées. Dans un second temps, on a obtenu la concentration de chaque contaminant émis par l'incinérateur en multipliant la concentration correspondant au taux d'émission unitaire par le taux d'émission réel de chaque contaminant.

Les principaux renseignements qui doivent être fournis au modèle de dispersion sont les données météorologiques, le domaine de modélisation, la grille de calcul, la topographie, les caractéristiques des sources d'émission et les taux d'émission associés à chaque contaminant.

1.2 Données météorologiques

Les fichiers de données météorologiques nécessaires à la modélisation ont été préparés à l'aide du préprocesseur AERMET. Les données de température et de vent (vitesse et direction) en surface proviennent de la station d'Environnement Canada de la baie de Beauport (7010565). Cette station, située à environ 2 km à l'est-nord-est de l'incinérateur, est représentative de la région d'intérêt. Conformément aux directives du *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique* (MDDEP, 2005), les calculs portent sur cinq années de données météorologiques. La rose des vents pour les années retenues, soit 2000, 2001, 2002, 2004 et 2006¹, est présentée à la figure 1. L'examen de cette figure montre que les vents dominants soufflent de l'ouest-sud-ouest et de l'est-nord-est à une fréquence de 25 % et de 16 % respectivement. Les données météorologiques en altitude qui permettent d'établir, pour ces mêmes années, le profil vertical du vent et de la température proviennent des sondages aérologiques effectués à la station de Maniwaki (7034480). Cette station a été retenue puisqu'elle est représentative du sud du Québec. Enfin, les données de la couverture nuageuse proviennent de la station d'Environnement Canada située à l'aéroport de Québec (7016294).

1. Seules les années présentant moins de 1 % de données météorologiques manquantes ont été retenues pour les besoins de la modélisation.

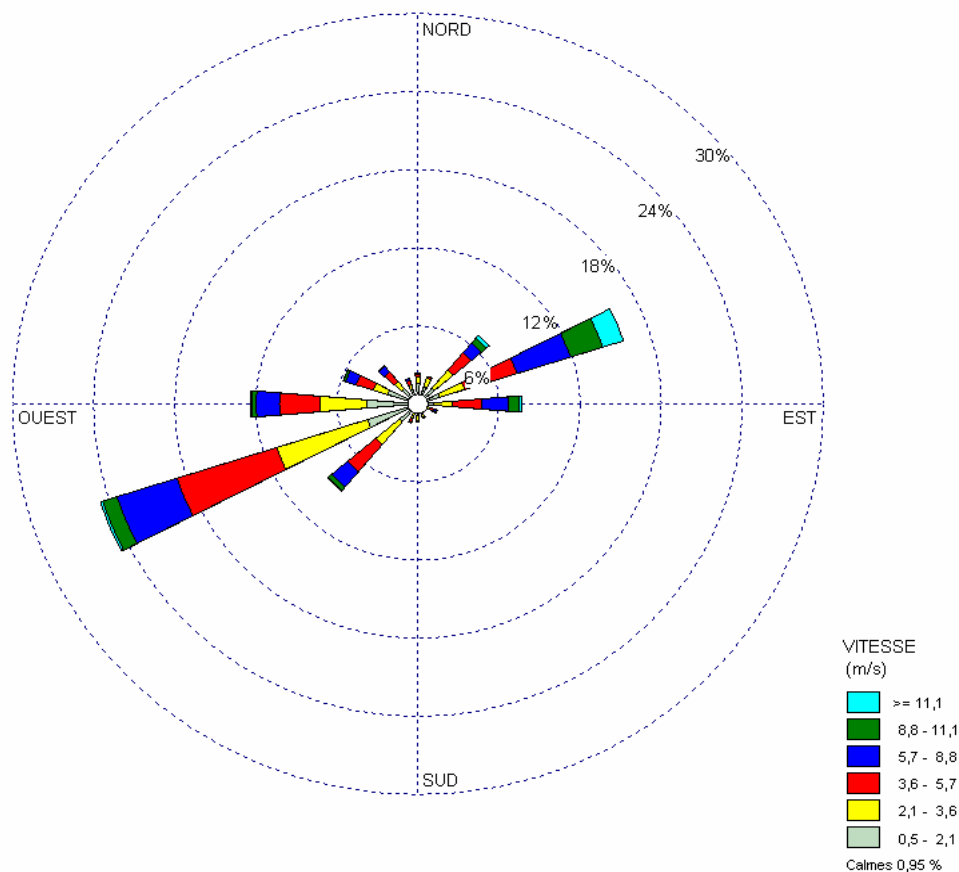
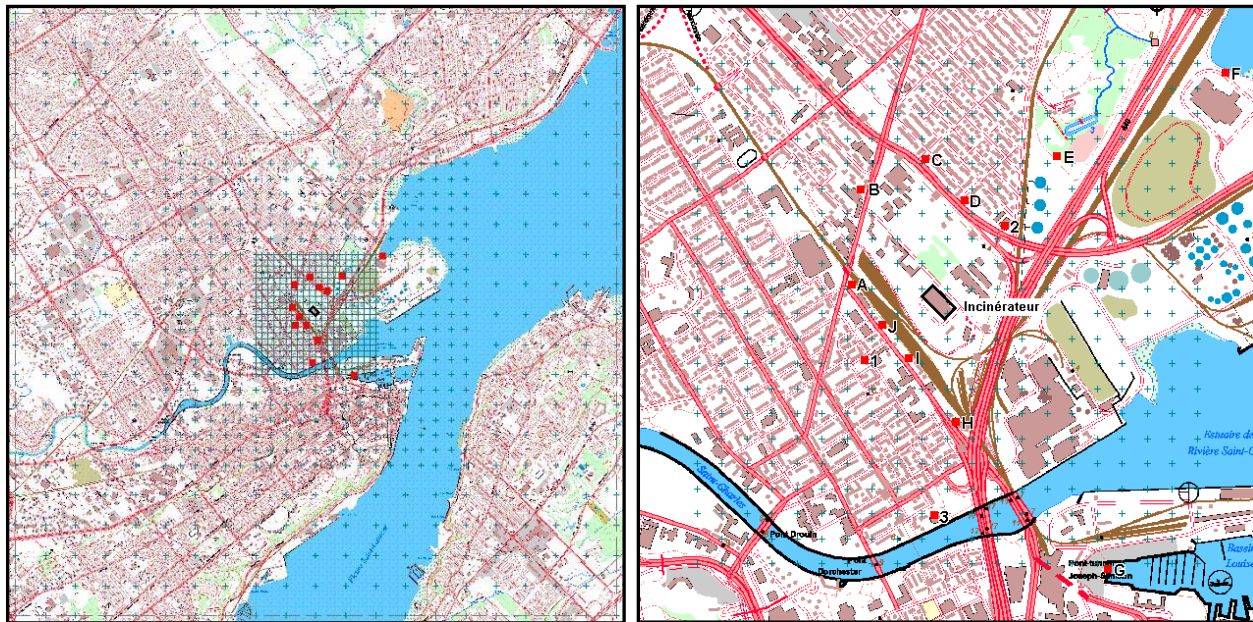


Figure 1 : Rose des vents de la station d'Environnement Canada de la baie de Beauport pour les années 2000, 2001, 2002, 2004 et 2006

1.3 Domaine de modélisation et grille de calcul

Le domaine de modélisation s'étend sur une région de 10 km sur 10 km et est centré sur les cheminées de l'incinérateur. La grille de calcul, définie comme l'ensemble des points du domaine de modélisation où la concentration des différents contaminants est calculée, a été établie de façon à offrir une résolution optimale près de la source, là où le gradient spatial des concentrations est le plus prononcé. Un premier secteur, qui s'étend de l'incinérateur jusqu'à une distance de 1 km, est donc couvert par une grille de calcul dont la maille (distance entre les points de calcul) est de 100 m. Sur un deuxième secteur, qui s'étend de 1 km à 2,5 km de l'incinérateur, la maille de la grille de calcul a été établie à 250 m. Finalement, le reste du domaine de modélisation est couvert par une grille dont les points de calcul sont espacés de 500 m. Le domaine de modélisation ainsi que la grille de calcul sont présentés à la figure 2, où les petites croix représentent les points de la grille de calcul. On remarque que la densité des points est plus grande à proximité de l'incinérateur et qu'elle diminue à mesure que l'on s'en éloigne.

Quelques points de calcul supplémentaires (récepteurs ponctuels) ont été ajoutés pour que les concentrations de certains endroits critiques du domaine soient représentées. Ainsi, des récepteurs ponctuels ont été situés près des résidences les plus rapprochées de l'incinérateur et des lieux susceptibles d'être fréquentés par la population, par exemple le domaine de Maizerets et la baie de Beauport. Des récepteurs ponctuels ont également été ajoutés à l'emplacement de chacune des trois stations d'échantillonnage de l'air ambiant qui se trouvent à proximité de l'incinérateur. Ce faisant, il sera éventuellement possible de comparer les résultats modélisés et les résultats mesurés. Les récepteurs ponctuels sont représentés sur la figure 2 par des carrés rouges; ceux numérotés de 1 à 3 correspondent aux stations d'échantillonnage.



a) Domaine de 10 km sur 10 km

b) Agrandissement de 2 km sur 2 km

Figure 2 : Domaine de modélisation, sur fond de carte topographique, illustrant la grille de calcul et les récepteurs ponctuels

1.4 Topographie et utilisation du sol

La topographie de la région d'intérêt a été fournie au modèle pour qu'il tienne compte de l'élévation des différents points de la grille de calcul sur l'ensemble du domaine de modélisation. En effet, bien que l'environnement immédiat de l'incinérateur soit relativement plat, des dénivellations importantes existant sur le domaine de modélisation doivent être prises en compte au moment de mener l'étude de dispersion atmosphérique. Les données d'élévation proviennent du portail GéoBase (<http://www.geobase.ca>) et possèdent une résolution maximale de 3 secondes d'arc. Pour les besoins de la modélisation, l'environnement entourant l'incinérateur a été défini comme un environnement urbain, puisque l'incinérateur est situé dans un parc industriel entouré de quartiers résidentiels denses.

1.5 Caractéristiques des sources d'émission

L'incinérateur de la ville de Québec possède quatre cheminées identiques d'une hauteur de 61 m et d'un diamètre de 1,37 m. La température et la vitesse d'éjection des gaz varient peu d'une cheminée à l'autre. Ainsi, une vitesse d'éjection de 20 m/s et une température de 423 K (150 °C) ont été retenues pour chacune des quatre cheminées (Consulair, 2010, 2011, 2012). Les dimensions du bâtiment de l'incinérateur ont aussi été fournies au modèle pour qu'il tienne compte de l'effet de sillage engendré par l'incinérateur. Dans certaines conditions météorologiques, cet effet se traduit par un rabattement du panache vers le sol en aval du bâtiment.

1.6 Taux d'émission

Les taux d'émission de chaque contaminant proviennent de campagnes d'échantillonnage effectuées aux cheminées de l'incinérateur de 2010 à 2012 par la firme Consulair. De plus, une campagne d'échantillonnage spéciale a été réalisée en 2013 pour mesurer certains métaux qui n'étaient pas suivis de façon régulière, soit le baryum, le cobalt, le manganèse, le nickel et le zinc. Des mesures de taux d'émission ont été effectuées dans des conditions normales de fonctionnement ainsi qu'en période de démarrage des fours, sauf en ce qui concerne les métaux échantillonnés en 2013, qui ont été mesurés seulement lorsque l'incinérateur fonctionnait dans des conditions normales. Ainsi, le calcul des taux

d'émission établis de 2010 à 2012 repose sur 18 campagnes réalisées dans des conditions normales de fonctionnement et 6 campagnes effectuées en période de démarrage des fours, et ce, aux quatre cheminées de l'incinérateur. En fait, lors d'une campagne donnée, trois échantillonnages d'une durée de 4 heures sont réalisés par cheminée étudiée. Si le four fonctionne dans des conditions normales, la moyenne de ces trois mesures est retenue comme taux d'émission pour cette campagne. Par contre, si le four est en période de démarrage, le résultat le plus élevé parmi les trois mesures est retenu comme taux d'émission pour cette campagne. Les valeurs qui ont été considérées, pour chaque campagne et pour chaque four, sont présentées à l'annexe I. Par ailleurs, une analyse statistique des données d'émission a permis d'obtenir les intervalles de confiance des taux d'émission afin d'estimer la marge d'erreur associée au fait que l'échantillonnage n'est pas effectué en continu.

En ce qui concerne les métaux échantillonnés en 2013, le calcul des taux d'émission repose sur trois campagnes réalisées dans des conditions normales de fonctionnement. Comme il n'y a pas de différence significative entre les taux d'émission des métaux mesurés de 2010 à 2012 dans ces conditions et en période de démarrage, les taux d'émission des métaux mesurés seulement en 2013 sont jugés suffisants pour la modélisation actuelle. Par contre, étant donné la variabilité naturelle des émissions, il aurait été préférable de recourir à un plus grand nombre de campagnes d'échantillonnage pour préciser davantage les taux d'émission de ces métaux. Aucun intervalle de confiance n'a pu être calculé étant donné le nombre restreint d'échantillons.

Pour les besoins de la modélisation, on suppose que l'incinérateur fonctionne 24 heures sur 24, 365 jours par année, et que tous les fours sont en marche simultanément. Cette hypothèse est conservatrice puisque dans les faits, il n'y a que l'équivalent de trois fours sur quatre qui fonctionne en continu pendant toute l'année. Quant aux périodes de démarrage des fours, la modélisation repose sur les hypothèses suivantes :

- il y a environ 60 démarrages de four par année. Ces démarrages concernent un seul four à la fois, alors que les conditions de fonctionnement des trois autres sont considérées comme normales;
- lors du démarrage d'un four, les émissions de ce dernier demeurent à un niveau relativement élevé pendant une certaine période. De façon conservatrice, le taux d'émission le plus élevé est considéré pendant une période de 48 heures.

Pour la modélisation des concentrations annuelles, il est possible de répartir uniformément les démarrages sur l'ensemble de l'année sans perturber les résultats. Ainsi, on obtient le taux d'émission annuel moyen en calculant la moyenne pondérée des taux d'émission dans des conditions normales de fonctionnement et en période de démarrage. La pondération est établie en fonction du nombre d'heures associé à chaque période de fonctionnement (conditions normales et démarrage). Pour privilégier une approche conservatrice, on a utilisé la limite de détection comme taux d'émission lorsque les résultats étaient inférieurs à cette limite. De plus, on a retenu la limite supérieure de l'intervalle de confiance dans la modélisation afin d'obtenir le pire cas possible. Les taux d'émission annuels moyens et leurs intervalles de confiance respectifs sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1 : Taux d'émission annuels moyens des contaminants rejetés par l'ensemble des quatre cheminées de l'incinérateur

Contaminant	Taux d'émission
Oxydes d'azote (NO _x)	24,79 ± 1,04 g/s
Dioxyde de soufre (SO ₂)	2,53 ± 0,41 g/s
Chlorure d'hydrogène (HCl)	2,49 ± 0,22 g/s
Hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux (HAP)	(2,77 ± 1,56) × 10 ⁻⁴ g/s
Benzo(a)pyrène (BaP)	(7,81 ± 3,92) × 10 ⁻⁶ g/s
Biphényles polychlorés totaux (BPC)	(5,53 ± 1,01) × 10 ⁻⁵ g/s
Dioxines et furanes (PCDD/F)	(1,23 ± 0,47) × 10 ⁻⁹ g/s
Hexachlorobenzène (HCB)	(1,49 ± 0,60) × 10 ⁻⁵ g/s
Arsenic (As)	(1,47 ± 0,54) × 10 ⁻⁴ g/s
Baryum (Ba)	2,12 × 10 ⁻⁴ g/s
Cadmium (Cd)	(6,68 ± 3,16) × 10 ⁻⁵ g/s
Chrome (Cr)	(1,26 ± 0,40) × 10 ⁻³ g/s
Cobalt (Co)	1,70 × 10 ⁻⁵ g/s
Manganèse (Mn)	3,36 × 10 ⁻⁴ g/s
Mercure (Hg)	(1,47 ± 0,30) × 10 ⁻⁴ g/s
Plomb (Pb)	(4,74 ± 0,91) × 10 ⁻⁴ g/s

En ce qui concerne la modélisation des concentrations horaires ou quotidiennes, on retient directement les taux d'émission les plus élevés pour reproduire les pires concentrations horaires ou quotidiennes. Autrement dit, le taux d'émission considéré est le plus élevé des deux situations possibles : 1) les quatre fours fonctionnent dans des conditions normales ou 2) l'un des fours est en période de démarrage, alors que les trois autres fonctionnent dans des conditions normales. Les taux retenus pour les contaminants qui sont assujettis à une norme de qualité de l'air ambiant horaire ou quotidienne sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 2 : Taux d'émission horaires des contaminants rejetés par l'ensemble des quatre cheminées de l'incinérateur

Contaminant	Taux d'émission
Oxydes d'azote (NO _x)	25,29 ± 1,11 g/s
Dioxyde de soufre (SO ₂)	2,85 ± 0,49 g/s
Monoxyde de carbone (CO)	8,51 ± 3,65 g/s
Particules fines (PM _{2,5})	0,88 ± 0,20 g/s
Chlorure d'hydrogène (HCl)	2,50 ± 0,23 g/s
Nickel (Ni)	3,29 × 10 ⁻⁴ g/s
Zinc (Zn)	2,85 × 10 ⁻³ g/s

1.7 Modélisation du dioxyde d'azote

La modélisation du dioxyde d'azote (NO₂) est particulière, puisque les transformations chimiques qui ont lieu dans l'atmosphère à la suite de l'émission des oxydes d'azote (NO_x) exercent une influence très importante sur les concentrations de dioxyde d'azote (NO₂) dans l'air ambiant. En effet, lorsque des oxydes d'azote (NO_x) sont émis par des procédés de combustion, la très grande majorité des émissions prennent la forme de monoxyde d'azote (NO). Par la suite, l'ozone (O₃) présent dans l'atmosphère entre en réaction avec ce contaminant pour former du dioxyde d'azote (NO₂) jusqu'à l'atteinte de l'équilibre thermodynamique. Les concentrations de dioxyde d'azote (NO₂) rencontrées dans l'air ambiant dépendent donc de la concentration d'ozone disponible.

Dans le cadre de la présente modélisation, on a utilisé la méthode PVMRM (*plume volume molar ratio method*) décrite dans le *Guide d'estimation de la concentration de dioxyde d'azote dans l'air ambiant* (MDDEP, 2008) pour prendre en compte les transformations chimiques régissant les concentrations de dioxyde d'azote (NO₂). Une concentration horaire d'ozone de 130 µg/m³, provenant de mesures effectuées à Québec entre 2009 et 2011, a été établie comme niveau ambiant maximal. Cette approche est donc conservatrice, puisque les concentrations moyennes d'ozone sur des périodes plus longues (24 heures ou 1 an) sont beaucoup plus faibles que la concentration horaire maximale déterminée.

2 RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION

Les courbes d'isoconcentration horaires et quotidiennes produites par le modèle représentent toujours les concentrations maximales modélisées pour ces périodes. Ainsi, le modèle calcule, pour tous les points de la grille de calcul, les concentrations pour chacune des 43 824 heures des cinq années de modélisation. Pour présenter les courbes d'isoconcentration horaires, le modèle retient, pour chacun des points de calcul, la valeur la plus élevée obtenue parmi ces 43 824 heures. Ces concentrations n'ont donc pas nécessairement été calculées au même moment, ce qui signifie que les courbes d'isoconcentration ne représentent pas l'effet des émissions à un moment précis, mais bien le pire effet possible, en tout point, pour les cinq années de modélisation. Des courbes qui relient des points de même concentration sont ensuite tracées, d'où le nom de courbes d'isoconcentration. Afin d'obtenir des courbes d'isoconcentration quotidiennes, le modèle calcule la moyenne des concentrations horaires pour chacune des 1 826 journées de modélisation et pour chacun des points de calcul. Puis, la moyenne quotidienne la plus élevée parmi les 1 826 moyennes est sélectionnée, pour chacun des points de calcul, et les courbes d'isoconcentration sont tracées.

Les courbes d'isoconcentration annuelles sont légèrement différentes. En effet, dans ce cas, le modèle effectue la moyenne de toutes les concentrations horaires modélisées sur les cinq ans de la période de modélisation (43 824 heures) et relie ensuite des points de même concentration. Par conséquent, aucune valeur maximale n'est retenue, puisque toutes les concentrations modélisées sont utilisées pour calculer la moyenne annuelle à un point donné. Les courbes d'isoconcentration annuelles produites pour la modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants de l'incinérateur sont présentées à la figure 3.

L'examen de cette figure met en évidence un certain nombre de faits intéressants. Par exemple, la forme que prennent les courbes d'isoconcentration est fortement orientée selon un axe ouest-sud-ouest et est-nord-est. Cette forme particulière s'explique par la fréquence élevée des vents qui soufflent dans cet axe, ce qui est d'ailleurs illustré par la rose des vents présentée à la figure 1. De plus, on remarque que les concentrations annuelles les plus élevées sont modélisées à l'intérieur de la zone industrielle, à une distance d'environ 500 m à l'est-nord-est de l'incinérateur. De plus, selon le modèle, les concentrations diminuent rapidement à mesure que l'on s'éloigne de l'incinérateur. Finalement, on note qu'à l'extérieur de la zone industrielle, les concentrations annuelles modélisées sont inférieures d'au moins 35 % par rapport à la concentration annuelle la plus élevée. Dans l'axe le moins influencé par les émissions de l'incinérateur, ces concentrations annuelles modélisées correspondent même à une diminution de plus de 85 %.

Les courbes d'isoconcentration annuelles ont aussi servi à mieux déterminer l'emplacement des deux nouvelles stations d'échantillonnage de la qualité de l'air (représentées par des carrés blancs sur la figure 3). En effet, ces stations ont été situées le plus près possible des zones d'effet maximal, de chaque côté de l'incinérateur, en fonction des contraintes techniques. Les courbes d'isoconcentration annuelles montrent par ailleurs que la station Des Sables (représentée par un carré noir sur la figure 3), qui est utilisée comme station de référence, est très peu influencée par les émissions de l'incinérateur. Cette station est donc représentative du milieu avoisinant et permet d'obtenir les concentrations de contaminants déjà présentes dans l'air ambiant, sans prise en compte de la contribution de l'incinérateur.

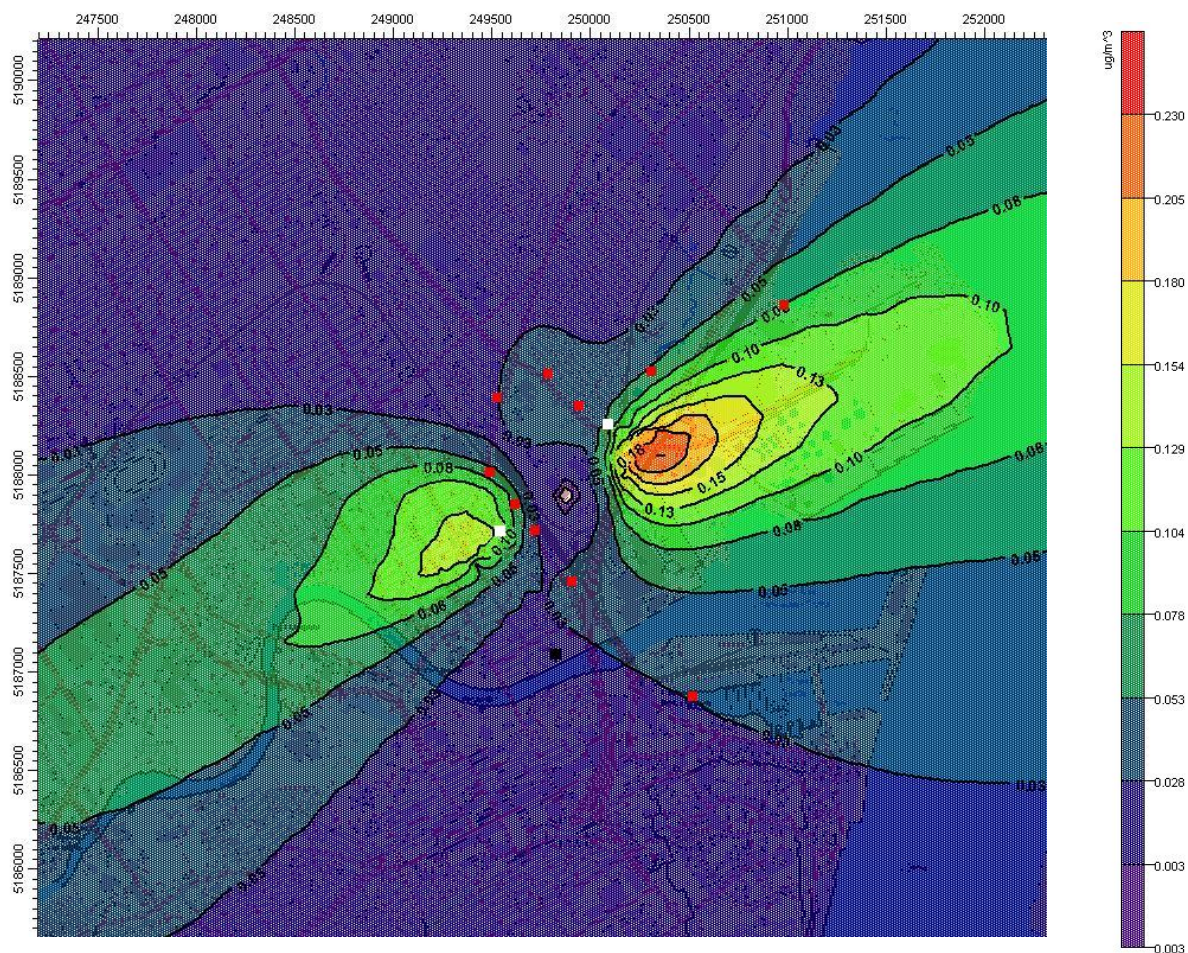


Figure 3 : Concentrations annuelles moyennes modélisées pour un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur

Les courbes d'isoconcentration horaires et quotidiennes sont, pour leur part, présentées à l'annexe III.

Les concentrations maximales modélisées à l'extérieur de la zone industrielle, pour un taux d'émission unitaire et pour chaque période considérée, sont présentées dans le tableau 3. Conformément aux directives du *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique* (MDDEP, 2005), on obtient la concentration maximale sur une période de 4 minutes en multipliant la concentration horaire par un facteur de conversion de 1,91.

En utilisant les résultats présentés dans le tableau 3, on peut calculer la contribution de l'incinérateur aux concentrations dans l'air ambiant des différents contaminants. En effet, puisque ces concentrations sont directement proportionnelles aux taux d'émission, on obtient les concentrations de chaque substance en multipliant la concentration modélisée pour un taux d'émission unitaire par le taux d'émission réel de cette substance. Ces valeurs représentent les concentrations calculées par le modèle, à l'extérieur de la zone industrielle, au point de calcul le plus touché par les émissions de l'incinérateur, c'est-à-dire au point de calcul qui a connu la concentration la plus élevée pour chaque période considérée.

Tableau 3 : Concentrations maximales modélisées à l'extérieur de la zone industrielle pour un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur

Période	Concentration maximale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
4 minutes	7,81
1 heure	4,09
8 heures	2,49
24 heures	1,36
1 an	0,15

Par exemple, le taux d'émission annuel moyen du dioxyde de soufre est de $2,53 \pm 0,41$ g/s selon le tableau 1. En retenant la limite supérieure de l'intervalle de confiance, on obtient un taux d'émission de 2,94 g/s. De plus, la concentration maximale modélisée pour une période annuelle, tirée du tableau 3, est de $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. On établit donc la concentration annuelle maximale pour le dioxyde de soufre en multipliant 2,94 par 0,15, ce qui donne une concentration annuelle modélisée de $0,44 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour calculer la concentration quotidienne du dioxyde de soufre, on doit plutôt retenir le taux d'émission horaire provenant du tableau 2. Ce taux d'émission est de $2,85 \pm 0,49$ g/s, de sorte que le taux retenu, qui correspond à la limite supérieure de l'intervalle de confiance, est de 3,34 g/s. En outre, selon le tableau 3, la concentration quotidienne maximale est $1,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui permet d'obtenir une concentration quotidienne maximale de dioxyde de soufre de $4,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

De plus, les concentrations maximales modélisées aux récepteurs ponctuels, pour un taux d'émission unitaire et pour chaque période, sont présentées dans le tableau 4. Ces résultats permettent de connaître les concentrations modélisées à certains endroits précis du domaine de modélisation. Par exemple, les concentrations maximales modélisées au domaine de Maizerets correspondent au récepteur ponctuel E. On peut donc conclure que la concentration horaire modélisée à cet endroit est près de deux fois moins élevée que la concentration horaire maximale modélisée sur tout le domaine.

Tableau 4 : Concentrations maximales modélisées aux récepteurs ponctuels pour un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur

Récepteur ponctuel	Concentration maximale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				
	4 minutes	1 heure	8 heures	24 heures	1 an
A	7,62	3,99	1,82	0,78	0,06
B	4,18	2,19	1,36	0,47	0,03
C	5,56	2,91	1,51	0,65	0,03
D	4,74	2,48	1,26	0,51	0,04
E	4,07	2,13	1,15	0,52	0,06
F	4,26	2,23	0,64	0,51	0,08
G	4,13	2,16	0,67	0,30	0,03
H	7,11	3,72	1,52	0,74	0,03
I	4,64	2,43	1,22	0,48	0,03
J	5,39	2,82	1,54	0,57	0,07
1	7,28	3,81	2,40	0,93	0,12
2	4,99	2,61	1,54	0,61	0,06
3	5,08	2,66	0,89	0,46	0,03

3 ÉVALUATION DES EFFETS SUR LA QUALITÉ DE L'AIR

Les concentrations maximales modélisées, pour chaque contaminant, sont présentées à l'annexe II et comparées aux seuils de référence de la qualité de l'air ambiant utilisés par le MDDELCC et aux

concentrations initiales représentatives du secteur de l'incinérateur. Les seuils de référence établis dans le cas des métaux sont généralement basés sur les composés connus les plus toxiques, alors que les résultats de la modélisation représentent plutôt la concentration totale des métaux, sans prise en compte de leur forme particulière. L'approche privilégiée dans le cas des métaux est donc conservatrice, puisqu'elle considère que les métaux émis se présentent tous sous une de leurs formes les plus toxiques.

En ce qui concerne les comparaisons avec les concentrations initiales, il est important de noter que pour les concentrations horaire et quotidienne, les contributions de l'incinérateur sont basées sur la pire heure (une donnée sur 43 824) et la pire journée (une donnée sur 1 826) rencontrées parmi les cinq années de modélisation. De plus, ces concentrations ne concernent qu'un seul récepteur parmi les 994 modélisés, ce qui signifie que la contribution horaire repose sur une seule donnée parmi 43,6 millions et que la contribution quotidienne se base sur une seule donnée parmi 1,8 million. Il ne s'agit donc pas d'une contribution moyenne, mais bien de la pire contribution possible de l'incinérateur. La contribution moyenne est bien mieux représentée par la concentration annuelle. Par contre, il s'agit, là également, de la contribution associée au pire récepteur parmi les 994 récepteurs modélisés.

Les concentrations initiales (que l'on appelle aussi « niveaux ambiants ») ont été établies à partir de mesures effectuées à la station Des Sables (03006), située à 800 m au sud de l'incinérateur. Dans le cadre de la présente étude, la concentration initiale d'un contaminant représente l'apport moyen du milieu pour ce contaminant, sans prise en compte de la contribution des émissions de l'incinérateur. Les sources contribuant aux concentrations initiales peuvent être nombreuses et très variées. Parmi les sources potentielles figurent l'industrie, le secteur résidentiel et le transport.

Comme cela a été mentionné précédemment, la station Des Sables est très peu influencée par les émissions de l'incinérateur (voir la figure 3). Ainsi, les concentrations mesurées à cette station représentent bien la qualité de l'air dans les secteurs avoisinant l'incinérateur, sans l'influence des émissions de celui-ci.

La figure 4 présente les concentrations initiales et les concentrations ajoutées par l'incinérateur, en échelle relative par rapport aux seuils de référence, pour chaque contaminant retenu ayant un taux d'émission détectable, à l'exception du nickel étant donné qu'il représente un cas particulier (voir la section 3.17). Les sections suivantes présentent une analyse plus détaillée de ces résultats et des différentes comparaisons consignées à l'annexe II.

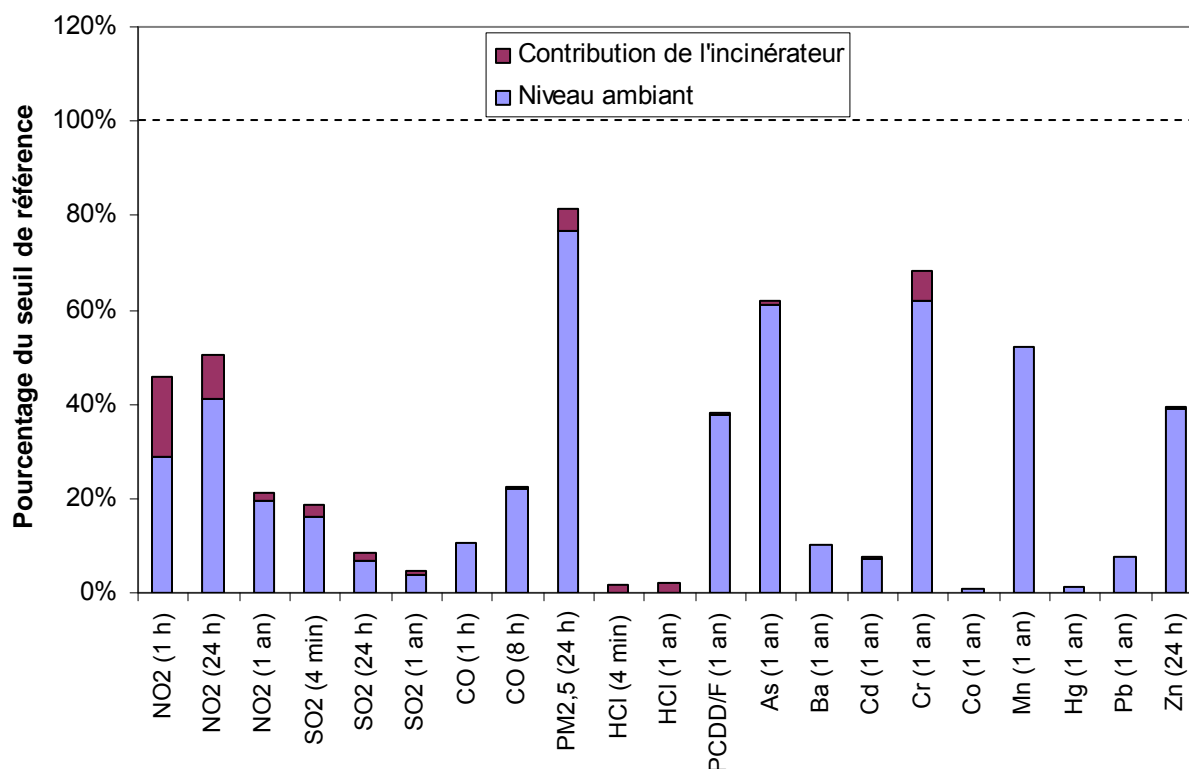


Figure 4 : Concentrations initiales et modélisées pour chaque contaminant retenu ayant un taux d'émission détectable

3.1 Dioxyde d'azote (NO₂)

Le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RLRQ, chapitre Q-2, r. 4.1) comporte trois normes de qualité de l'air ambiant pour le dioxyde d'azote, soit une norme de 414 µg/m³ sur une période horaire, une norme de 207 µg/m³ sur une période quotidienne et une norme de 103 µg/m³ sur une période annuelle. À Québec, les niveaux ambiants de ce contaminant ont été mesurés entre 2009 et 2011 et s'élèvent à 120 µg/m³ sur 1 heure, à 85 µg/m³ sur 24 heures et à 20 µg/m³ sur 1 an.

Les concentrations maximales ajoutées par l'incinérateur s'élèvent, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, à 68,83 µg/m³, à 19,48 µg/m³ et à 1,65 µg/m³ pour des périodes de 1 heure, de 24 heures et de 1 an respectivement. Ces concentrations modélisées représentent respectivement 17 %, 9,4 % et 1,6 % des normes de qualité de l'air ambiant. En ce qui concerne les niveaux ambiants, la concentration maximale ajoutée par l'incinérateur représente 57 % pour la période horaire, 23 % pour la période quotidienne et 8,3 % pour la période annuelle.

3.2 Dioxyde de soufre (SO₂)

Il existe trois normes de qualité de l'air ambiant pour le dioxyde de soufre dans le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, soit une norme de 1 050 µg/m³ sur une période de 4 minutes, une autre de 288 µg/m³ sur une période de 24 heures et une dernière de 52 µg/m³ sur une période annuelle. Les niveaux ambiants mesurés à Québec entre 2009 et 2011 sont de 170 µg/m³ sur 4 minutes, de 20 µg/m³ sur 24 heures et de 2 µg/m³ sur 1 an.

Les concentrations maximales ajoutées par l'incinérateur s'élèvent, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, à 26,06 µg/m³, à 4,54 µg/m³ et à 0,44 µg/m³ pour des périodes de 4 minutes, de 24 heures et de 1 an respectivement. Ces concentrations modélisées représentent

respectivement 2,5 %, 1,6 % et 0,9 % des normes de qualité de l'air ambiant pour le dioxyde de soufre. En ce qui concerne les niveaux ambiants, la contribution de l'incinérateur est de 15 % pour la période de 4 minutes, de 23 % pour la période quotidienne et de 22 % pour la période annuelle.

3.3 Monoxyde de carbone (CO)

Le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère comporte deux normes de qualité de l'air ambiant pour le monoxyde de carbone, soit une norme de 34 000 µg/m³ sur une période de 1 heure et une norme de 12 700 µg/m³ sur une période de 8 heures. Des mesures effectuées à Québec entre 2009 et 2011 indiquent un niveau ambiant de 3 540 µg/m³ sur 1 heure et de 2 820 µg/m³ sur 8 heures.

La concentration maximale ajoutée par l'incinérateur sur une période horaire atteint 49,71 µg/m³ au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, ce qui correspond à 0,1 % de la norme de qualité de l'air et à 1,4 % du niveau ambiant. En ce qui concerne la période de 8 heures, la concentration la plus élevée ajoutée par l'incinérateur, toujours au point d'impact maximal à l'extérieur de la zone industrielle, s'élève à 30,26 µg/m³, ce qui représente 0,2 % de la norme et 1,1 % du niveau ambiant.

3.4 Particules fines (PM_{2,5})

Le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère comporte une norme pour les particules fines, c'est-à-dire celles dont le diamètre est plus petit que 2,5 microns (µm). Celle-ci est de 30 µg/m³ sur une période de 24 heures. Des mesures quotidiennes de particules fines effectuées à Québec entre 2005 et 2008 indiquent un niveau ambiant de 23 µg/m³.

La concentration quotidienne maximale ajoutée par l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, s'élève à 1,47 µg/m³. En fait, cette concentration est obtenue en incluant dans les particules fines les particules condensables, soit celles qui se formeront dans l'air ambiant à partir des gaz des cheminées après leur émission. Même suivant cette approche conservatrice, la concentration quotidienne maximale ajoutée par l'incinérateur représente 4,9 % de la norme de qualité de l'air et 6,4 % de la concentration initiale.

3.5 Chlorure d'hydrogène (HCl)

Le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère comporte deux normes pour le chlorure d'hydrogène, soit une norme de 1 150 µg/m³ sur une période de 4 minutes et une norme de 20 µg/m³ sur une période annuelle. La concentration initiale de chlorure d'hydrogène n'est pas connue à Québec étant donné l'absence de résultats d'échantillonnage. La valeur retenue provient donc du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, qui propose une concentration initiale nulle pour ce contaminant.

La concentration maximale ajoutée par l'incinérateur sur une période de 4 minutes atteint 21,28 µg/m³ au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, ce qui correspond à 1,9 % de la norme de qualité de l'air ambiant. En ce qui concerne la période annuelle, la concentration la plus élevée ajoutée par l'incinérateur, toujours au point d'impact maximal à l'extérieur de la zone industrielle, s'élève à 0,41 µg/m³, ce qui représente 2,1 % de la norme annuelle. Aucune comparaison à la concentration initiale ne peut être effectuée, puisque le niveau ambiant pour le chlorure d'hydrogène est inconnu.

3.6 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Le MDDELCC n'a pas établi de norme de qualité de l'air ambiant pour les HAP totaux. Toutefois, il existe une norme pour le benzo(a)pyrène (BaP) dans le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère. Celle-ci est de 0,9 ng/m³ sur une période annuelle. Cette valeur correspond à une concentration de $9,0 \times 10^{-4}$ µg/m³. Le BaP est un HAP cancérigène généralement utilisé comme référence de toxicité pour l'ensemble des HAP parce qu'il constitue l'un des HAP les plus toxiques.

La caractérisation des émissions effectuée à la source portait sur 25 HAP et les valeurs obtenues étaient, pour la plupart, sous les limites de détection. Ainsi, aucun taux d'émission représentatif des émissions de

l'incinérateur n'a pu être obtenu pour les HAP totaux. D'ailleurs, le même problème a été observé pour le BaP, puisque la grande majorité des mesures étaient inférieures au seuil de détection. Il est donc impossible de modéliser la contribution réelle des émissions de l'incinérateur. Cependant, afin d'obtenir une idée de l'effet maximal possible de l'incinérateur sur la qualité de l'air ambiant, on a utilisé la limite de détection des HAP totaux et du BaP pour définir un taux d'émission maximal. Pour le BaP, la concentration annuelle maximale ajoutée par l'incinérateur atteint $1,76 \times 10^{-6} \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'extérieur de la zone industrielle, alors que la concentration annuelle maximale pour les HAP totaux, toujours à l'extérieur de la zone industrielle, s'élève à $6,50 \times 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration annuelle moyenne de BaP mesurée à Québec en 2004 et 2005 est de $360 \text{ pg}/\text{m}^3$, ou $3,6 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ainsi, la concentration maximale de BaP provenant de l'incinérateur représente 0,2 % de la norme de qualité de l'air ambiant et 0,5 % de la concentration initiale. Évidemment, la concentration réelle ajoutée par l'incinérateur est moindre.

En ce qui concerne les HAP totaux, il est très difficile d'établir un niveau ambiant représentatif, puisque les composés échantillonnés à la source et ceux mesurés dans l'air ambiant peuvent différer. Il n'est donc pas possible de comparer la contribution de l'incinérateur à un seuil de référence de qualité de l'air ambiant ni à une concentration initiale représentative. D'ailleurs, même en appliquant la norme du BaP à l'ensemble des HAP modélisés, on obtient une contribution de l'incinérateur qui représente 7,2 % de la norme. Encore une fois, cette valeur surestime l'effet réel des émissions de l'incinérateur. Ainsi, même en étant très conservateur, on note que les émissions de HAP totaux de l'incinérateur respectent les seuils de référence.

3.7 Biphényles polychlorés (BPC)

Le seuil de référence établi par le MDDELCC pour les BPC totaux est, dans le cadre de cette étude, de $350 \text{ pg}/\text{m}^3$ sur une période annuelle, ce qui correspond à une concentration de $3,5 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$. De plus, une concentration moyenne de $322 \text{ pg}/\text{m}^3$, ou $3,22 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$, a été mesurée à Québec en 2004 et 2005.

La modélisation de la dispersion des émissions de BPC totaux provenant de l'incinérateur n'a pas été possible dans le cadre de la présente étude, puisque presque toutes les valeurs échantillonnées à la source étaient inférieures à la limite de détection. Ainsi, aucun taux d'émission représentatif n'a pu être établi. Toutefois, pour obtenir une idée de l'effet maximal possible de l'incinérateur, on a utilisé un taux d'émission correspondant à la limite de détection. La concentration annuelle maximale provenant de l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, atteint alors $9,81 \times 10^{-6} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur maximale correspond à 2,8 % du seuil de référence et à 3,0 % de la concentration initiale. Évidemment, la contribution réelle de l'incinérateur aux concentrations de BPC totaux est inférieure à ces valeurs. Toutefois, ces résultats permettent de mettre en lumière que, même dans le pire des cas, les émissions de l'incinérateur respectent le seuil de référence de la qualité de l'air établi par le MDDELCC.

3.8 Dioxines et furanes (PCDD/F)

La norme de qualité de l'air ambiant du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère pour les PCDD/F est de $60 \text{ fg}/\text{m}^3$, ou encore de $6,0 \times 10^{-8} \mu\text{g}/\text{m}^3$, sur une période annuelle. Pour ce qui est du niveau ambiant, une concentration moyenne de $22,7 \text{ fg}/\text{m}^3$ a été mesurée à Québec en 2004 et 2005. Le niveau ambiant a donc été établi à partir de cette valeur, qui correspond à $2,27 \times 10^{-8} \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration annuelle maximale ajoutée par l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, atteint $2,55 \times 10^{-10} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette concentration correspond à 0,4 % de la norme de qualité de l'air ambiant et à 1,1 % de la concentration initiale.

De plus, selon la modélisation, la concentration annuelle de PCDD/F provenant de l'incinérateur et susceptible de se déposer sur les terres agricoles de l'île d'Orléans serait de $8,65 \times 10^{-11} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette concentration correspond à seulement 0,9 % de la concentration initiale de l'île d'Orléans, évaluée à $1,0 \times 10^{-8} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Comme le taux de dépôt est proportionnel à la concentration dans l'air ambiant, l'incinérateur contribuerait de façon négligeable au dépôt de PCDD/F sur les terres agricoles de l'île d'Orléans.

3.9 Hexachlorobenzène (HCB)

Le seuil de référence établi par le MDDELCC pour le HCB, dans le cadre de cette étude, est de $1,0 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une période annuelle. De plus, une concentration moyenne de $3,0 \times 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été estimée dans un environnement comparable à celui de Québec (Poissant et autres, 1997).

Pour réaliser la modélisation de la dispersion des émissions de HCB provenant de l'incinérateur de manière conservatrice on a considéré un taux d'émission maximal. En effet, une grande partie des résultats d'échantillonnage étaient inférieurs à la limite de détection. Ainsi, cette limite a directement été retenue comme taux d'émission. La concentration annuelle maximale provenant de l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, atteint alors $3,14 \times 10^{-6} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur maximale correspond à 3,1 % du seuil de référence et à 10 % du niveau ambiant moyen. Évidemment, la contribution réelle de l'incinérateur aux concentrations de HCB est inférieure à ces valeurs. Toutefois, ces résultats montrent que, même dans le pire des cas, les émissions de l'incinérateur respectent le seuil de référence de la qualité de l'air ambiant établi par le MDDELCC.

3.10 Arsenic (As)

La norme de qualité de l'air ambiant du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère pour l'arsenic est de $3,0 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une base annuelle. À Québec, la concentration initiale de ce contaminant, mesurée entre 1995 et 2000, est de $1,83 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration annuelle maximale d'arsenic ajoutée par l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, atteint $3,00 \times 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur correspond à 1,0 % de la norme de qualité de l'air ambiant et à 1,6 % de la concentration initiale.

3.11 Baryum (Ba)

Le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère comporte une norme pour le baryum dans l'air ambiant de $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une période annuelle. En ce qui concerne la concentration initiale, les données recueillies à Québec entre 1995 et 2000 indiquent que celle-ci correspond à $5,10 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration annuelle maximale de baryum ajoutée par l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, est de $3,17 \times 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur représente 0,1 % de la norme de qualité de l'air et 0,6 % de la concentration initiale.

3.12 Cadmium (Cd)

La norme de qualité de l'air ambiant du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère pour le cadmium est de $3,6 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une base annuelle. À Québec, le niveau ambiant de ce contaminant est évalué à $2,60 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration annuelle maximale de cadmium ajoutée par l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, atteint $1,48 \times 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui correspond à 0,4 % de la norme de qualité de l'air ambiant et à 5,7 % de la concentration initiale.

3.13 Chrome (Cr)

Le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère comporte une norme pour le chrome III et une autre pour le chrome VI dans l'air ambiant qui sont respectivement de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de $4,0 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une base annuelle. Pour privilégier une approche conservatrice, on suppose que les concentrations de chrome se présentent entièrement sous forme de chrome VI. La concentration initiale de chrome à Québec atteint $2,48 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$, selon des mesures effectuées entre 1995 et 2000. La concentration annuelle maximale de chrome ajoutée par l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, est de $2,49 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur représente 6,2 % de la norme de qualité de l'air du chrome VI et 10 % de la concentration initiale.

3.14 Cobalt (Co)

Le critère de qualité de l'air établi par le MDDELCC pour le cobalt est de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une base annuelle. À Québec, la concentration initiale moyenne de ce contaminant a été mesurée entre 1995 et 2000 et s'élève à $9,40 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration annuelle maximale de cobalt ajoutée par l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, atteint $2,67 \times 10^{-6} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur correspond à 0,003 % du critère de qualité de l'air et à 0,3 % de la concentration initiale.

3.15 Manganèse (Mn)

Le MDDELCC a établi un critère de qualité de l'air de $0,025 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une base annuelle pour le manganèse. Le niveau ambiant de ce contaminant, mesuré à Québec entre 1995 et 2000, est évalué à $0,013 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration annuelle maximale de manganèse ajoutée par l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, atteint $5,12 \times 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui correspond à 0,2 % du critère de qualité de l'air et à 0,4 % de la concentration initiale.

3.16 Mercure (Hg)

Le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère comporte une norme pour le mercure dans l'air ambiant de $5,0 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une période annuelle. En ce qui concerne la concentration initiale, les données recueillies dans des milieux urbains comparables à celui de Québec (Eckley et autres, 2008) ont permis d'estimer celle-ci à $2,00 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration annuelle maximale de mercure ajoutée par l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, est de $2,65 \times 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur représente 0,5 % de la norme de qualité de l'air et 1,3 % de la concentration initiale.

3.17 Nickel (Ni)

Le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère comporte une norme de qualité de l'air ambiant pour le nickel qui est de $0,014 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une période de 24 heures. À Québec, la concentration initiale de nickel, basée sur la concentration quotidienne maximale mesurée entre 1995 et 2000, s'élève à $0,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration maximale ajoutée par l'incinérateur sur une période de 24 heures, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, atteint $4,47 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui correspond à 3,2 % de la norme de qualité de l'air et à 0,1 % du niveau ambiant. Il est à noter que les concentrations de nickel mesurées durant cette période dépassent la norme actuelle établie pour une période de 24 heures, qui n'était pas en vigueur au moment d'effectuer ces mesures. Par ailleurs, le problème connu de nickel dans ce secteur n'est pas associé à l'incinérateur. Le rapport *Origine des concentrations élevées de nickel dans l'air ambiant à Limoilou* fournit plus de renseignements à ce sujet (Walsh et Brière, 2013).

3.18 Plomb (Pb)

La norme de qualité de l'air ambiant du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère pour le plomb est de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une base annuelle. À Québec, la concentration initiale de ce contaminant a été mesurée entre 1995 et 2000 et s'élève à $7,43 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration annuelle maximale de plomb ajoutée par l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, atteint $8,48 \times 10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur correspond à 0,1 % de la norme de qualité de l'air ambiant et à 1,1 % de la concentration initiale.

3.19 Zinc (Zn)

La norme de qualité de l'air ambiant du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère pour le zinc est de $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une période de 24 heures. À Québec, la concentration initiale de ce contaminant a été mesurée entre 1995 et 2000 et s'élève à $0,98 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui correspond à la concentration quotidienne maximale mesurée sur cette période. La concentration quotidienne maximale de zinc ajoutée par

l'incinérateur, au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, s'élève à $3,88 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur correspond à 0,2 % de la norme de qualité de l'air ambiant et à 0,4 % de la concentration initiale.

CONCLUSION

La modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de contaminants de l'incinérateur de la ville de Québec a été réalisée sur la base des données d'émission de 2010 à 2012, et de 2013 pour certains métaux, pour reproduire le plus fidèlement possible la situation en cours au début des années 2010. De plus, les périodes de démarrage des fours ont été considérées lors de la modélisation dans le but d'obtenir les concentrations les plus réalistes possible. Ce faisant, cette étude de dispersion a permis d'établir les concentrations maximales ajoutées par l'incinérateur dans l'air ambiant. Ces concentrations ont par la suite pu être comparées aux seuils de référence de la qualité de l'air ainsi qu'aux concentrations déjà présentes dans l'air ambiant de la ville de Québec.

Les concentrations ajoutées par l'incinérateur varient entre 0,003 % et 17 % des seuils de référence pour toutes les substances modélisées ayant un taux d'émission détectable. Le contaminant qui génère l'apport le plus important est le NO_2 , avec des concentrations horaire et quotidienne qui atteignent respectivement 17 % et 9 % des seuils de référence. Les concentrations de tous les autres contaminants ayant un taux d'émission détectable sont inférieures à 7 % des seuils de référence. En ce qui concerne les contaminants pour lesquels aucun taux d'émission n'a pu être établi, une approche conservatrice montre que, même avec l'emploi de la limite de détection comme taux d'émission, les seuils de référence de la qualité de l'air ambiant sont respectés. En effet, les concentrations maximales ajoutées par l'incinérateur sont inférieures à 4 % des seuils de référence pour ces contaminants.

De plus, les concentrations moyennes ajoutées dans l'air ambiant par l'incinérateur représentent généralement un faible pourcentage des concentrations déjà présentes dans l'air en raison des autres sources environnantes. Le contaminant dont l'incidence est la plus élevée est le SO_2 , avec une contribution annuelle moyenne de 22 % de la concentration ambiante. Tous les autres contaminants ont une contribution annuelle moyenne inférieure ou égale à 10 % des concentrations déjà présentes dans l'air ambiant.

En somme, les résultats de la modélisation montrent que les émissions de l'incinérateur, ajoutées aux concentrations déjà présentes dans le milieu environnant, ne causent aucun dépassement des seuils de référence de la qualité de l'air ambiant pour l'ensemble des contaminants considérés.

Les mesures effectuées dans l'air ambiant lors de la campagne d'échantillonnage mise en place de 2010 à 2012 par le MDDELCC permettront de valider et de nuancer les résultats de cette étude de modélisation de la dispersion atmosphérique. Ces mesures ont été prises en amont et en aval de l'incinérateur, selon la direction des vents dominants, pour évaluer les effets maximaux des émissions de l'incinérateur.

RÉFÉRENCES

- CONSULAIR (2010). *Caractérisation des émissions atmosphériques pour l'année 2010 des lignes d'incinération 1 à 4 de l'incinérateur de la ville de Québec*, 173 p. + annexes.
- CONSULAIR (2011). *Caractérisation des émissions atmosphériques pour l'année 2011 des lignes d'incinération 1 à 4 de l'incinérateur de la ville de Québec*, 174 p. + annexes.
- CONSULAIR (2012). *Caractérisation des émissions atmosphériques pour l'année 2012 des lignes d'incinération 1 à 4 de l'incinérateur de la ville de Québec*, 175 p. + annexes.
- CONSULAIR (2013). *Caractérisation des émissions atmosphériques de mars et avril 2013 des lignes d'incinération 1, 3 et 4 de l'incinérateur de la ville de Québec*, 105 p. + annexes.
- ECKLEY C.S., et autres. (2008). "Atmospheric mercury accumulation washoff processes on impervious urban surfaces", *Atmospheric Environment*, vol. 42, n° 32, octobre, p. 7429-7438.
- MDDELCC (2014). *Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 25 p. Également disponible en ligne : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/Normes-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf>.
- MDDEP (2005). *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 32 p. Également disponible en ligne : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/atmosphere/guide-mod-dispersion.pdf>.
- MDDEP (2008). *Guide d'estimation de la concentration de dioxyde d'azote (NO₂) dans l'air ambiant lors de l'application des modèles de dispersion atmosphérique*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 7 p. Également disponible en ligne : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/Guide-azote-Aout2008.pdf>.
- POISSANT L., J.-F. KOPRIVNJAK, et R. MATTHIEU (1997). "Some persistent organic pollutants and heavy metals in the atmosphere over a St. Lawrence River Valley site (Villeroy) in 1992", *Chemosphere*, vol. 34, n° 3, février, p. 567-585.
- U.S. EPA (2003). *AERMOD: Latest Features and Evaluation Results*, Research Triangle Park, Caroline du Nord, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions Monitoring and Analysis Division, 41 p.
- U.S. EPA (2004). *AERMOD: Description of Model Formulation*, Research Triangle Park, Caroline du Nord, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions Monitoring and Analysis Division, 91 p.
- U.S. EPA (2009). *AERMOD Implementation Guide*, Research Triangle Park, Caroline du Nord, AERMOD Implementation Workgroup, Office of Air Quality Planning and Standards, Air Quality Assessment Division, 17 p.
- WALSH P., et J.-F. BRIÈRE (2013). *Origine des concentrations élevées de nickel dans l'air ambiant à Limoilou*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 20 p.

ANNEXE I : RÉSULTATS DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE

Tableau 1 : Campagnes d'échantillonnage dans des conditions normales de fonctionnement de 2010 à 2012

	Printemps 2010			Automne 2010			Printemps 2011			Automne 2011			Printemps 2012			Automne 2012		
	Ligne 1	Ligne 3	Ligne 4	Ligne 1	Ligne 3	Ligne 4	Ligne 1	Ligne 2	Ligne 3	Ligne 2	Ligne 3	Ligne 4	Ligne 1	Ligne 3	Ligne 4	Ligne 1	Ligne 3	Ligne 4
NO _x (kg/h)	21	23	26	25	29	28	19	25	22	23	19	18	20	19	19	21	20	20
SO ₂ (kg/h)	1,2	2,8	1,8	1,5	1,1	1,2	1,2	1,6	2,2	3,5	1,3	3	1,5	0,9	2,9	3,4	2,2	3,4
CO (kg/h)	4,9	7,0	3,8	5,2	3,8	4,7	2,8	5,2	3,2	10	3,3	8,8	3,9	2,7	7,3	6,0	3,6	4,8
PM _{2,5} (kg/h)	0,15	0,11	0,10	0,61	0,73	0,65	0,71	0,62	0,70	0,72	0,64	0,70	0,80	0,80	0,74	2,60	1,10	1,10
As (g/h)	0,48	0,54	0,53	< 0,20	< 0,20	< 0,20	0,02	0,02	0,02	0,02	< 0,02	0,02	0,03	< 0,03	0,03	0,02	0,02	0,02
Cd (g/h)	0,03	0,26	0,29	0,09	0,10	< 0,10	0,02	0,05	0,04	0,02	0,01	0,01	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02	0,01
Cr (g/h)	1,00	1,00	0,65	2,40	3,30	2,80	1,40	1,40	0,51	0,10	0,11	0,29	0,50	1,40	2,20	0,05	0,07	0,07
Pb (g/h)	0,29	0,67	0,56	0,90	1,00	< 1,00	0,46	0,52	0,26	0,19	0,11	0,15	0,53	0,32	0,40	0,11	0,15	0,12
Hg (g/h)	0,10	0,19	0,23	0,11	0,14	0,09	0,16	0,08	0,17	0,08	0,08	0,05	0,34	0,20	0,14	0,10	0,14	0,07
HCl (g/s)	0,67	1,20	0,67	0,55	0,75	0,81	0,43	0,75	0,61	0,44	0,39	0,58	0,59	0,33	0,58	0,53	0,58	0,69
D/F (ug/h)	0,68	0,50	2,00	0,34	0,29	0,39	0,32	0,12	0,70	0,75	0,76	0,61	0,50	0,38	0,90	2,00	1,40	2,80
HAP (g/h)	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	0,19	0,42	< 0,20	< 0,20	0,05	0,05	0,07	0,09	0,04	0,07
BaP (g/h)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
BPC (g/h)	< 0,07	< 0,08	< 0,08	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	0,003	0,003	0,003	< 0,01	< 0,01	< 0,01
HCB (g/h)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,10	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01

Tableau 2 : Campagnes d'échantillonnage en période de démarrage de 2010 à 2012

	Printemps 2010 Ligne 2	Automne 2010 Ligne 2	Printemps 2011 Ligne 4	Automne 2011 Ligne 1	Printemps 2012 Ligne 2	Automne 2012 Ligne 2
NO _x (kg/h)	27	27	29	20	23	25
SO ₂ (kg/h)	4,6	5,4	3,0	2,1	5,3	4,9
CO (kg/h)	41,0	8,5	5,7	19,0	4,0	15,0
PM _{2,5} (kg/h)	0,17	0,94	0,60	0,83	1,00	1,90
As (g/h)	0,47	0,10	0,02	0,02	0,03	0,02
Cd (g/h)	0,02	0,09	0,02	0,01	0,02	0,05
Cr (g/h)	0,99	2,50	0,80	0,11	5,60	0,16
Pb (g/h)	0,23	0,90	0,31	0,30	0,36	0,17
Hg (g/h)	0,06	0,09	0,10	0,25	0,12	0,07
HCl (kg/s)	0,75	0,69	0,36	0,53	0,75	0,78
D/F (ug/h)	1,10	6,60	1,90	7,40	0,54	0,98
HAP (g/h)	3,30	1,20	0,61	0,20	0,10	0,12
BaP (g/h)	< 0,08	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
BPC (g/h)	< 0,08	< 0,07	0,09	< 0,08	< 0,01	< 0,01
HCB (g/h)	0,02*	0,03*	< 0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01

*Ces valeurs étaient erronées dans le rapport de caractérisation, alors elles ont été recalculées.

Tableau 3 : Campagne d'échantillonnage spéciale des métaux en 2013

	Printemps 2013 Ligne 1	Printemps 2013 Ligne 3	Printemps 2013 Ligne 4
Ba (g/h)	0,20	0,32	0,05
Co (g/h)	0,01	0,03	0,01
Mn (g/h)	0,19	0,58	0,15
Ni (g/h)	0,15	0,68	0,07
Zn (g/h)	1,10	6,20	0,40

ANNEXE II : TABLEAU DES CONCENTRATIONS MAXIMALES MODÉLISÉES

Contaminant (période)	Concentration maximale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) A	Seuil de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) B	Pourcentage du seuil de référence (A/B)	Concentration initiale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) C	Pourcentage de la concentration initiale (A/C)
NO ₂ (1 heure) ¹	68,83	414	17 %	120	57 %
NO ₂ (24 heures) ¹	19,48	207	9,4 %	85	23 %
NO ₂ (1 an) ¹	1,65	103	1,6 %	20	8,3 %
SO ₂ (4 minutes) ¹	26,06	1 050	2,5 %	170	15 %
SO ₂ (24 heures) ¹	4,54	288	1,6 %	20	23 %
SO ₂ (1 an) ¹	0,44	52	0,9 %	2	22 %
CO (1 heure) ¹	49,71	34 000	0,1 %	3 540	1,4 %
CO (8 heures) ¹	30,26	12 700	0,2 %	2 820	1,1 %
PM _{2,5} (24 heures) ¹	1,47	30	4,9 %	23	6,4 %
HCl (4 minutes) ¹	21,28	1 150	1,9 %	–	–
HCl (1 an) ¹	0,41	20	2,1 %	–	–
PCDD/F (1 an) ¹	$2,55 \times 10^{-10}$	$6,0 \times 10^{-8}$	0,4 %	$2,27 \times 10^{-8}$	1,1 %
As (1 an) ¹	$3,00 \times 10^{-5}$	$3,0 \times 10^{-3}$	1,0 %	$1,83 \times 10^{-3}$	1,6 %
Ba (1 an) ¹	$3,17 \times 10^{-5}$	0,05	0,1 %	$5,10 \times 10^{-3}$	0,6 %
Cd (1 an) ¹	$1,48 \times 10^{-5}$	$3,6 \times 10^{-3}$	0,4 %	$2,60 \times 10^{-4}$	5,7 %
Cr (1 an) ¹	$2,49 \times 10^{-4}$	$4,0 \times 10^{-3}$	6,2 %	$2,48 \times 10^{-3}$	10 %
Co (1 an) ¹	$2,67 \times 10^{-6}$	0,1	0,0 %	$9,40 \times 10^{-4}$	0,3 %
Mn (1 an) ¹	$5,12 \times 10^{-5}$	0,025	0,2 %	0,013	0,4 %
Hg (1 an) ¹	$2,65 \times 10^{-5}$	$5,0 \times 10^{-3}$	0,5 %	$2,00 \times 10^{-3}$	1,3 %
Ni (24 heures) ¹	$4,47 \times 10^{-4}$	0,014	3,2 %	0,54	0,1 %
Pb (1 an) ¹	$8,48 \times 10^{-5}$	0,1	0,1 %	$7,43 \times 10^{-3}$	1,1 %
Zn (24 heures) ¹	$3,88 \times 10^{-3}$	2,5	0,2 %	0,98	0,4 %
HAP (1 an) ²	$6,50 \times 10^{-5}$	–	–	–	–
BaP (1 an) ²	$1,76 \times 10^{-6}$	$9,0 \times 10^{-4}$	0,2 %	$3,60 \times 10^{-4}$	0,5 %
BPC (1 an) ²	$9,81 \times 10^{-6}$	$3,5 \times 10^{-4}$	2,8 %	$3,22 \times 10^{-4}$	3,0 %
HCb (1 an) ²	$3,14 \times 10^{-6}$	$1,0 \times 10^{-4}$	3,1 %	$3,00 \times 10^{-5}$	10 %

1. Concentration modélisée la plus élevée au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, à partir des émissions de l'incinérateur.
2. Concentration modélisée la plus élevée au point d'impact maximal situé à l'extérieur de la zone industrielle, à partir de la limite de détection.

ANNEXE III : COURBES D'ISOCONCENTRATION HORAIRES ET QUOTIDIENNES

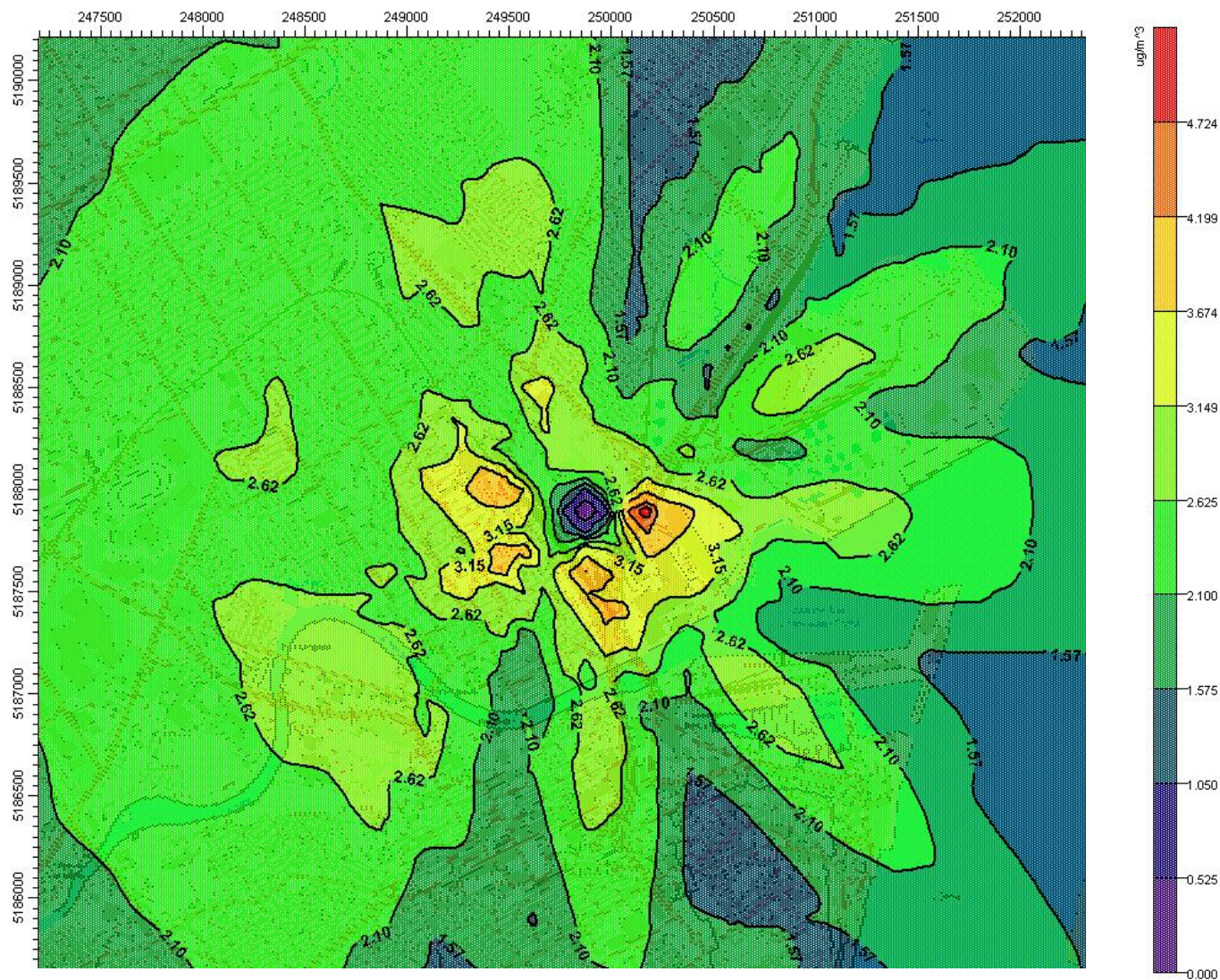


Figure 1 : Concentrations horaires maximales modélisées pour un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur

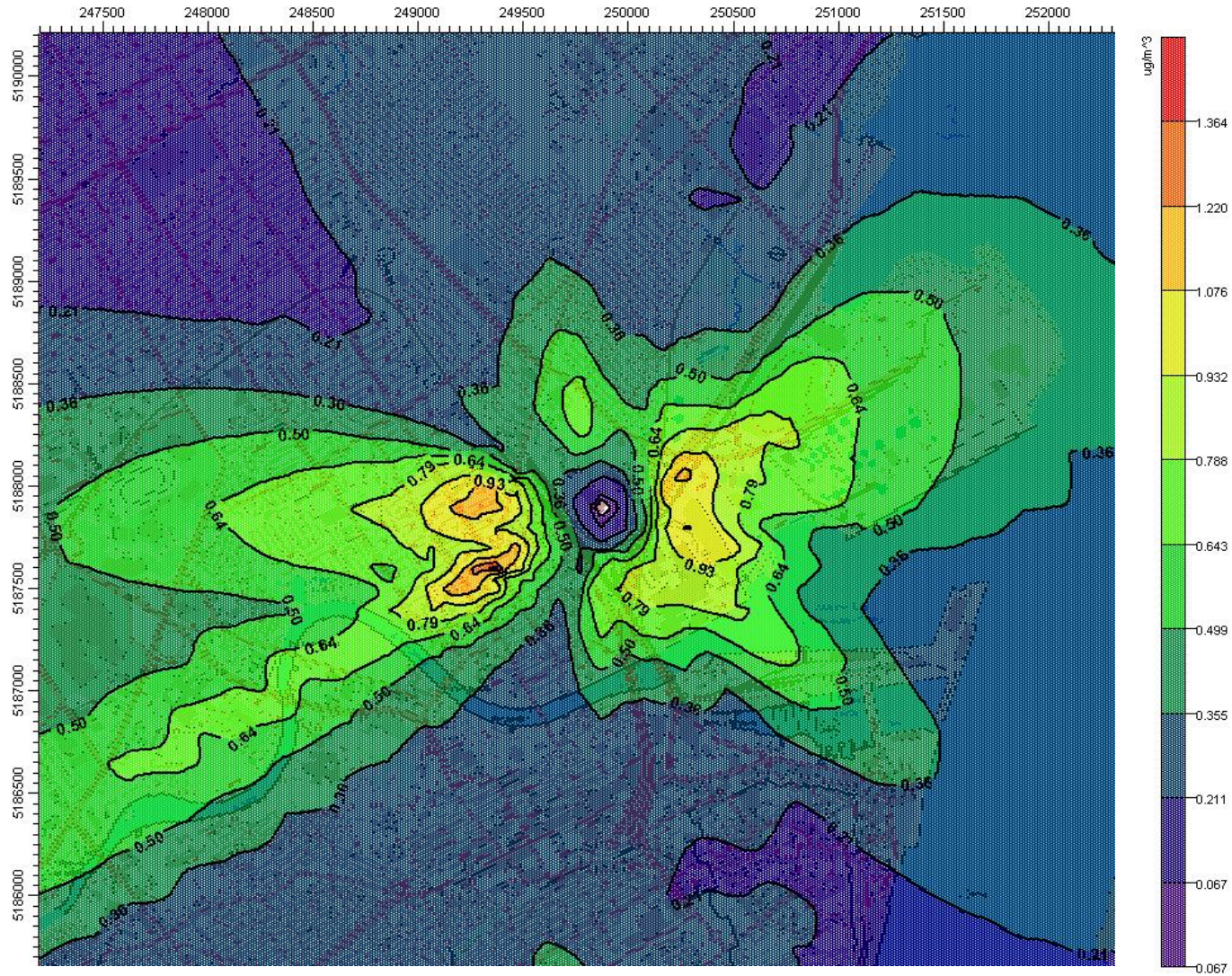


Figure 2 : Concentrations quotidiennes maximales modélisées pour un taux d'émission unitaire (1 g/s) de l'incinérateur

*Développement durable,
Environnement et Lutte
contre les changements
climatiques*

Québec 