364 P [X] NP [ ] DM142.2

L'état des lieux et la gestion des résidus ultimes

6212-03-124



L'incinérateur et la qualité de l'air dans l'arrondissement La Cité–Limoilou à Québec

2018

Direction générale du suivi de l'état de l'environnement
Direction des avis et des expertises

Québec

Coordination et rédaction
Cette publication a été réalisée sous la coordination de la Direction générale du suivi de l'état de l'environnement du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Renseignements
Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec le centre d'information du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)
Télécopieur : 418 656-5974
Courriel : info@mddelcc.gouv.qc.ca
Internet : www.mddelcc.gouv.qc.ca

Référence à citer :

WALSH, P., et J.-F. BRIÈRE, 2018. *L'incinérateur et la qualité de l'air dans l'arrondissement La Cité-Limoilou.* Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-82216-5 (PDF), 46 p. + 7 annexes.

Dépôt légal – 2018
Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2018
ISBN 978-2-550-82216-5 (PDF)
© Gouvernement du Québec, 2018

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Rédaction

Jean-François Brière
Pierre Walsh
Direction générale du suivi de l'état de l'environnement
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC)

Analyses statistiques

François D'Auteuil-Potvin

Échantillonnage – Techniciens

Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, MDDELCC

Analyses de laboratoire

Direction de l'analyse chimique, MDDELCC

Photos de la page couverture

MDDELCC

Mots clés **:** qualité de l'air, suivi, échantillonnage, incinérateur de Québec, arrondissement La Cité-Limoilou, station Beaujeu, station Vitré, station Québec–Vieux-Limoilou, particules, métaux, dioxyde d'azote, dioxyde de soufre, dioxines et furanes

RÉSUMÉ

Afin de déterminer si l'incinérateur d'ordures ménagères de la ville de Québec affecte la qualité de l'air dans l'arrondissement La Cité-Limoilou, le MDDELCC a réalisé deux études, soit une modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de l'incinérateur (Brière, 2015) et un programme d'échantillonnage de la qualité de l'air. La campagne d'échantillonnage s'est étalée d'avril 2010 à mars 2012. Elle a nécessité l'installation de deux stations d'échantillonnage temporaires, les stations Beaujeu et Vitré, ainsi que l'utilisation de la station Québec–Vieux-Limoilou (anciennement appelée la station Des Sables), une station permanente du réseau québécois. Les deux stations temporaires ont été positionnées dans les secteurs les plus exposés aux émissions de l'incinérateur selon l'étude de dispersion; la station Québec–Vieux-Limoilou étant située directement au sud de l'incinérateur, elle ne subit pas une influence très importante de ses émissions atmosphériques. La station Québec–Vieux-Limoilou comprend des appareils de mesure en continu des particules fines ($PM_{2,5}$), des oxydes d'azote (NO et NO_2), du dioxyde de soufre (SO_2) et de l'ozone (O_3). Pour ces contaminants, les données des années 2010 à 2014 ont été étudiées.

Le présent document présente les résultats de cette campagne d'échantillonnage. Il vise à répondre à trois objectifs principaux : 1) évaluer la qualité de l'air de ce secteur de la ville par une comparaison avec les normes et les critères de qualité de l'atmosphère, 2) évaluer la possibilité d'effets des émissions de l'incinérateur sur la qualité de l'air et 3) déterminer l'origine des contaminants et les facteurs qui influencent l'importance de leurs concentrations dans l'air à la station Québec–Vieux-Limoilou. Les résultats sont présentés par contaminant.

Particules en suspension totales (PST)

Deux cent quatre-vingt-quinze (295) échantillons de PST ont été prélevés. Les concentrations moyennes de PST aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré ont été respectivement de 56,6 $\mu g/m^3$, 45,5 $\mu g/m^3$ et 61,3 $\mu g/m^3$. La norme de PST (maximum sur 24 heures de 120 $\mu g/m^3$) a été dépassée à quelques reprises durant la période d'échantillonnage, soit respectivement 2,5 %, 2,9 % et 7,1 % du temps aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré. La concentration médiane à la station Beaujeu, théoriquement la plus exposée aux émissions de l'incinérateur, est significativement inférieure à celles des deux autres stations. Aucune influence des émissions de l'incinérateur sur les concentrations des PST ne peut donc être mise en évidence. Les PST comprennent l'ensemble des particules fines et des particules de plus grands diamètres. Les PST sédimentent généralement près de leurs sources d'émission et les concentrations urbaines de PST sont ainsi sujettes à des variations spatiales influencées par l'environnement immédiat des stations d'échantillonnage.

Éléments traces métalliques (ETM)

Dix-sept (17) ETM ont été analysés, soit l'arsenic, le baryum, le béryllium, le cadmium, le calcium, le cobalt, le chrome, le cuivre, l'indium, le manganèse, le nickel, le plomb, l'antimoine, le sélénium, l'étain, le vanadium et le zinc. Les normes de qualité de l'air sur les ETM ont été respectées à toutes les stations, à l'exception d'un dépassement de la norme du zinc et de plusieurs dépassements de la norme du nickel, dont le cas a été discuté dans Walsh et Brière (2013). Mis à part ces deux derniers éléments, les concentrations des ETM sont à des niveaux cohérents avec celles d'un milieu urbanisé. Aucune influence de l'incinérateur n'est notée pour l'ensemble des ETM. L'antimoine à la station Québec–Vieux-Limoilou est clairement associé au transport automobile. L'arsenic provient probablement surtout de la combustion. D'autres éléments, comme le calcium, l'aluminium, le manganèse et le fer sont plus

fortement associés aux PST et proviennent globalement de l'érosion de la croûte terrestre. Les ETM sont d'origines multiples et les différentes techniques de classement et d'association statistique ne peuvent séparer complètement et nettement tous les éléments.

Dioxines et furanes (PCDD/F)

Cent-trente (130) analyses de PCDD/F ont été réalisées. Les concentrations moyennes sont respectivement de 15,8 fg ET/m^3, 23,4 fg ET/m^3 et 26,6 fg ET/m^3 aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré. Les concentrations respectent la norme de 60 fg ET/m^3. Les concentrations aux trois stations ne sont pas significativement différentes. Une analyse des concentrations selon les directions de vent a démontré qu'il n'y avait pas de lien entre les émissions de l'incinérateur et les concentrations mesurées. Les émissions de l'incinérateur n'ont donc pas d'effet décelable sur les concentrations de PCDD/F dans l'air ambiant. Une analyse de corrélations a aussi montré que la variation des concentrations de PCDD/F présentait une plus forte similarité avec celles des $PM_{2,5}$ et du NO_2, soit des contaminants associés au transport et à la pollution urbaine. Les concentrations aux trois stations sont légèrement supérieures en hiver, mais ces différences ne sont pas statistiquement significatives. Les PCDD/F sont peu volatils et sont surtout associés aux particules fines. Leurs concentrations peuvent être prédites avec un bon degré de précision à partir de la concentration des $PM_{2,5}$. Ainsi, les concentrations sont assez homogènes, tout comme pour les $PM_{2,5}$. Les PCDD/F dans l'air de Québec ne semblent pas associés à une source d'émission particulière; ils seraient plutôt associés à la pollution urbaine générale.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Quarante-sept (47) analyses de HAP ont été réalisées. Plusieurs composés ont été quantifiés, dont le benzo(a)pyrène (BaP), le naphtalène, les méthylnaphtalènes et le pyrène pour lesquels une norme ou un critère de qualité de l'air ont été déterminés; ceux-ci sont largement respectés. Les concentrations moyennes de BaP aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré ont été respectivement de 0,21 ng/m^3, 0,21 ng/m^3 et 0,20 ng/m^3, comparativement à la norme de 0,9 ng/m^3. Les émissions de l'incinérateur ne semblent pas avoir d'effet sur les concentrations mesurées aux stations. Par ailleurs, la concentration des HAP montre une saisonnalité importante avec des concentrations plus élevées en hiver. Leur source d'émission principale serait le chauffage au bois et les combustibles fossiles. Les concentrations sont remarquablement homogènes entre les trois stations et indiquent que les HAP sont émis par une multitude de sources réparties dans l'ensemble de la ville.

Biphényles polychlorés (BPC)

Quarante-sept (47) analyses de BPC ont été réalisées. Les concentrations moyennes ont été respectivement de 264,4 pg/m^3, 395,2 pg/m^3 et 703,3 pg/m^3 aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré. Aucune norme ni aucun critère n'ont été déterminés par le MDDELCC pour les BPC. Toutefois, selon les références actuelles, les concentrations mesurées aux trois stations n'entraînent pas de risque important à la santé. La concentration moyenne à la station Vitré est significativement plus élevée qu'aux deux autres stations. L'incinérateur ne semble donc pas constituer une source importante d'émissions de BPC. Les concentrations mesurées sont de l'ordre des niveaux ruraux et urbains moyens. Étant donné leur volatilité, les concentrations des BPC dans l'air sont fortement dépendantes de la température. Les résultats montrent des concentrations plus élevées en été qu'en hiver. On observe aussi que les concentrations de BPC varient significativement entre les stations. Il a été rapporté dans la littérature scientifique que les variations spatiales des BPC sont plus accentuées que celles des dioxines et furanes.

Dioxyde de soufre (SO_2)

La concentration moyenne de SO_2 et le maximum enregistré sur 24 heures à la station Québec–Vieux-Limoilou ont atteint respectivement 0,73 ppb et 7,2 ppb, soit des concentrations peu élevées et très inférieures aux normes annuelles et quotidiennes qui sont respectivement de 52 µg/m^3 (20 ppb) et 288 µg/m^3 (110 ppb). L'incinérateur n'apparaît pas comme une source importante de SO_2. Les concentrations sont typiques d'une station urbaine sans source industrielle importante. Bien que le niveau de SO_2 ne soit pas élevé, une analyse de variance a démontré un effet significatif de la direction du vent. Le patron de répartition des concentrations moyennes selon les vents (roses de pollution) montre que la concentration moyenne de SO_2 est plus élevée à la station Québec–Vieux-Limoilou lorsque le vent provient de l'est. Ainsi, la concentration moyenne de SO_2 à la station Québec–Vieux-Limoilou est environ quatre fois plus élevée lorsque les vents sont est-sud-est (1,22 ppb) plutôt que nord-ouest (0,30 ppb). Les activités industrielles à l'est de la station ainsi que le transport maritime pourraient causer cet effet.

Monoxyde d'azote (NO) et dioxyde d'azote (NO_2)

Les concentrations de NO_2 à la station Québec–Vieux-Limoilou se comparent à celles d'autres stations urbaines. La concentration moyenne ainsi que le maximum quotidien atteignent respectivement 9,5 ppb et 53,5 ppb, soit des valeurs inférieures aux normes annuelles et quotidiennes de 103 µg/m^3 (55 ppb) et 207 µg/m^3 (110 ppb). Toutes les normes de qualité de l'air sont respectées largement. Une rose de pollution a été compilée pour le NO, soit le contaminant qui est à l'origine de la formation du NO_2 dans l'atmosphère. Les émissions de NO de l'incinérateur n'influencent pas la rose de pollution. L'incinérateur n'a donc pas d'effet décelable sur la concentration de NO_2 à la station Québec–Vieux-Limoilou. Le NO montre une rose de pollution nettement plus élevée en direction nord-est, soit dans l'axe de l'autoroute Dufferin-Montmorency. La concentration moyenne du NO est de 3,5 ppb par vent du nord-est contre seulement 0,5 ppb par vent du sud-ouest. De plus, on observe des concentrations moyennes moins élevées les week-ends et un pic de concentration en semaine, à l'heure de pointe du matin. L'autoroute Dufferin-Montmorency s'avère donc être une source dominante de NO et NO_2 mesurés à la station Québec–Vieux-Limoilou. Les concentrations de NO_2 à cette station sont typiques de celles d'une station urbaine influencée par le trafic automobile.

Particules fines ($PM_{2,5}$)

La concentration moyenne de $PM_{2,5}$ à la station Québec–Vieux-Limoilou a été de 10,6 µg/m^3. La norme québécoise de qualité de l'air (maximum sur 24 heures de 30 µg/m^3) a été dépassée à quelques reprises durant la période de 2010 à 2014. Les données ne démontrent pas que l'incinérateur pourrait être une source importante de $PM_{2,5}$. Les concentrations observées à la station Québec–Vieux-Limoilou sont similaires à celles d'autres stations du réseau québécois situées dans des milieux urbanisés comparables. Les concentrations de $PM_{2,5}$ sont réparties assez également selon les directions de vent, ce qui pourrait traduire le fait que les émissions de ce contaminant proviennent de nombreuses sources réparties assez uniformément sur l'ensemble du territoire. L'analyse de variance des concentrations de $PM_{2,5}$ classées par direction de vent indique que la direction des vents affecte significativement les concentrations, mais que ce facteur n'est responsable que de 3 % de la variance.

Ozone (O_3)

Les concentrations d'ozone à la station Québec–Vieux-Limoilou sont comparables à celles d'autres stations urbaines et présentent un portrait similaire à celui du NO_2, ce qui est tout à fait cohérent considérant le lien entre ces deux contaminants. La norme horaire de 160 µg/m^3 (82 ppb) a été respectée en tout temps, alors que la norme sur 8 heures de 125 µg/m^3 (64 ppb) n'a été dépassée qu'une seule fois pendant la

période retenue, soit de 2010 à 2014. La rose de pollution montre que les concentrations d'O_3 sont relativement uniformes selon les directions de vent, ce qui traduit bien la nature plutôt omniprésente de ce contaminant secondaire. Une analyse de variance réalisée sur les concentrations d'O_3 par direction de vent indique que ce facteur explique seulement 2 % de la variance, bien que cette influence soit significative.

Conclusion

Les résultats de la campagne d'échantillonnage montrent que la qualité de l'air dans l'arrondissement La Cité-Limoilou est représentative d'un milieu urbanisé et que, de façon générale, les normes et les critères de qualité de l'atmosphère sont respectés. Les concentrations annuelles moyennes des contaminants respectent les seuils de référence pour la totalité des contaminants à l'exception du nickel. On observe quelques dépassements des normes quotidiennes, notamment pour les PST, les $PM_{2,5}$ et, dans une plus grande mesure, le nickel.

Il n'a pas été possible de mettre en évidence une contribution de l'incinérateur pour aucun des contaminants. Les résultats vont donc dans le même sens que ceux obtenus par l'étude de modélisation qui a montré que les concentrations ajoutées par l'incinérateur étaient faibles et n'influençaient pas de façon notable la qualité de l'air ambiant du secteur. L'incinérateur ne constitue donc pas une source importante de détérioration de la qualité de l'air ambiant pour les contaminants analysés.

La qualité de l'air dans le secteur de la station Québec–Vieux-Limoilou est typique de celle d'un milieu urbain. Les principales sources de contamination responsables des concentrations de contaminants mesurées aux stations sont les sources urbaines habituelles, soit vraisemblablement le transport routier, les combustibles fossiles et le chauffage au bois, auxquelles s'ajoutent, pour certains contaminants, les activités industrielles et portuaires. Le transport à grande distance des contaminants peut aussi être responsable d'une partie des concentrations de contaminants aux trois stations, mais l'importance de cette contribution n'a pas été évaluée dans le présent rapport.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX X

LISTE DES FIGURES XII

1 INTRODUCTION 1

2 STATIONS ET MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE 1

3 PARTICULES EN SUSPENSION TOTALES 6

4 ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES 8

5 DIOXINES ET FURANES 13

6 HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES 17

7 BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS 20

8 MESURES EN CONTINU À LA STATION QUÉBEC–VIEUX-LIMOILOU 23

8.1 Dioxyde de soufre 24

8.2 Monoxyde d'azote et dioxyde d'azote 27

8.3 Particules fines 31

8.4 Ozone 33

9 ANALYSE STATISTIQUE DES DONNÉES DE LA STATION QUÉBEC–VIEUX-LIMOILOU 35

10 DISCUSSION ET CONCLUSION 40

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 44

ANNEXE 1 UNITÉS ET FACTEURS DE CONVERSION 48

ANNEXE 2 TRAITEMENT STATISTIQUE DES RÉSULTATS SOUS LES LIMITES DE DÉTECTION ET DE QUANTIFICATION 49

ANNEXE 3 PCDD/F – STATISTIQUES DESCRIPTIVES 50

ANNEXE 4 ANALYSE STATISTIQUE DES CONCENTRATIONS DE DIOXINES ET FURANES 53

ANNEXE 5 FACTEURS D'ÉQUIVALENCE DE TOXICITÉ (FET) DE CERTAINS HAP 57

ANNEXE 6 STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS DE HAP 58

ANNEXE 7 BPC – STATISTIQUES DESCRIPTIVES 64

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Méthodes d'échantillonnage et d'analyse 4

Tableau 2 Facteurs de conversion de ppb à µg/m^3 pour certains contaminants 5

Tableau 3 Concentrations de particules totales mesurées à chaque station pour l'ensemble de la campagne de mesure 6

Tableau 4 Statistiques descriptives des concentrations des éléments traces métalliques à la station Québec–Vieux-Limoilou et comparaison aux seuils de référence 8

Tableau 5 Statistiques descriptives des concentrations des éléments traces métalliques à la station Beaujeu et comparaison aux seuils de référence 10

Tableau 6 Statistiques descriptives des concentrations des éléments traces métalliques à la station Vitré et comparaison aux seuils de référence 11

Tableau 7 Concentrations quotidiennes maximales de certains éléments traces métalliques et comparaison avec les seuils de référence 12

Tableau 8 Concentrations de dioxines et furanes (fg ET/m^3) mesurées aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré 14

Tableau 9 Directions de vent retenues comme étant susceptibles et non susceptibles d'influencer les stations de mesure de la qualité de l'air ambiant 14

Tableau 10 Concentrations moyennes de dioxines et furanes totales réparties en deux périodes, soit de mai à octobre et de novembre à avril 16

Tableau 11 Concentrations de certains HAP mesurées à chaque station et proportion (%) de la norme atteinte 18

Tableau 12 Concentrations moyennes de HAP totaux exprimées en équivalent toxique de BaP aux trois stations 18

Tableau 13 Composés des HAP ayant les concentrations moyennes exprimées en équivalent toxique du BaP les plus élevées 19

Tableau 14 Les 15 composés dont les concentrations sont les plus élevées à chacune des trois stations 19

Tableau 15 Concentrations de biphényles polychlorés totaux (pg/m^3) mesurées aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré 21

Tableau 16 Concentrations horaires de dioxyde de soufre à chaque jour de la semaine à la station Québec–Vieux-Limoilou de 2010 à 2014 (en ppb) 24

Tableau 17 Concentrations horaires de dioxyde d'azote à la station Québec–Vieux-Limoilou de 2010 à 2014 (en ppb) 28

Tableau 18 Concentrations moyennes quotidiennes de particules fines à la station Québec–Vieux-Limoilou de 2010 à 2014 31

Tableau 19 Concentrations horaires d'ozone à la station Québec–Vieux-Limoilou de 2010 à 2014 (en ppb) 34

Tableau 20 Matrice des corrélations de Spearman – station Québec–Vieux-Limoilou (données de 2010 à 2014; n=205) 36

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage de l'air en fonction des résultats de la modélisation de la dispersion des émissions de l'incinérateur (Brière, 2015) 2

Figure 2 Rose des vents de la station météorologique de la baie de Beauport 3

Figure 3 Légende d'un diagramme en boîtes 6

Figure 4 Évolution des concentrations de particules en suspension totales 7

Figure 5 Histogramme des concentrations de particules en suspension totales 8

Figure 6 Histogramme des concentrations de dioxines et furanes 14

Figure 7 Concentrations moyennes de dioxines et furanes en fonction du nombre d'heures de vents en provenance de l'incinérateur aux stations Beaujeu et Vitré 15

Figure 8 Relation entre les particules fines et les concentrations moyennes de dioxines et furanes totaux des stations Québec–Vieux-Limoilou, Vitré et Beaujeu 17

Figure 9 Évolution des concentrations de BaP 20

Figure 10 Proportion des groupes de congénères de biphényles polychlorés totaux mesurés aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré 21

Figure 11 Évolution des concentrations de BPC totaux 22

Figure 12 Relation entre la température maximale de la journée et la concentration moyenne de BPC totaux aux trois stations 23

Figure 13 Variation des concentrations moyennes quotidiennes de dioxyde de soufre à la station Québec–Vieux-Limoilou, selon le mois de l'année durant la période de 2010 à 2014 25

Figure 14 Rose de pollution de la concentration moyenne de dioxyde de soufre (2010 à 2014) à la station Québec–Vieux-Limoilou (image tirée de Google Earth – © 2016 Google) 26

Figure 15 Concentrations moyennes du dioxyde de soufre aux stations du RSQAQ en 2014 27

Figure 16 Concentrations moyennes du dioxyde d'azote aux stations du RSQAQ en 2014 29

Figure 17 Rose de pollution de la concentration médiane de monoxyde d'azote (2010 à 2014) à la station Québec–Vieux-Limoilou (image tirée de Google Earth – © 2016 Google) 30

Figure 18 Variation horaire et journalière des concentrations de dioxyde d'azote à la station Québec–Vieux-Limoilou (2010 à 2014) 30

Figure 19 Concentrations moyennes de particules fines aux stations du RSQAQ en 2014 31

Figure 20 Variation des concentrations moyennes quotidiennes de particules fines à la station Québec–Vieux-Limoilou, selon le mois de l'année 32

Figure 21 Variation des concentrations horaires de particules fines à la station Québec–Vieux-Limoilou, selon l'heure du jour 32

Figure 22 Rose de pollution de la concentration moyenne de particules fines (2010 à 2014) à la station Québec–Vieux-Limoilou (image tirée de Google Earth – © 2016 Google) 33

Figure 23 Concentrations moyennes d'ozone aux stations du RSQAQ en 2014 34

Figure 24 Rose de pollution de la concentration moyenne d'ozone (2010 à 2014) à la station Québec–Vieux-Limoilou (image tirée de Google Earth – © 2016 Google) 35

Figure 25 Cercle de corrélation des métaux et des contaminants conventionnels à la station Québec–Vieux-Limoilou 39

Figure 26 Classement hiérarchique des métaux et des contaminants conventionnels à la station Québec–Vieux-Limoilou 40

1 INTRODUCTION

En 2010, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs entreprenait un projet visant à mieux comprendre l'impact de l'incinérateur de la ville de Québec sur la qualité de l'air ambiant des quartiers environnants. Ce projet comportait deux volets complémentaires, soit une modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de l'incinérateur et une campagne d'échantillonnage de la qualité de l'air ambiant. La modélisation a été réalisée dès le début du projet et utilisait des données d'émission récentes mesurées aux cheminées de l'incinérateur. La première version de cette étude a été publiée en 2011, et une deuxième version (Brière, 2015) est venue bonifier l'analyse initiale par l'ajout de certains contaminants. Cette étude concluait que l'incinérateur ne modifiait pas de façon notable la qualité de l'air ambiant des quartiers avoisinants.

En parallèle, les effets de l'incinérateur sur la qualité de l'air ont été évalués par des échantillonnages effectués dans les secteurs théoriquement les plus impactés par l'incinérateur. Un programme d'échantillonnage a ainsi été réalisé d'avril 2010 à mars 2012 avec l'implantation de deux stations temporaires situées de part et d'autre de l'incinérateur, dans l'axe des vents dominants. De plus, la station permanente Québec–Vieux-Limoilou, située au sud de l'incinérateur, a également été mise à contribution comme station témoin pour ce projet. Le choix des contaminants qui ont été mesurés a été fait principalement pour cibler les émissions des cheminées de l'incinérateur. Les données recueillies par la station permanente ont permis d'élargir l'analyse à d'autres contaminants qui ne sont pas particulièrement émis par l'incinérateur, de façon à dresser un portrait plus général de la qualité de l'air ambiant dans ce secteur.

Le présent rapport constitue donc une analyse des résultats obtenus dans le cadre de la campagne d'échantillonnage. Il vise à évaluer la qualité de l'air du quartier en comparant les données récoltées aux normes et aux critères de qualité de l'air du Québec, mais également à déterminer si les émissions de l'incinérateur exercent une influence mesurable et significative sur les concentrations des principaux contaminants dans l'air afin de confirmer ou d'infirmer la modélisation de la dispersion atmosphérique. Un dernier objectif de l'étude consiste à dresser un portrait de la pollution atmosphérique dans ce secteur, soit en déterminant les sources possibles et les liens entre les différents contaminants analysés.

Chaque section aborde ces trois objectifs pour les différents contaminants, soit pour les particules en suspension totales (section 3), les éléments traces métalliques (section 4), les dioxines et furanes (section 5), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (section 6), les biphényles polychlorés (section 7) et les contaminants mesurés en continu, c'est-à-dire le dioxyde de soufre (section 8.1), les oxydes d'azote (section 8.2), les particules fines (section 8.3) et l'ozone (section 8.4). À la section 9, on présente des analyses statistiques de corrélations et de composantes principales pour certains des contaminants mesurés à la station Québec–Vieux-Limoilou. On trouvera aussi en annexe des informations supplémentaires sur les données et les analyses statistiques.

2 STATIONS ET MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE

Deux stations d'échantillonnage ont été installées de part et d'autre de l'incinérateur, dans l'axe des vents dominants, soit les stations Beaujeu (03092) et Vitré (03093). Leur emplacement a été fixé le plus près des points d'impact maximaux des émissions de l'incinérateur selon l'étude de dispersion atmosphérique (Brière, 2015), en tenant compte des contraintes logistiques. Une station existante du Réseau de suivi de la qualité de l'air du Québec (RSQAQ), soit la station Québec–Vieux-Limoilou (03006 – anciennement

appelée la station Des Sables), a également été utilisée. Située au sud de l'incinérateur, elle est très peu influencée par les émissions de l'incinérateur puisque les vents du nord y sont peu fréquents.

L'échantillonnage a été réalisé sur une période de deux ans, du mois d'avril 2010 au mois de mars 2012. Les deux nouvelles stations ont été positionnées respectivement à l'ouest et à l'est de l'incinérateur, sur les toits du 727, 8e avenue (station Beaujeu) et du 1011, avenue Vitré (station Vitré). Pour sa part, la station Québec–Vieux-Limoilou est située sur le toit de l'édifice du 600, rue des Sables (figure 1). On a aussi rapporté, sur la figure 1, les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique (Brière, 2015) qui montrent l'influence relative des émissions de l'incinérateur sur les trois stations. La station Beaujeu serait la plus influencée par les émissions de l'incinérateur puisqu'elle est positionnée directement dans l'axe d'un vent dominant du secteur (est-nord-est). Selon l'étude de dispersion, l'influence de l'incinérateur à la station Beaujeu est deux fois plus importante qu'à la station Vitré et quatre fois plus importante qu'à la station Québec–Vieux-Limoilou.

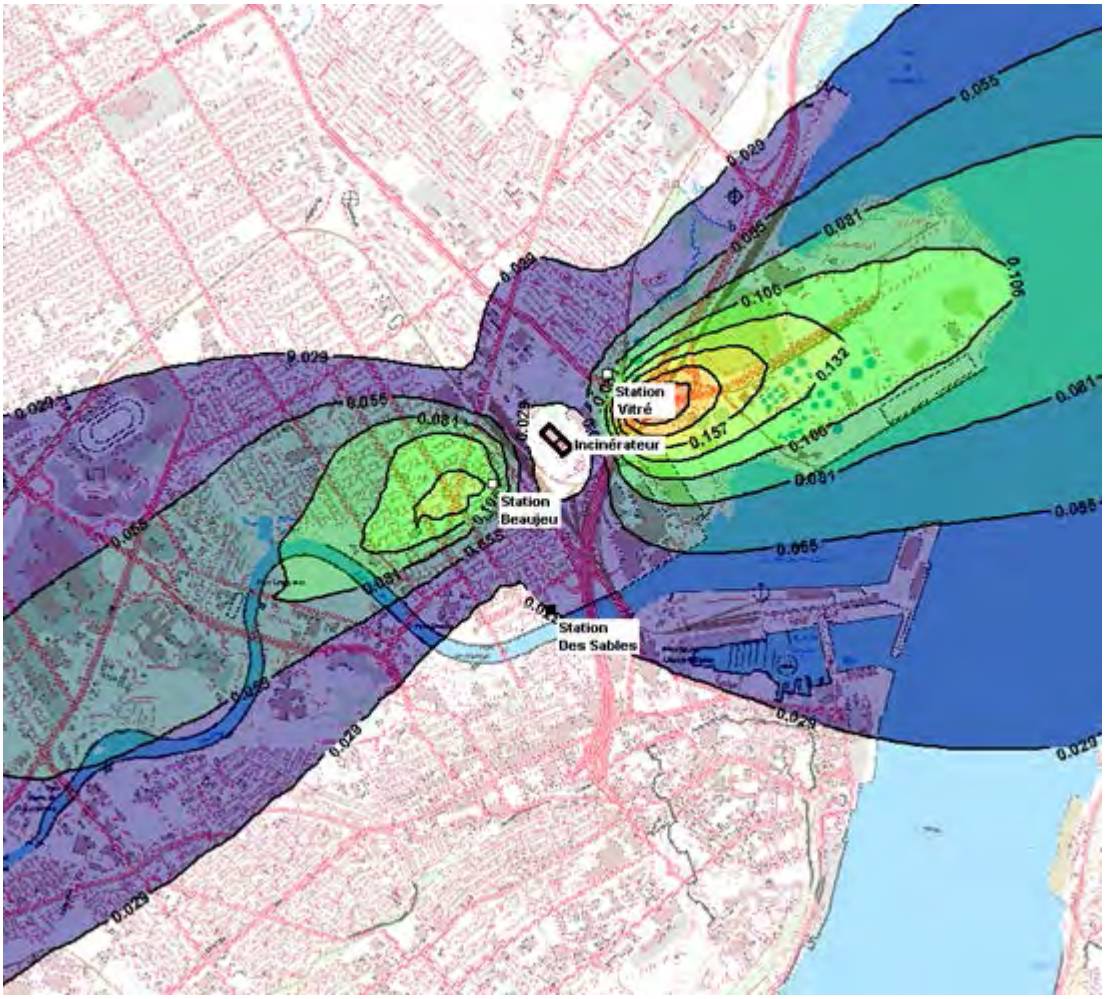


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage de l'air en fonction des résultats de la modélisation de la dispersion des émissions de l'incinérateur (Brière, 2015)

La figure 2 présente la rose des vents à la station météorologique d'Environnement Canada située dans la baie de Beauport (7010565). Cet outil permet de visualiser rapidement la fréquence de la provenance du vent par points cardinaux. On remarque donc 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 vents du nord sont très rares, avec une fréquence de seulement 2 %. La station de la baie de Beauport, localisée à environ 2 km à l'est-nord-est de l'incinérateur, est représentative du secteur à l'étude.

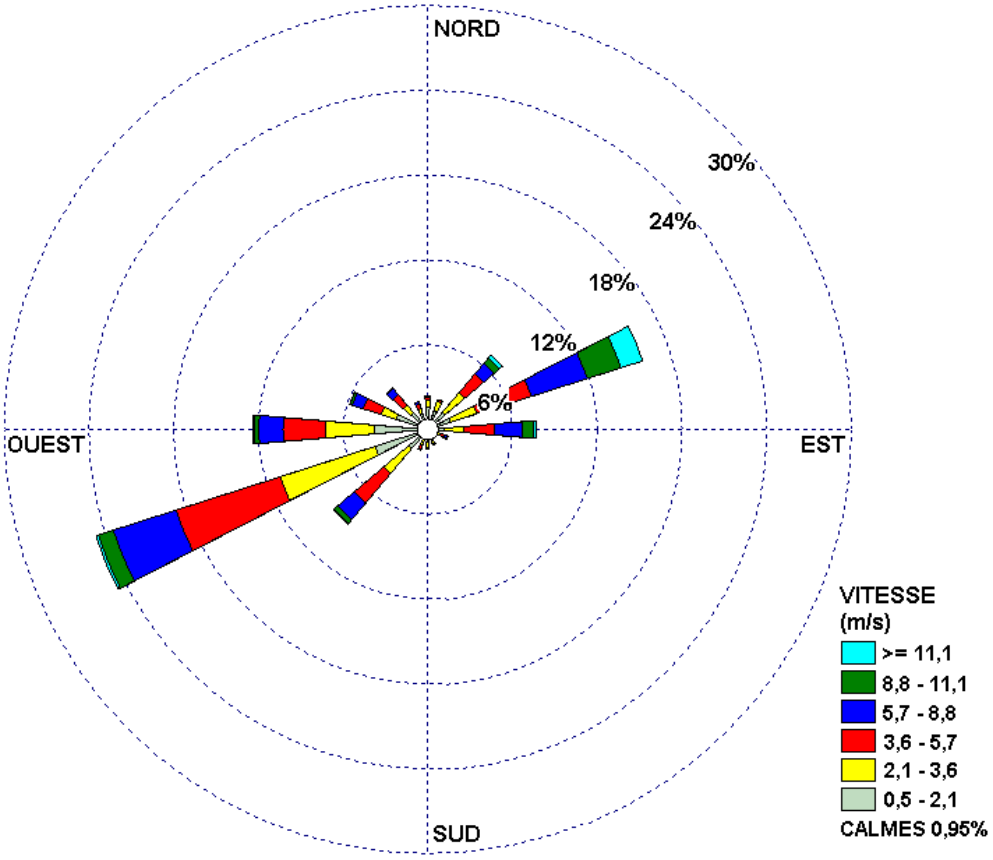


Figure 2 Rose des vents de la station météorologique de la baie de Beauport

Les contaminants échantillonnés et la fréquence d'échantillonnage sont présentés au tableau 1. Les particules en suspension totales (PST), les éléments traces métalliques (ETM) ainsi que les composés organiques semi-volatils (COSV), soit les dioxines et furanes (PCDD/F), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les biphényles polychlorés (BPC), ont été échantillonnés aux trois stations. Il est important de souligner que ces contaminants ont été sélectionnés dans le but d'évaluer l'impact du procédé d'incinération, c'est-à-dire les contaminants qui sont émis par les cheminées de l'incinérateur. Le projet ne visait donc pas à estimer l'impact global de l'incinérateur qui pourrait inclure d'autres sources d'émission comme le transport des ordures.

L'échantillonnage des PST est réalisé à l'aide d'un échantillonneur à grand débit (HiVol) sur une période de 24 heures (tableau 1). Ces appareils récoltent typiquement les particules dont le diamètre aérodynamique est de moins de 150 microns (µm). Les PST ont été échantillonnées aux trois stations tous les six jours et le calendrier a été synchronisé avec celui du RSQAQ. Les échantillonneurs séquentiels sont réglés pour fonctionner de 00 h 00 à 23 h 59 (heure normale de l'Est). Les PCDD/F, les HAP et les BPC sont

prélevés avec un échantillonneur à grand débit spécialisé muni, en plus du filtre qui capte la fraction solide, d'une mousse adsorbante permettant de capter la fraction gazeuse de ces composés. Aux stations Beaujeu et Vitré, deux échantillonneurs à grand débit ont été installés à chaque station afin de permettre l'échantillonnage simultané des PST et des COSV. Pour sa part, la station Québec–Vieux-Limoilou ne comportait qu'un seul échantillonneur à grand débit et l'échantillonnage et l'analyse des PST et des COSV ont donc été réalisés en alternance.

Tableau 1 Méthodes d'échantillonnage et d'analyse

	Méthodes d'échantillonnage et d'analyse	Fréquence
Station Québec–Vieux-Limoilou		
PST	Échantillonnage : échantillonneur à grand débit; *Designated Reference and Equivalent Methods* (EPA) Analyses en laboratoire : MA. 100 – Part. 1.0 (CEAEQ)	1 fois tous les 6 jours
ETM	Échantillonnage : échantillonneur à grand débit Analyse en laboratoire : MA. 200 Mét. 1.2 (CEAEQ)	1 fois tous les 6 jours
PCDD/F	Échantillonnage : *Tisch Environmental Polyurethane Foam Sampler Model TE-1000* (http://store.tischinternational.com/TE-1000) (EPA) Analyse en laboratoire : MA. 400 D.F 1.1 (CEAEQ)	8 fois par année
HAP	Échantillonnage : *Tisch Environmental Polyurethane Foam Sampler Model TE-1000* (http://store.tischinternational.com/TE-1000) (EPA) Analyse en laboratoire : MA. 400 – HAP 1.1 (CEAEQ)	8 fois par année
BPC	Échantillonnage : *Tisch Environmental Polyurethane Foam Sampler Model TE-1000* (http://store.tischinternational.com/TE-1000) Analyse en laboratoire : MA. 400 – BPC 1.0 (CEAEQ)	8 fois par année
SO_2	Échantillonnage et analyse : *SO_2 Analyser Model 43i* de Thermo Scientific, *EPA Reference Method*	En continu
NO_X	Échantillonnage et analyse : *NO-NO_2-NOx Analyser Model 42i* de Thermo Scientific, *EPA Reference Method*	En continu
$PM_{2,5}$	Échantillonnage et analyse : BAM 1020 de Met-One, EPA (FEM), EQPM-0308-170	En continu
O_3	*Photometric Ozone Analyser Model 400 E* de Teledyne Instruments, *EPA Reference Method*	En continu
Stations Beaujeu et Vitré		
PST	Mêmes que station Québec–Vieux-Limoilou	1 fois tous les 6 jours
ETM	Mêmes que station Québec–Vieux-Limoilou	1 fois tous les 6 jours
PCDD/F	Mêmes que station Québec–Vieux-Limoilou	1 fois tous les 12 jours
HAP	Mêmes que station Québec–Vieux-Limoilou	8 fois par année
BPC	Mêmes que station Québec–Vieux-Limoilou	8 fois par année

Les concentrations des ETM[1] dans l'air sont obtenues à partir des échantillons de PST. Après avoir pesé le filtre pour en déduire la concentration de PST, des pastilles sont prélevées sur celui-ci, extraites à l'acide et analysées par spectrométrie de masse (CEAEQ, 2014a). Les ETM ont été analysés sur tous les échantillons de PST, soit 81 à la station Québec–Vieux-Limoilou, 102 à la station Beaujeu et 112 à la station Vitré. Les ETM suivants ont été analysés : l'arsenic (As), le baryum (Ba), le béryllium (Be), le cadmium (Cd), le calcium (Ca), le cobalt (Co), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), l'indium (In), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le plomb (Pb), l'antimoine (Sb), le sélénium (Se), l'étain (Sn), le vanadium (V) et le zinc (Zn).

La station Québec–Vieux-Limoilou est munie d'équipements d'analyse en continu de quelques contaminants, dont les particules fines ($PM_{2,5}$), les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO_2) et l'ozone (O_3). Ces équipements n'ont pas été installés aux stations Beaujeu et Vitré. Les appareils de mesure en continu pour ces contaminants sont reconnus par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) pour la mesure de ces contaminants. Les résultats fournis par les équipements d'analyse en continu, à l'exception des $PM_{2,5}$, sont rapportés en partie par milliard (ppb). Pour faire la conversion entre les ppb et les µg/m^3 (microgramme par mètre cube), on utilise une équation qui fait intervenir la masse moléculaire du contaminant. L'annexe 1 fournit de plus amples renseignements sur les facteurs de conversion et sur les unités. Les facteurs de conversion des contaminants qui sont analysés dans le présent rapport, soit le NO_2, le SO_2 et l'O_3, sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 2 Facteurs de conversion de ppb à µg/m^3 pour certains contaminants

Contaminant	**Masse moléculaire (g/mol)**	**Facteur de conversion ppb à µg/m^3**
NO_2	46,01	1,880
SO_2	64,07	2,618
O_3	48,00	1,962

La moitié de la limite de détection a été attribuée aux résultats sous la limite de détection. Les résultats des échantillons détectés, mais non quantifiés, sont calculés tel qu'il est décrit à l'annexe 2. Lorsque la proportion d'échantillons au-dessus de la limite de détection est faible, il n'est pas possible d'estimer correctement une moyenne (Helsel, 2012). Conséquemment, quand la proportion d'échantillons non détectés était de plus de 80 %, les moyennes des échantillons n'ont pas été calculées et les résultats n'ont pas été comparés aux seuils de référence.

Les analyses statistiques ont été réalisées avec les logiciels Sigma Plot et SAS.

Les statistiques des contaminants analysés en continu sont parfois illustrées à l'aide de diagrammes en boîtes (*boxplot*). La légende d'un tel diagramme est présentée à la figure 3.

[1] On regroupe ici sous l'expression « éléments traces métalliques » l'ensemble des éléments mesurés même si certains sont plutôt des métalloïdes, comme l'arsenic et le sélénium, et si un autre, le calcium, n'est pas à proprement parler un élément trace puisqu'il est présent en plus grande concentration.

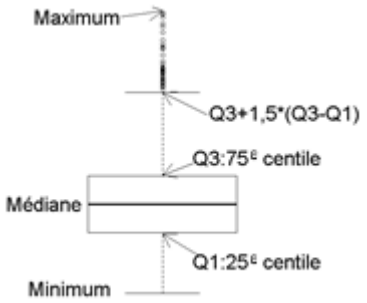


Figure 3 Légende d'un diagramme en boîtes

3 PARTICULES EN SUSPENSION TOTALES

Les statistiques descriptives des concentrations de particules en suspension totales (PST) sont présentées au tableau 3. Un nombre total de 295 échantillons a été prélevé durant la campagne de mesure (2010 à 2012), soit 81 à la station Québec–Vieux-Limoilou, 102 à la station Beaujeu et 112 à la station Vitré. La moyenne globale de l'ensemble des échantillons est de 54,5 µg/m^3 et les concentrations moyennes sont de 56,6 µg/m^3 à Québec–Vieux-Limoilou, 45,5 µg/m^3 à Beaujeu et 61,3 µg/m^3 à Vitré.

L'évolution des concentrations mesurées aux trois stations est présentée à la figure 4. Les concentrations apparaissent légèrement inférieures en hiver. Afin de vérifier cette possibilité de saisonnalité dans les résultats, ceux-ci ont été séparés en deux groupes, soit été (mai à octobre) et hiver (novembre à avril). Les concentrations moyennes aux trois stations se sont avérées être environ 15 % moins élevées en hiver. Il semble donc que, malgré les émissions atmosphériques en provenance du chauffage et de la combustion en hiver, les concentrations de PST demeurent supérieures en été. En effet, les PST proviennent en grande partie de l'érosion éolienne et de la remise en suspension des particules, phénomènes naturellement diminués par le gel au sol et le couvert de neige.

Tableau 3 Concentrations de particules totales mesurées à chaque station pour l'ensemble de la campagne de mesure

Stations	n	Moy. (µg/m^3)	Méd. (µg/m^3)	Min. (µg/m^3)	Centiles				Max. µg/m^3
					75	95	98	99	
Québec–Vieux-Limoilou	81	56,6	49	13	72	107	117	155	257
Beaujeu	102	45,5	40	6	54	108	127	151	213
Vitré	112	61,3	53	10	79	131	151	157	256
Total	295	54,5	53	6	66	109	151	161	257

La norme de qualité de l'air sur les PST est de 120 µg/m^3 sur une période de 24 heures. Celle-ci a été déterminée entre autres pour limiter les problèmes de nuisances et d'effets sur la visibilité (Pêches et Océans Canada, 1976). La norme de PST a été dépassée à quelques reprises durant la période d'échantillonnage, soit 2,5 %, 2,9 % et 7,1 % du temps aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré respectivement.

Les PST sont moins susceptibles de causer des effets à la santé parce qu'elles sont constituées d'une fraction importante de particules dites grossières (plus de 10 microns) qui pénètrent moins profondément

dans les voies respiratoires. Les effets des particules doivent être évalués en fonction des fractions fines de moins de 2,5 microns ($PM_{2,5}$) ou de 10 microns (PM_{10}) ainsi que de la composition chimique des particules. Les PST comprennent une forte proportion d'éléments issus de la croûte terrestre qui sont moins toxiques que les éléments et composés provenant de la combustion et des procédés industriels, lesquels sont associés en plus grande partie aux particules fines.

L'histogramme des concentrations de PST montre que les stations Vitré et Québec–Vieux-Limoilou ont une plus grande fréquence de concentrations élevées que la station Beaujeu (figure 5). De plus, selon le test statistique de rang de Mann Whitney, la concentration médiane de PST à la station Beaujeu (40 µg/m^3) est significativement inférieure aux concentrations des stations Québec–Vieux-Limoilou (49 µg/m^3; P = 0,004) et Vitré (53 µg/m^3; P < 0,001); les médianes des stations Québec–Vieux-Limoilou et Vitré sont toutefois statistiquement équivalentes (P = 0,312). Ce constat indique que l'incinérateur ne représente pas une source importante de PST, ce qui était déjà prévisible puisque les particules émises par l'incinérateur sont majoritairement de petits diamètres, les particules grossières étant plus facilement épurées.

Les PST étant formées de particules de plus grands diamètres, elles sédimentent plus rapidement. Les concentrations urbaines sont donc sujettes à des variations spatiales influencées par l'environnement immédiat des stations d'échantillonnage. Par exemple, les parcs urbains plus ouverts et comprenant des arbres ainsi que les secteurs moins affectés par la circulation automobile vont présenter des concentrations de PST moins élevées.

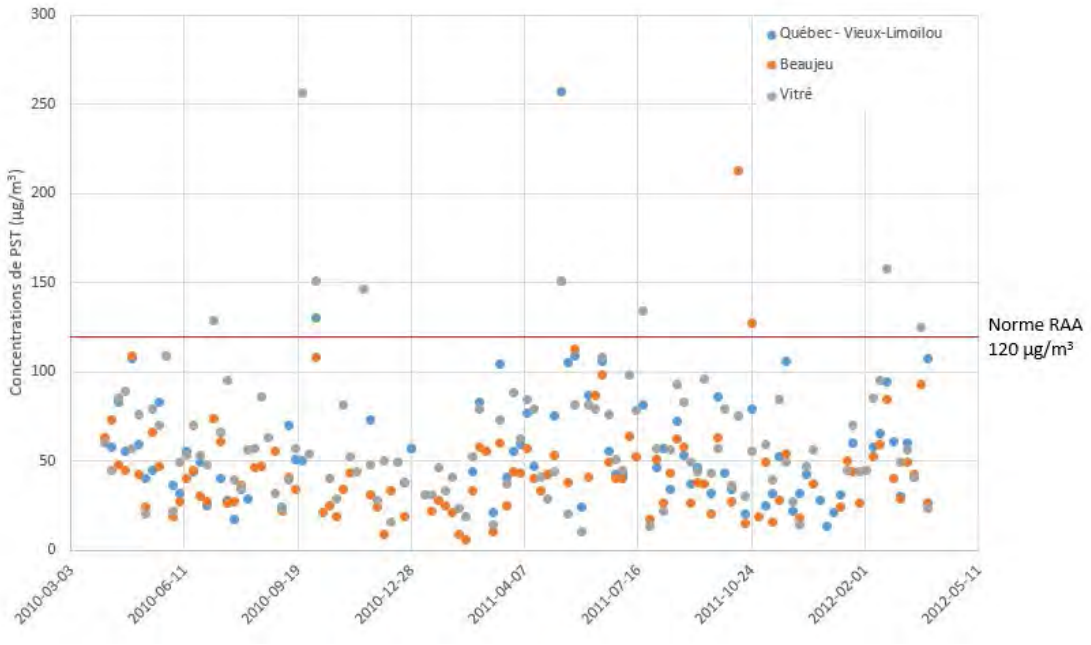


Figure 4 Évolution des concentrations de particules en suspension totales

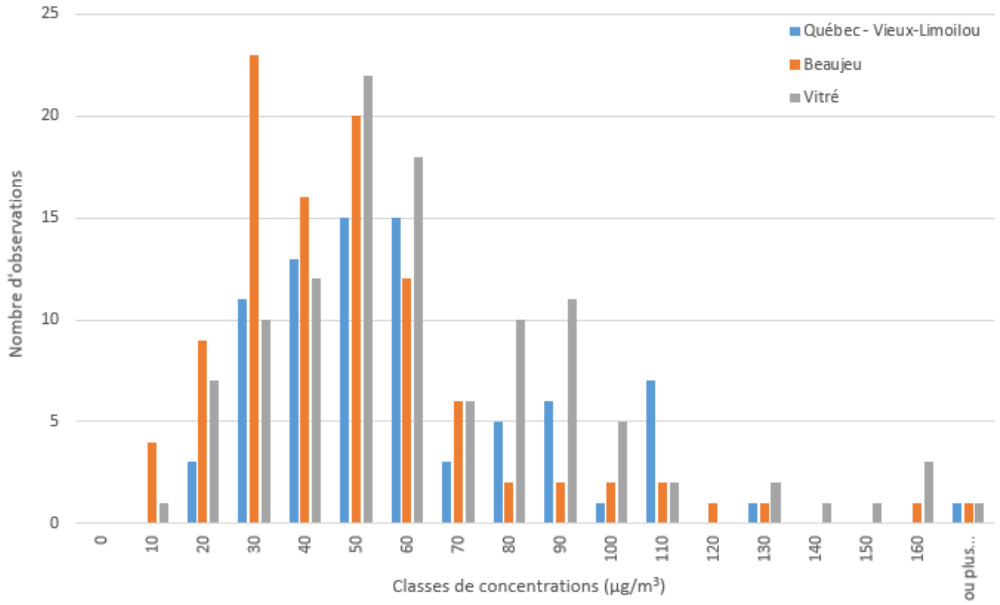


Figure 5 Histogramme des concentrations de particules en suspension totales

4 ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES

Les statistiques descriptives des concentrations des éléments traces métalliques (ETM) sont présentées au tableau 4, au tableau 5 et au tableau 6.

À noter que les concentrations moyennes du béryllium, du chrome, de l'étain et de l'indium n'ont pas été calculées étant donné la proportion trop élevée de résultats d'analyse sous les limites de détection.

Pour évaluer la qualité de l'air relativement aux ETM, les concentrations mesurées ont été comparées aux normes de qualité de l'air du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) et aux Critères québécois de qualité de l'air (MDDELCC, 2016). Les normes et les critères de qualité de l'air établis pour une période d'exposition d'un an sont respectés aux trois stations pour tous les ETM, à l'exception du nickel.

Tableau 4 Statistiques descriptives des concentrations des éléments traces métalliques à la station Québec–Vieux-Limoilou et comparaison aux seuils de référence

ETM	n	LD (µg/m³)	< LD[1]	Min. (µg/m³)	Moy. (µg/m³)	Max. (µg/m³)	Seuil annuel (µg/m³)	Moy./Seuil (%)
Antimoine	81	0,001	25	< LD	0,002	0,014	0,17	1 %
Arsenic	81	0,001	24	< LD	0,0025	0,016	0,003	83 %
Baryum	81	0,001	20	< LD	0,0198	0,273	0,05	40 %
Cadmium	81	0,0002	17	< LD	0,0014	0,0267	0,0036	39 %
Calcium	81	0,5	5	< LD	3,8	27,8	nd[2]	nd
Cobalt	81	0,0002	5	< LD	0,0095	0,4680	0,1	10 %
Cuivre	81	0,01	0	0,019	0,16	2,4	nd	nd

Manganèse	81	0,002	0	0,006	0,025	0,121	0,025[3]	nd
Nickel	81	0,003	7	< LD	0,0717	1,670	0,012[4]	598 %
Plomb	81	0,002	5	< LD	0,011	0,081	0,1	11 %
Sélénium	81	0,0005	53	< LD	0,0005	0,0027	nd	nd
Vanadium	81	0,007	49	< LD	0,009	0,040	1	1 %
Zinc	81	0,06	17	< LD	0,29	3,56	nd	nd
Éléments non fréquemment détectés (moins de 20 % des échantillons > LD)								
Béryllium	81	0,0002	80	< LD	nd	0,0002	0,0004	nd
Chrome	81	0,009	67	< LD	nd	0,104	0,004[4]	nd
Étain	81	0,003	71	< LD	nd	0,0190	nd	nd
Indium	81	0,001	79	< LD	nd	0,002	nd	nd

[1] nombre d'échantillons inférieur à la limite de détection (LD); [2] nd : non déterminé; [3] le critère s'applique à la fraction des métaux présents dans les PM_{10} seulement et non pas dans les particules en suspension totales; [4] cette norme a été en vigueur de juin 2011 à décembre 2013.

Tableau 5 Statistiques descriptives des concentrations des éléments traces métalliques à la station Beaujeu et comparaison aux seuils de référence

ETM	n	LD (µg/m³)	< LD[1]	Min. (µg/m³)	Moy. (µg/m³)	Max. (µg/m³)	Seuil annuel (µg/m³)	Moy./Seuil (%)
Antimoine	102	0,001	43	< LD	0,001	0,004	0,17	1 %
Arsenic	102	0,001	35	< LD	0,0025	0,022	0,003	83 %
Baryum	102	0,001	35	< LD	0,0148	0,177	0,05	40 %
Cadmium	102	0,0002	23	< LD	0,0006	0,0007	0,0036	19 %
Calcium	102	0,5	11	< LD	1,81	22,8	nd	nd
Cobalt	102	0,0002	15	< LD	0,0016	0,0293	0,1	2 %
Cuivre	102	0,01	0	0,01	0,09	0,87	nd	nd
Manganèse	102	0,002	0	0,004	0,019	0,094	0,025[3]	nd
Nickel	102	0,003	21	< LD	0,039	0,734	0,012[4]	325 %
Plomb	102	0,002	3	< LD	0,009	0,013	0,1	16 %
Sélénium	102	0,0005	80	< LD	0,0004	0,0016	nd	nd
Vanadium	102	0,007	73	< LD	0,006	0,024	1	1 %
Zinc	102	0,06	37	< LD	0,18	2,69	nd	nd
Éléments non fréquemment détectés (moins de 20 % des échantillons > LD)								
Béryllium	102	0,0002	100	< LD	nd	0,0002	0,0004	nd
Chrome	102	0,009	92	< LD	nd	0,089	0,004[4]	nd
Étain	102	0,003	100	< LD	nd	0,007	nd	nd
Indium	102	0,001	101	< LD	nd	0,001	nd	nd

[1] nombre d'échantillons inférieur à la limite de détection (LD); [2] nd : non déterminé; [3] la norme s'applique à la fraction des métaux présents dans les PM_{10} seulement et non pas dans les particules en suspension totales; [4] cette norme a été en vigueur de juin 2011 à décembre 2013.

Tableau 6 Statistiques descriptives des concentrations des éléments traces métalliques à la station Vitré et comparaison aux seuils de référence

ETM	n	LD (µg/m³)	< LD[1]	Min. (µg/m³)	Moy. (µg/m³)	Max. (µg/m³)	Seuil annuel (µg/m³)	Moy./Seuil (%)
Antimoine	112	0,001	36	< LD	0,002	0,007	0,17	1 %
Arsenic	112	0,001	41	< LD	0,0025	0,016	0,003	83 %
Baryum	112	0,001	36	< LD	0,02	0,22	0,05	40 %
Cadmium	112	0,0002	13	< LD	0,0007	0,0154	0,0036	19 %
Calcium	112	0,5	9	< LD	1,99	14,8	nd	nd
Cobalt	112	0,0002	8	< LD	0,002	0,034	0,1	2 %
Cuivre	112	0,01	0	0,027	0,03	1,83	nd	nd
Manganèse	112	0,002	0	0,006	0,026	0,094	0,025[3]	nd
Nickel	112	0,003	11	< LD	0,049	1,030	0,012[4]	408 %
Plomb	112	0,002	2	< LD	0,016	0,019	0,1	16 %
Sélénium	112	0,0005	81	< LD	0,0004	0,0026	nd	nd
Vanadium	112	0,007	82	< LD	0,006	0,013	1	1 %
Zinc	112	0,06	28	< LD	0,21	5,55	nd	nd
Éléments non fréquemment détectés (moins de 20 % des échantillons > LD)								
Béryllium	112	0,0002	110	< LD	nd	0,0005	0,0004	nd
Chrome	112	0,009	97	< LD	nd	0,080	0,004[4]	nd
Étain	112	0,003	92	< LD	nd	0,007	nd	nd
Indium	112	0,001	111	< LD	nd	0,003	nd	nd

[1] nombre d'échantillons inférieur à la limite de détection (LD); [2] nd : non déterminé; [3] le critère s'applique à la fraction des métaux présents dans les PM_{10} seulement et non pas dans les particules en suspension totales; [4] cette norme a été en vigueur de juin 2011 à décembre 2013.

La concentration moyenne de manganèse atteint et dépasse légèrement la valeur du critère de qualité de l'air aux stations Québec–Vieux-Limoilou et Vitré. Toutefois, ce critère a été déterminé pour la fraction du manganèse présent seulement dans les particules de diamètre de 10 microns et moins (PM_{10}) et non dans la somme totale des PST. La concentration de manganèse dans la fraction PM_{10} est forcément moins importante que dans les PST et on estime donc que le critère de qualité de l'air du manganèse est respecté.

Les concentrations moyennes d'arsenic ont atteint, à chacune des trois stations, 83 % de la norme établie à 0,003 µg/m³ (3 ng/m³). Ce constat n'est toutefois pas inattendu puisque la norme sur l'arsenic a été fixée au niveau des concentrations urbaines moyennes (Walsh et coll., 2004). Les concentrations dans les villes varient entre 3 et 200 ng/m³, les plus fortes concentrations étant observées près de sources d'émission industrielles comme les fonderies de métaux non ferreux (IARC, 2012). La présence d'arsenic dans l'air est surtout expliquée par la combustion et les procédés industriels (Guerreiro et coll., 2014). Fang et ses collaborateurs (2012) estiment que les principales sources d'arsenic dans l'air sont les fonderies de cuivre, le trafic automobile, la combustion du charbon, les activités industrielles, les usines pétrochimiques, l'incinération des déchets, le chauffage domestique, le trafic maritime, etc. Les concentrations d'arsenic rapportées pour plusieurs villes dans le monde varient de 0,41 ng/m³ dans le sud de la Californie à 272 ng/m³ en Serbie, près d'une fonderie de cuivre (Fang et coll., 2012). La valeur moyenne de 2,5 ng/m³ d'arsenic mesurée dans les PST est une concentration relativement peu élevée pour une agglomération urbaine, selon ce que rapporte la littérature scientifique.

Les autres ETM dont on peut comparer les résultats aux normes et critères annuels sont l'antimoine (1 % de la norme), le baryum (40 % de la norme), le cadmium (19 % à 39 % de la norme), le cobalt (2 % à 10 % du critère), le plomb (11 % à 17 % de la norme) et le vanadium (1 % de la norme).

Les normes du cuivre, du nickel et du zinc sont exprimées pour des périodes de 24 heures et la comparaison aux normes est présentée séparément au tableau 7. Le nickel montre des dépassements de la norme de qualité de l'air actuelle (maximum de 0,014 µg/m^3 sur 24 heures dans les PM_{10}), mais cette norme a été adoptée seulement en décembre 2013 et n'était donc pas en vigueur au moment de la campagne d'échantillonnage. Les concentrations sont supérieures à celles habituellement mesurées en milieu urbain. L'origine du nickel a été établie comme étant le transbordement du concentré de minerai dans le secteur du port de Québec (Walsh et Brière, 2013).

Tableau 7 Concentrations quotidiennes maximales de certains éléments traces métalliques et comparaison aux seuils de référence

ETM	Québec–Vieux-Limoilou (n=81)		Beaujeu (n=102)		Vitré (n=112)	
	Max. (µg/m^3)	%[1]	Max. (µg/m^3)	%	Max. (µg/m^3)	%
Cuivre	2,40 (0)[2]	96 %	0,87 (0)	35 %	1,83 (0)	73 %
Étain	0,019	–	0,007	–	0,007	–
Nickel[3, 4]	1,67 (46)	11 829 %	0,73 (39)	5 114 %	1,03 (64)	7 257 %
Sélénium	0,0027	–	0,0016	–	0,0026	–
Zinc	3,56 (1)	142 %	2,69 (1)	108 %	5,55 (1)	222 %

[1] % : proportion du maximum sur le seuil de référence; [2] entre parenthèses : nombre de dépassement du seuil de référence; [3] la norme s'applique à la fraction des métaux présents dans les PM_{10} seulement et non pas dans les particules en suspension totales; [4] cette norme n'est entrée en vigueur qu'en décembre 2013 et n'était donc pas applicable à ce moment.

Les concentrations moyennes de cuivre vont de 0,03 à 0,16 µg/m^3. Aucune concentration de cuivre n'a dépassé la norme de 2,5 µg/m^3 quoiqu'une valeur, à la station Québec–Vieux-Limoilou, ait atteint 2,4 µg/m^3. Les mesures de cuivre peuvent toutefois être influencées par une contamination provenant de l'appareil d'échantillonnage et peuvent être supérieures aux concentrations réelles (Adams et Farwell, 1986). Les concentrations moyennes de zinc varient de 0,18 à 0,29 µg/m^3 aux trois stations. Les concentrations de zinc dans les échantillons du 9 mai 2011 ont dépassé la norme de 2,5 µg/m^3 : les concentrations ont atteint 3,56 µg/m^3 à la station Québec–Vieux-Limoilou, 2,69 µg/m^3 à la station Beaujeu et 5,55 µg/m^3 à la station Vitré. Ce sont les seules valeurs qui ont dépassé la norme.

Les critères de l'étain et du sélénium, déterminés respectivement pour des périodes de 4 minutes et de 1 heure, n'ont probablement pas été dépassés. Bien qu'il ne soit pas possible de comparer directement les mesures sur des périodes de 24 heures aux seuils de référence sur 4 minutes et sur 1 heure, il apparaît très improbable, selon les concentrations quotidiennes mesurées, que les concentrations sur 1 heure pour le sélénium ou sur 4 minutes pour l'étain aient pu dépasser les critères[2]. Finalement, aucun critère n'a été déterminé pour le calcium, un élément peu toxique.

Une comparaison des concentrations des ETM entre les trois stations montre que la concentration moyenne à la station Beaujeu est égale ou inférieure aux deux autres stations. Pour conclure à une influence importante des émissions de l'incinérateur sur les concentrations de contaminants dans l'air, il

[2] En considérant que les distributions des concentrations de sélénium à chacune des stations ne soient constituées que d'une seule concentration horaire non nulle et d'un ensemble de 0, alors cette valeur n'aurait atteint que 3 % du critère. Dans le cas de l'étain, la concentration quotidienne maximale est 100 fois plus faible que le critère sur 4 minutes. Pour que le critère puisse être atteint, il faut que la concentration moyenne sur 24 heures soit supérieure à 0,005 µg/m^3, ce qui ne s'est produit que quelques rares fois (2 fois à Québec–Vieux-Limoilou, 1 fois à Beaujeu et 3 fois à Vitré). Pour la pire journée enregistrée, il aurait pu y avoir un maximum de trois dépassements, en supposant que les 357 autres valeurs sur 4 minutes étaient nulles, ce qui est donc fortement improbable.

faudrait que les concentrations mesurées soient plus élevées à la station Beaujeu qu'à la station Vitré et surtout qu'à la station Québec–Vieux-Limoilou. En effet, par sa localisation, la station Québec–Vieux-Limoilou est beaucoup moins exposée aux émissions de l'incinérateur et devrait donc enregistrer des concentrations moins élevées si l'incinérateur représentait une source majeure d'ETM. Or, c'est plutôt la situation inverse qui est observée : les concentrations moyennes sont en général plus élevées à la station Québec–Vieux-Limoilou. On peut donc conclure que les émissions de l'incinérateur ne représentent pas une source importante d'ETM.

5 DIOXINES ET FURANES

Les polychlorodibenzo-p-dioxines et polychlorodibenzofuranes[3] (PCDD/F) constituent une famille de plus de 200 congénères (75 dioxines et 135 furanes) dont les structures de base sont similaires, mais qui varient selon le nombre et la position des atomes de chlore. Plusieurs composés comprenant des atomes de chlore aux positions 2, 3, 7 et 8 de la molécule sont reconnus comme étant cancérigènes (ATSDR, 1998; IPCS, 2003; Environnement Canada, 1990). Les dioxines et furanes ont fait l'objet d'une attention particulière dans le cas des incinérateurs de matières résiduelles domestiques (McKay, 2002). Les dioxines et furanes sont formés en très faible quantité par la combustion des matières plastiques et des matières organiques comme le bois ainsi que par certains procédés industriels.

Les dioxines et furanes font l'objet d'une norme de qualité de l'air dans le RAA, soit une moyenne annuelle maximale de 60 fg ET/m^3. Les concentrations de l'ensemble des congénères de dioxines et furanes ayant des atomes de chlore aux positions 2, 3, 7 et 8 sont exprimées en équivalent toxique (ET) de 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-T_4CDD) à partir de facteurs d'équivalence de toxicité[4] (FET). La norme a été élaborée de manière à limiter l'exposition quotidienne totale par toutes les voies d'exposition à 1 picogramme d'équivalent toxique par kilogramme de poids corporel par jour (pg ET/kg-pc/jour) selon une recommandation de l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 1998).

Les dioxines et furanes ont été analysés sur un total de 130 échantillons, soit 56 à la station Beaujeu, 59 à la station Vitré et 15 à la station Québec–Vieux-Limoilou. L'histogramme des concentrations aux trois stations est présenté à la figure 6. Les statistiques descriptives globales et par station sont présentées au tableau 8. La moyenne globale des résultats aux trois stations est de 24,0 fg ET/m^3. La station Vitré présente la concentration moyenne la plus élevée à 26,6 fg ET/m^3, soit une concentration 14 % plus élevée que celle de la station Beaujeu (23,4 fg ET/m^3) et 68 % plus élevée que celle de la station Québec–Vieux-Limoilou (15,8 fg ET/m^3). Les concentrations moyennes aux trois stations respectent la norme du RAA fixée à 60 fg ET/m^3.

[3] Désignés également dans le texte comme « dioxines et furanes » ou DF.

[4] Les FET d'OTAN (1988) ont été utilisés dans le présent rapport puisque les certificats d'analyse ont été fournis avec ces facteurs. Les concentrations moyennes de DF calculées avec les FET du RAA sont environ 10 % plus élevées et respectent tout de même la norme.

Tableau 8 Concentrations de dioxines et furanes (fg ET/m^3) mesurées aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré

Stations	n	Moy.	Méd.	Min.	Max.	Écart-type
Québec–Vieux-Limoilou	15	15,8	13,7	2,0	30,2	8,6
Beaujeu	56	23,4	13,5	2,9	144,8	28,2
Vitré	59	26,6	16,2	1,9	192,6	34,1
Total	130	24,0	14,8	1,9	192,6	29,7

En comparaison, les concentrations moyennes dans des campagnes d'échantillonnage réalisées par le MDDELCC ont été de 7,9 fg ET/m^3 à Mercier en 2009 (Couture, 2011) et de 7,5 fg ET/m^3 à Sept-Îles en 2011 (Walsh et coll., 2015). À Montréal, des mesures réalisées dans le cadre du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) ont montré des concentrations de 20 fg ET/m^3 (n=11) en 2009 (CEC, 2014). Les concentrations moyennes observées à Québec apparaissent donc un peu plus élevées que dans les localités rurales du Québec et similaires à celles de Montréal.

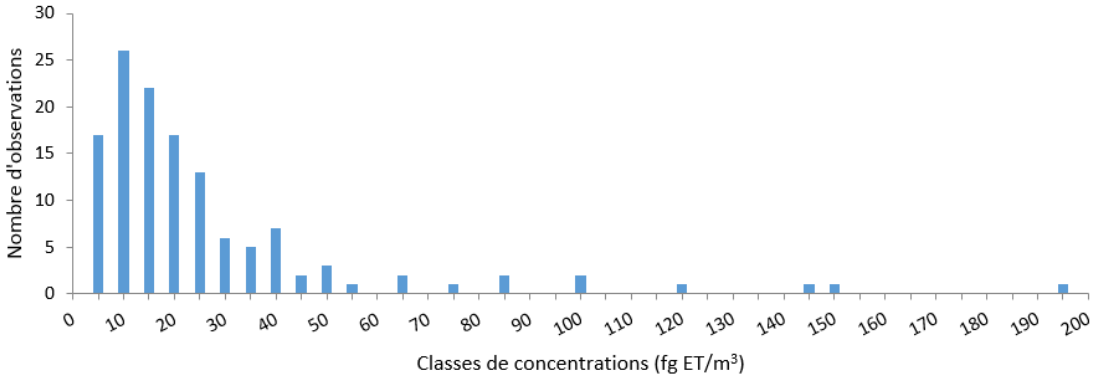


Figure 6 Histogramme des concentrations de dioxines et furanes

Afin de déterminer si l'incinérateur influence les concentrations de dioxines et furanes mesurés aux stations, les résultats ont été analysés en fonction de la direction des vents en compilant, pour chaque jour d'échantillonnage, le nombre d'heures en provenance de l'incinérateur selon la méthode décrite dans Walsh et Brière (2013). La possibilité d'une relation entre le nombre d'heures de vents provenant de l'incinérateur et la concentration mesurée à la station pour chaque jour d'échantillonnage a été évaluée à l'aide du coefficient de corrélation de Pearson (r). La station Québec–Vieux-Limoilou a dû être exclue de cette analyse étant donné le trop faible nombre d'échantillons. Comme pour les autres analyses, les données de vent de la station météorologique de la baie de Beauport ont été utilisées. Les directions de vent ont été regroupées par secteur d'influence (tableau 9).

Tableau 9 Directions de vent retenues comme étant susceptibles et non susceptibles d'influencer les stations de mesure de la qualité de l'air ambiant

Stations	Directions pouvant influencer les stations	Directions sans influence de l'incinérateur
Beaujeu	50° à 70°	80° à 40°
Vitré	200° à 220°	230° à 190°

La figure 7 présente les concentrations moyennes mesurées à Beaujeu et Vitré en fonction du nombre d'heures en provenance des secteurs d'influence de l'incinérateur. Les résultats ont été divisés en quatre classes de façon à obtenir des nombres relativement égaux d'observations dans chacune des classes. À la station Vitré, la concentration augmente avec le nombre d'heures de vents en provenance de l'incinérateur ($r = 0,421$; $P < 0,001$). Par contre, à la station Beaujeu, qui est théoriquement la plus exposée aux émissions de l'incinérateur, la situation est inversée et la concentration diminue lorsque la fréquence des vents en provenance de l'incinérateur augmente ($r = -0,306$; $P = 0,022$). Ces deux relations sont statistiquement significatives.

Cette observation peut être expliquée par la position des stations dans le contexte de la ville et de la direction dominante des vents. La station Vitré est située à l'est de l'incinérateur et les vents soufflant de l'incinérateur vers la station drainent aussi l'ensemble des émissions de la ville, soit toutes les émissions à l'ouest de la station. À Beaujeu, la situation est inversée et lorsque les vents soufflent en provenance de l'incinérateur, soit du nord-est, la station reçoit alors l'air provenant d'un secteur comprenant moins d'émissions potentielles, soit le fleuve Saint-Laurent et l'île d'Orléans. C'est donc la localisation des stations dans le contexte de la ville de Québec qui explique le mieux la variation des concentrations de dioxines et furanes. L'incinérateur n'est donc pas un facteur qui influence beaucoup les concentrations de dioxines et furanes dans l'air dans l'arrondissement de La Cité-Limoilou.

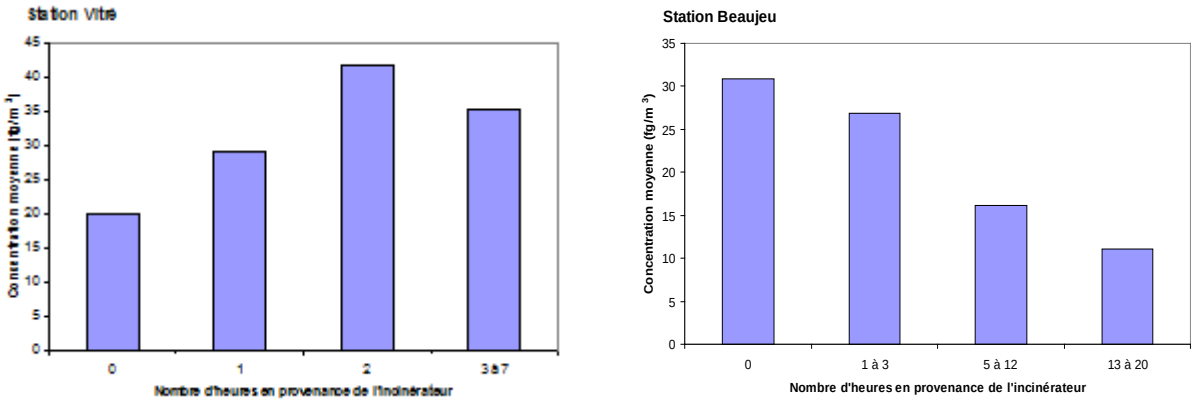


Figure 7 Concentrations moyennes de dioxines et furanes en fonction du nombre d'heures de vents en provenance de l'incinérateur aux stations Beaujeu et Vitré

Une comparaison par les tests de Friedman et des rangs signés de Wilcoxon a montré que les médianes des concentrations aux trois stations n'étaient pas significativement différentes. Les concentrations aux trois stations sont aussi significativement corrélées (test de Spearman). Tout indique donc que les concentrations de dioxines et furanes dans le secteur couvert par les trois stations sont relativement homogènes et ne sont pas influencées par une source d'émission particulière qui serait située à proximité de l'une ou l'autre des trois stations, ce qui corrobore l'analyse présentée précédemment sur les directions de vent.

Pour déterminer si les concentrations étaient influencées par les saisons, les résultats ont été séparés en deux groupes, soit mai à octobre et novembre à avril. Les concentrations de dioxines et furanes apparaissent dans l'ensemble plus élevées pendant la période froide de l'année. Toutefois, ces différences ne sont pas statistiquement significatives (tableau 10).

Tableau 10 Concentrations moyennes de dioxines et furanes totaux réparties en deux périodes, soit de mai à octobre et de novembre à avril

Stations	Périodes	n	Moy. (fg ET/m^3)	Méd. (fg ET/m^3)	Max. (fg ET/m^3)
Québec–Vieux-Limoilou	mai à octobre	8	14,0	10,8	29,3
Québec–Vieux-Limoilou	novembre à avril	7	18,3	19,3	30,2
Beaujeu	mai à octobre	31	18,6	11,8	118,8
Beaujeu	novembre à avril	25	29,3	18,2	144,8
Vitré	mai à octobre	31	17,2	11,9	60,1
Vitré	novembre à avril	28	36,9	17,0	192,6

Les dioxines et furanes sont peu volatils et sont trouvés dans l'air en plus grande proportion dans les particules fines étant donné qu'ils résultent généralement d'une combustion imparfaite. L'association entre ces deux paramètres indique probablement aussi que leurs sources d'émission pourraient être globalement les mêmes. Une courbe de régression a été tracée montrant la relation entre les concentrations de $PM_{2,5}$ à la station Québec–Vieux-Limoilou et les concentrations moyennes de dioxines et furanes aux trois stations (figure 8). Les paramètres de l'analyse sont présentés à l'annexe 4.

La présence de dioxines et furanes dans l'air de Québec ne semble pas associée à une source d'émission particulière. Elles apparaissent plutôt comme un contaminant associé à la pollution urbaine générale. Aux États-Unis, on estime que les dioxines et furanes sont émis surtout par des sources d'émission non contrôlées comme les feux et la combustion de type « open burning », les feux dans des lieux d'enfouissement, les feux de forêt et le brûlage à ciel ouvert de déchets et de débris végétaux (« backyard burning »). À elles seules, ces trois sources représenteraient 89 % de l'ensemble des émissions. À cause des normes mises en place dans les dernières décennies, les émissions de dioxines et furanes des incinérateurs d'ordures ménagères et des installations d'incinération avec récupération d'énergie (« waste-to-energy facilities ») ne représentaient en 2012 que 0,54 % des émissions des sources contrôlées et 0,09 % de l'ensemble des émissions (Dwyer et Themelis, 2015). Au Canada, les concentrations de dioxines et furanes font partie intégrante de la pollution urbaine et les variations entre les sites d'échantillonnage sont associées à la densité de la population et des activités anthropiques (CEC, 2014).

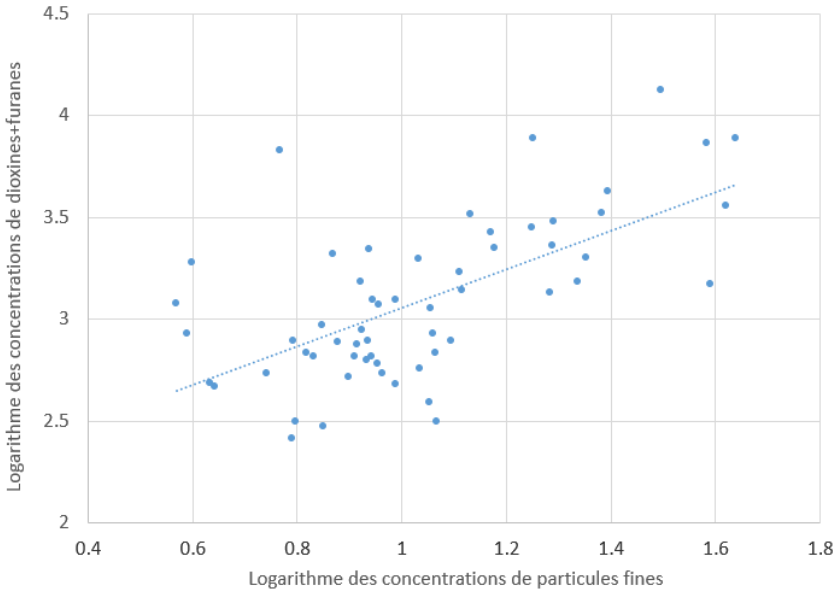


Figure 8 Relation entre les particules fines et les concentrations moyennes de dioxines et furanes totaux des stations Québec–Vieux-Limoilou, Vitré et Beaujeu

6 HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont une famille de composés produits par la combustion du bois et des combustibles fossiles. Ils sont formés de cycles benzéniques fusionnés. Quarante-huit (48) composés ont été analysés, comprenant des molécules de deux à six cycles de carbone, à partir du naphtalène qui comprend deux cycles jusqu'à l'anthanthrène, par exemple, qui en comprend six. Certains HAP méthylés ont également été analysés comme le 2-méthylnaphtalène.

Le Québec a adopté des normes de qualité de l'air pour le benzo(a)pyrène (maximum annuel de 0,9 ng/m^3) et pour le naphtalène (maximum annuel de 3,0 µg/m^3 et maximum sur 4 minutes de 200 µg/m^3). Des critères de qualité de l'air (MDDELCC, 2016) ont aussi été déterminés pour le pyrène (maximum annuel de 13 µg/m^3) et pour les méthylnaphtalènes (maximum horaire de 30 µg/m^3). Le tableau 11 présente les résultats de mesure de quelques HAP pour lesquels il y a une norme ou un critère de qualité de l'atmosphère. Les concentrations moyennes mesurées respectent les normes et les critères par une large marge. Plus particulièrement, les concentrations de naphtalène, de méthylnaphtalènes et de pyrène sont inférieures à 5 % des normes et des critères, alors que les concentrations de benzo(a)pyrène représentent moins de 25 % de la norme.

Tableau 11 Concentrations de certains HAP mesurées à chaque station et proportion (%) de la norme atteinte

Stations	n	Benzo(a)pyrène[1]		Naphtalène[3]		Méthylnaphtalènes[4]		Pyrène[5]	
		Moy. (ng/m³)	%[2]	Moy. (ng/m³)	%	Moy. (ng/m³)	%	Moy. (ng/m³)	%
Québec–Vieux-Limoilou	15	0,21	23 %	1,74	0,06 %	4,362	0,015 %	2,15	0,017 %
Beaujeu	16	0,21	24 %	1,91	0,06 %	3,39	0,011 %	2,35	0,018 %
Vitré	16	0,20	22 %	3,10	0,1 %	6,91	0,023 %	2,46	0,019 %

[1] Norme : moyenne annuelle maximale de 0,9 ng/m³; [2] proportion (%) de la norme; [3] Norme : moyenne annuelle de 3 µg/m³ ou 3 000 ng/m³; [4] Les méthylnaphtalènes comprennent ici tous les isomères de méthylnaphtalènes, de diméthylnaphtalènes et de triméthylnaphtalènes; la norme est un maximum horaire de 30 µg/m³ et les données correspondent à des moyennes annuelles; [5] La norme est un maximum annuel de 13 µg/m³ ou 13 000 ng/m³.

Plusieurs HAP sont cancérigènes, dont le benzo(a)pyrène. Celui-ci est utilisé par le MDDELCC comme étalon auquel la cancérogénicité d'autres HAP peut être comparée. Des facteurs d'équivalence de toxicité sont également utilisés par le MDDELCC pour exprimer le potentiel cancérigène d'un mélange de différents HAP par rapport au BaP (annexe 5); des facteurs ont été déterminés pour 32 des 48 composés analysés. Le tableau 12 présente les concentrations moyennes aux trois stations exprimées en équivalent toxique de BaP. Celles-ci sont pratiquement identiques, soit 1,44 ng/m³ aux stations Québec–Vieux-Limoilou et Beaujeu et 1,49 ng/m³ à la station Vitré. La concentration de l'ensemble des HAP exprimée en équivalent toxique de BaP dépasse légèrement la norme du BaP, mais correspond à un risque voisin de celui sur lequel la norme du BaP a été établie, soit un risque quasi nul ou négligeable.

Tableau 12 Concentrations moyennes de HAP totaux exprimées en équivalent toxique de BaP aux trois stations

Stations	n	Moy. (ng/m³)	Min. (ng/m³)	Max. (ng/m³)	Écart-type (ng/m³)
Québec–Vieux-Limoilou	15	1,44	0,09	2,52	0,76
Beaujeu	16	1,44	0,18	4,68	1,17
Vitré	16	1,49	0,09	3,44	0,83

L'annexe 6 présente les statistiques descriptives des concentrations des 48 HAP analysés et des concentrations en équivalent toxique de BaP lorsqu'un facteur d'équivalence a été déterminé. Les 10 principaux contributeurs au potentiel cancérigène des HAP, selon les facteurs d'équivalence retenus par le MDDELCC, sont les mêmes pour les trois stations (tableau 13). Ce sont les composés pour lesquels on a attribué les FET les plus élevés. Ceux-ci représentent 95 % de la concentration en équivalent toxique de BaP, mais seulement 5 % de la masse totale des 48 composés analysés.

Les 15 composés les plus abondants sont les mêmes aux trois stations (tableau 14). Le HAP le plus abondant est le phénanthrène, suivi du fluoranthène et du fluorène. L'ordre des 12 autres varie ensuite selon la station.

Dans l'ensemble, les concentrations moyennes des différents HAP ne sont pas différentes entre les stations (annexe 6) et les composés sont corrélés entre eux à l'intérieur d'une station ou entre les trois stations. Les concentrations de HAP n'apparaissent donc pas influencées par des sources d'émission

particulières. Les émissions de l'incinérateur ne semblent pas avoir d'effet sur les concentrations aux stations, ce qui n'est pas surprenant puisque ces contaminants ne sont pas ou peu détectés aux cheminées de l'incinérateur.

Tableau 13 Composés des HAP ayant les concentrations moyennes exprimées en équivalent toxique du BaP les plus élevées

Composés	FET	Concentrations moyennes (pg ET/m³)				
		Québec–Vieux-Limoilou	Beaujeu	Vitré	Proportion (ET)	Proportion (masse)
Dibenzo(a,l)pyrène	10	488,8	412,8	473,8	32 %	0,2 %
7,12-Diméthylbenzo(a)anthracène	10	245,9	325,5	310,1	20 %	0,1 %
Benzo(a)pyrène	1	206,8	212,6	197,2	14 %	0,8 %
Dibenzo(a,h)anthracène	5	174,4	166,6	178,6	12 %	0,1 %
Dibenzo(a,i)pyrène	10	106,1	109,4	103,3	7 %	0,0 %
Benzo(b)fluoranthène	0,1	53,7	49,6	57,1	4 %	1,6 %
Dibenzo(a,e)pyrène	1	32,6	33,3	28,2	2 %	0,1 %
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0,1	22,0	22,5	24,3	2 %	0,9 %
Benzo(j)fluoranthène	0,1	21,9	19,9	22,2	1 %	0,8 %
Benzo(k)fluoranthène	0,1	21,1	19,1	22,5	1 %	0,8 %
Total (10 ET les plus élevés)					95 %	5 %
Total (32 composés)		1 436,2	1 439,1	1 485,7	100 %	100 %

Tableau 14 Les 15 composés dont les concentrations sont les plus élevées à chacune des trois stations

Composés	Québec–Vieux-Limoilou			Beaujeu			Vitré		
	Rang	Moy. (pg/m³)	%	Rang	Moy. (pg/m³)	%	Rang	Moy. (pg/m³)	%
Phénanthrène	1	9 873,3	31,8 %	1	14 112,5	40,5 %	1	10 506,3	28,3 %
Fluoranthène	2	2 960	9,5 %	2	3 580	10,3 %	2	3 525,0	9,5 %
Fluorène	3	2 351,3	7,6 %	3	2 698,8	7,8 %	3	3 144,4	8,4 %
Pyrène	4	2 146,7	6,9 %	4	2 347,5	6,7 %	6	2 462,5	6,6 %
Naphtalène	5	1 740	5,6 %	5	1 913,8	5,4 %	4	3 095,3	8,3 %
2-Méthylnaphtalène	6	1 682,7	5,4 %	7	1 289,4	3,7 %	5	3 003,8	8,1 %
Acénaphtylène	7	1 581,5	5,1 %	8	1 239,6	3,6 %	8	1 554,4	4,2 %
Acénaphtène	8	1 380,7	4,4 %	9	1 190	3,4 %	10	1 226,9	3,3 %
1-Méthylnaphtalène	9	1 221,2	3,9 %	10	937,5	2,7 %	7	1 913,8	5,2 %
1,3-Diméthylnaphtalène	10	787,5	2,5 %	12	588,9	1,7 %	9	1 227	3,3 %
2,3,5-Triméthylnaphtalène	11	670,7	2,2 %	11	605,8	1,7 %	11	765,6	2,1 %
Benzo(b)fluoranthène	12	536,9	1,7 %	13	496,2	1,4 %	12	570,6	1,5 %
Chrysène	13	520,5	1,7 %	14	472,6	1,4 %	14	524,1	1,4 %
Anthracène	14	506	1,6 %	6	1 387,5	4,0 %	13	560,0	1,5 %
Benzo(e)pyrène	15	377,1	1,2 %	15	353,6	1,0 %	15	404,6	1,1 %

L'évolution des concentrations de BaP est présentée à la figure 9. Les concentrations apparaissent plus faibles en été. La combustion du bois et des combustibles fossiles représente la principale source d'émission de HAP dans l'air ambiant. Le chauffage est donc vraisemblablement responsable en grande partie des variations saisonnières de HAP dans l'air ambiant.

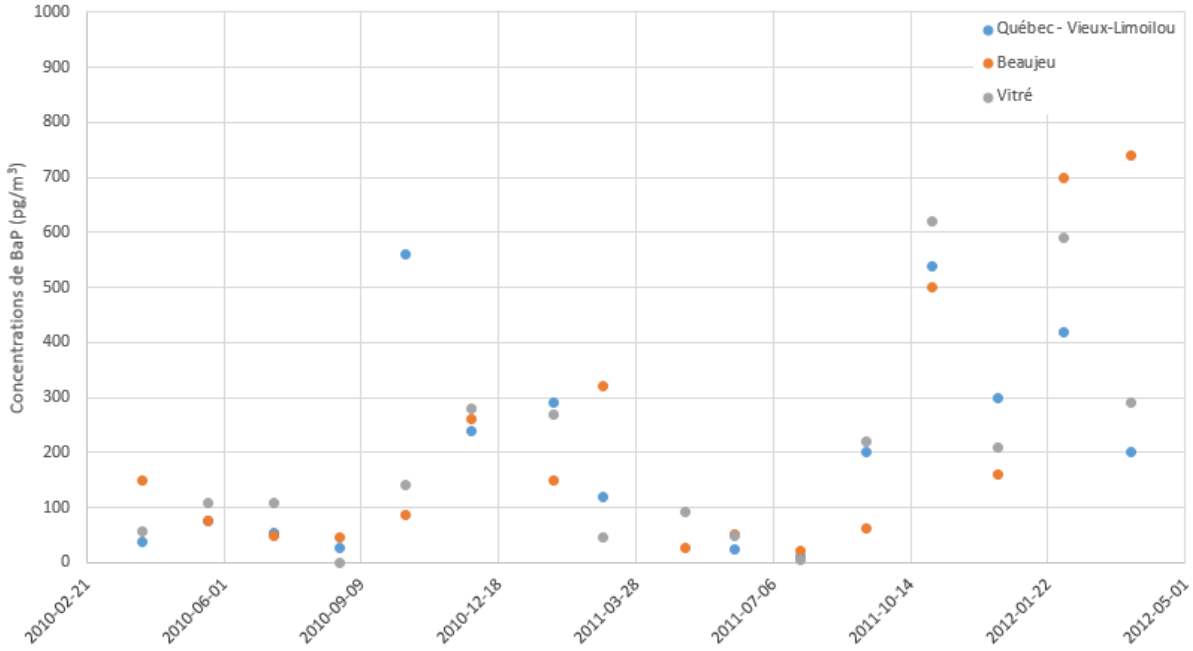


Figure 9 Évolution des concentrations de BaP

7 BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS

Les biphényles polychlorés (BPC) constituent une famille de 209 substances réparties en 10 groupes de congénères comprenant des molécules ayant de 1 à 10 atomes de chlore. Parmi l'ensemble des molécules de BPC, 12 ont une structure particulière qui leur confère une toxicité analogue à celle des dioxines et furanes et qui peut être exprimée en équivalent toxique de la 2,3,7,8-T_4CDD. Ceux-ci ne forment toutefois qu'une faible proportion des BPC.

Les BPC étaient utilisés comme liquide de refroidissement dans les huiles hydrauliques et dans les équipements électriques. À cause de leur nocivité et de leur persistance dans l'environnement, ils ne sont plus produits et utilisés commercialement et les matériaux contaminés qui en contiennent font l'objet de contrôles rigoureux. En raison de la stabilité chimique des BPC, de leurs usages et des contaminations passées, les BPC sont omniprésents dans l'air ambiant, dans des concentrations allant d'environ 20 pg/m^3 dans les régions éloignées jusqu'à 1 000 pg/m^3 dans les régions rurales et 5 000 pg/m^3 dans les villes (ATSDR, 2000).

Seize (16) échantillons ont été prélevés à chaque station et analysés; un échantillon de la station Québec–Vieux-Limoilou a toutefois dû être rejeté, de sorte qu'un total de 47 résultats sont disponibles pour la période d'échantillonnage. Les BPC ont été analysés par groupe de congénères de 3 à 10 atomes de chlore et certains BPC ont été quantifiés individuellement. Le tableau 15 présente les statistiques des concentrations de BPC totaux aux trois stations, la figure 10 illustre les concentrations moyennes par

groupe de congénères et l'annexe 7 présente les concentrations moyennes de chacun des isomères caractérisés.

Les concentrations moyennes de BPC totaux sont de 264,4 pg/m^3 à la station Québec–Vieux-Limoilou, 395,2 pg/m^3 à la station Beaujeu et 703,3 pg/m^3 à la station Vitré. Ces concentrations sont de l'ordre de celles qui sont observées en milieu urbain en Amérique du Nord.

Tableau 15 Concentrations de biphényles polychlorés totaux (pg/m^3) mesurées aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré

Stations	n	Moy. (pg/m^3)	Méd. (pg/m^3)	Min. (pg/m^3)	Max. (pg/m^3)	Écart-type
Québec–Vieux-Limoilou	15	264,4	180	75	740	204,5
Beaujeu	16	395,2	215	53	1 200	380,3
Vitré	16	703,3	425	85	2 100	688,6
Total	47	458,3	280,0	53,0	2 100	499,0

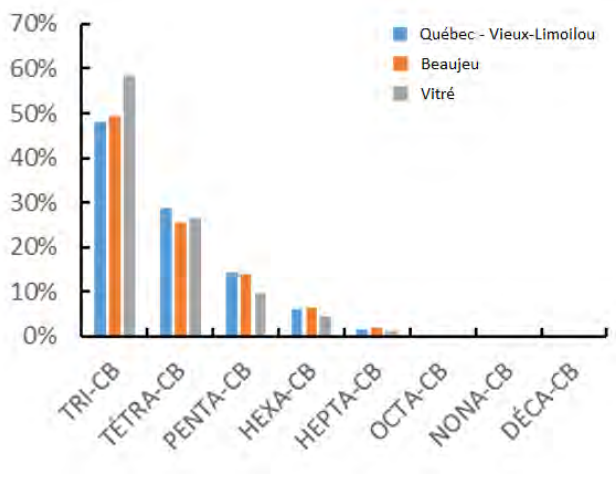


Figure 10 Proportion des groupes de congénères de biphényles polychlorés totaux mesurés aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré

Le MDDELCC n'a pas établi de norme ou de critère de qualité de l'air pour les BPC. L'Organisation mondiale de la santé estime qu'il n'est pas nécessaire de déterminer une ligne directrice pour les BPC dans l'air étant donné que la grande majorité de l'exposition ne provient pas de l'air extérieur, mais plutôt de l'alimentation (OMS, 2000). L'évaluation de Carrier et ses collaborateurs (2007) va dans le même sens. Ces auteurs ont établi que les niveaux actuels d'exposition de la population canadienne sont très inférieurs à ceux qui pourraient entraîner des problèmes de santé et en particulier l'effet critique des BPC, soit le développement physique et mental de l'enfant. L'OMS (2000) recommande que des actions soient entreprises lorsque la concentration dépasse 300 000 pg/m^3, ce qui est quelques ordres de grandeur au-dessus des concentrations mesurées aux trois stations. Mentionnons par ailleurs que tous les BPC ont

récemment été classés comme des produits cancérigènes du groupe 1 par l'IARC (Lauby-Secretan et coll., 2013; IARC, 2015).

Trois des BPC dits planaires ont été analysés (IUPAC 105, 156 et 169). L'OMS (2005) a attribué des FET de 0,0003 pour les IUPAC 105 et 156 et de 0,03 pour l'IUPAC 169. Ce dernier n'a toutefois pas été détecté. Les concentrations des deux premiers ont atteint des moyennes de 0,03 à 0,05 fg ET/m^3, ce qui est relativement faible. Ces deux BPC sont généralement responsables d'environ 25 % de la concentration des BPC planaires (CEC, 2014).

À la figure 11, on remarque que les concentrations montrent une saisonnalité importante, avec des concentrations plus faibles en hiver et plus élevées en été. Cette tendance est attribuée à la volatilité des BPC qui fait en sorte que les concentrations sont plus élevées dans l'air en été lorsque les températures sont plus chaudes. Pour illustrer cette propriété des BPC, la figure 12 présente la relation entre la concentration moyenne des BPC aux trois stations et la température maximale observée durant la journée d'échantillonnage.

Le faible nombre d'échantillons rend difficile la réalisation d'une analyse statistique poussée. Une analyse de la covariance (ANCOVA) a été réalisée afin de déterminer la significativité statistique des différences entre les concentrations moyennes aux trois stations; l'effet de la variation saisonnière a été pris en compte dans le modèle statistique à l'aide d'une composante temporelle cyclique comme covariable. Les résultats de cette analyse montrent que la concentration moyenne à la station Vitré est significativement plus élevée que celles des stations Beaujeu et Québec–Vieux-Limoilou, alors qu'il n'y a pas de différence significative entre ces deux dernières stations. Les concentrations de BPC dans l'air montrent donc plus de variabilité spatiale que celles des dioxines et furanes. Le même constat a été fait dans une étude australienne (Gras et coll., 2004).

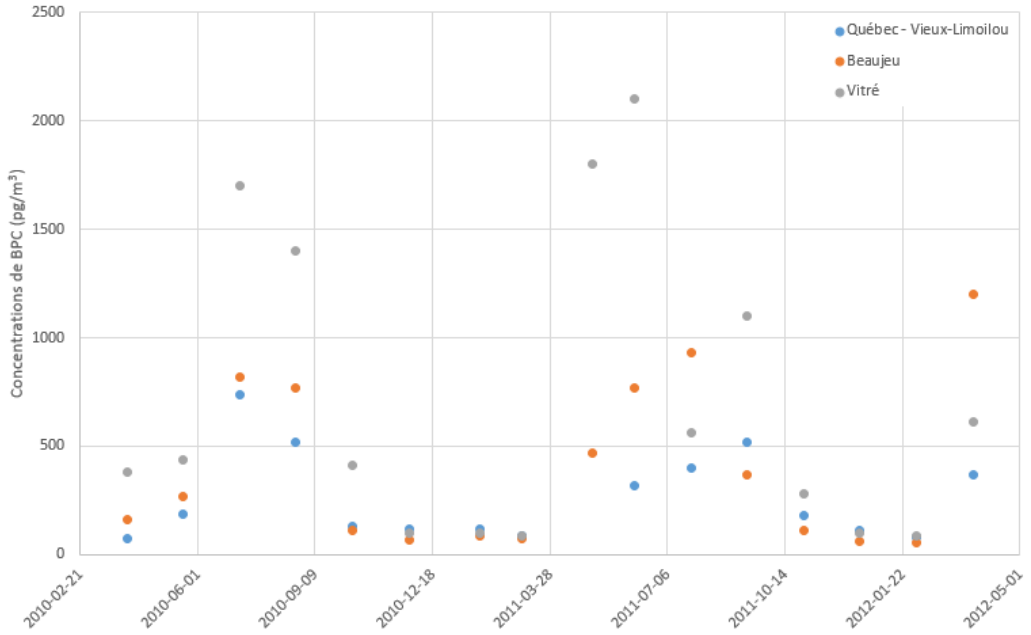


Figure 11 Évolution des concentrations de BPC totaux

Une analyse sommaire des concentrations mesurées en fonction des directions de vent a montré que les émissions de l'incinérateur ne pouvaient expliquer une concentration moyenne plus élevée à la station Vitré. L'incinérateur ne semble donc pas constituer une source importante d'émissions de BPC. Par ailleurs,

les mesures de BPC réalisées aux cheminées de l'incinérateur sont généralement en dessous des limites de détection analytique, ce qui corrobore ce constat.

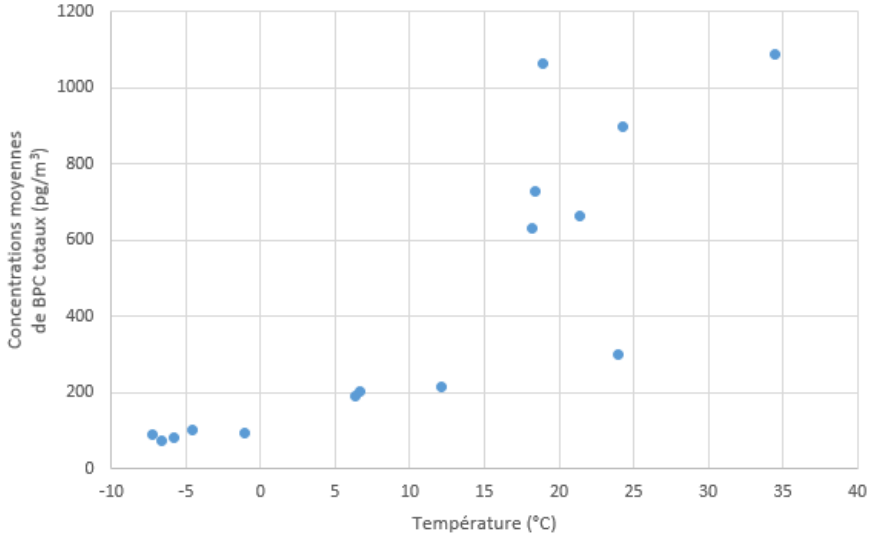


Figure 12 Relation entre la température maximale de la journée et la concentration moyenne de BPC totaux aux trois stations

8 MESURES EN CONTINU À LA STATION QUÉBEC–VIEUX-LIMOILOU

La station Québec–Vieux-Limoilou est une station régulière du RSQAQ. La station est équipée d'instruments de mesure en continu des contaminants gazeux (SO_2, O_3, NO_x, CO) et des $PM_{2,5}$. On présente ici les concentrations de SO_2, de NO_x, de $PM_{2,5}$ et d'O_3 pour la période de 2010 à 2014. Les concentrations de CO n'ont pas été analysées étant donné que les concentrations mesurées sont faibles et bien inférieures aux normes. En effet, la concentration horaire maximale enregistrée pendant toute la période de 2010 à 2014 a été de 2,53 ppm, ce qui représente seulement 8 % de la norme horaire du CO (30 ppm). Les résultats des autres contaminants suivis à la station sont comparés aux normes de qualité de l'air et l'influence des émissions de l'incinérateur de Québec est évaluée en fonction du lien entre les concentrations et la provenance des vents. Lorsqu'on rapporte sur un graphique la concentration moyenne par direction de vent, on obtient une rose de pollution qui permet de visualiser rapidement les directions de provenance du vent qui occasionnent des concentrations élevées à la station Québec–Vieux-Limoilou. Ainsi, il est possible de déterminer les sources d'émission prédominantes lorsque la rose de pollution présente des pointes pour certaines directions. À l'inverse, le fait que la rose de pollution soit plutôt uniforme indique qu'il n'y a pas vraiment de sources prédominantes et que le contaminant est plutôt émis par une multitude de sources réparties un peu partout autour de la station.

Rappelons que la station Québec–Vieux-Limoilou est située presque directement au sud de l'incinérateur et que la fréquence des vents en provenance du nord est faible, ce qui fait en sorte qu'elle est moins fréquemment sous l'influence directe des émissions de l'incinérateur (figure 2). De plus, la station Québec–Vieux-Limoilou est située à près d'un kilomètre de l'incinérateur, soit à une distance plus grande que les stations Beaujeu et Vitré, ce qui contribue à réduire l'impact des émissions de l'incinérateur. Toutefois, malgré ces désavantages, le grand nombre de résultats considérés dans l'analyse (5 ans et

8 760 heures/an) fait en sorte qu'il devrait tout de même être possible d'établir l'influence de l'incinérateur parmi les mesures à la station Québec–Vieux-Limoilou.

8.1 Dioxyde de soufre

Les concentrations de dioxyde de soufre (SO_2) sont très faibles relativement aux normes de qualité de l'air et aux concentrations des localités comprenant des sources d'émission industrielles. À la station Québec–Vieux-Limoilou, on n'a enregistré aucun dépassement des normes 4 minutes, quotidienne et annuelle. La concentration moyenne annuelle n'est que de 0,73 ppb, comparativement à la norme annuelle du RAA qui est de 52 µg/m^3 (20 ppb). Les maximums horaires ont atteint de 14,5 à 44,6 ppb pour les différentes années, de sorte qu'il n'y a eu aucun dépassement de la norme quotidienne du RAA établie à 288 µg/m^3 (110 ppb) (tableau 16). On note que les concentrations moyennes sont un peu plus élevées en hiver, ce qui pourrait s'expliquer par le chauffage au mazout (figure 13).

Les concentrations moyennes horaires à la station Québec–Vieux-Limoilou ont été appariées à la direction des vents à la station de la baie de Beauport afin de tracer une rose de pollution (figure 14). Une analyse de variance (ANOVA) a été réalisée sur les concentrations horaires de SO_2 en séparant celles-ci par direction de vent. L'analyse nécessite une transformation logarithmique des données pour respecter les postulats de normalité et d'homogénéité des variances requis pour l'ANOVA. L'ANOVA démontre que la direction des vents influence significativement les concentrations de SO_2 mesurées à la station Québec–Vieux-Limoilou. La direction des vents n'est toutefois responsable que de 10 % de la variance des logarithmes des concentrations. Bien que les concentrations de SO_2 soient globalement faibles, on constate qu'elles sont un peu plus élevées lorsque le vent provient des secteurs nord-est à sud, alors qu'elles sont au minimum lorsque le vent vient du secteur ouest. Les activités portuaires ont été établies dans plusieurs villes comme étant des sources d'émission de SO_2 (Eckhardt et coll., 2013; Stetton et Poplawski, 2014). L'industrie constitue également une source possible de SO_2. Rappelons finalement que les concentrations de SO_2 sont très faibles et respectent largement les normes de qualité de l'air.

Tableau 16 Concentrations horaires de dioxyde de soufre à la station Québec–Vieux-Limoilou de 2010 à 2014 (en ppb)

Année	n	Moy.	Méd.	σ	P75	P90	P95	P98	P99	Max.
2010	8 373	0,66	0,17	1,46	0,65	1,77	2,82	4,65	6,40	32,52
2011	8 440	0,67	0,40	1,37	0,78	1,46	2,24	3,87	5,45	44,57
2012	8 727	0,98	0,62	1,37	1,10	2,15	3,25	4,89	6,40	27,69
2013	8 607	0,63	0,36	0,80	0,71	1,40	2,04	3,05	4,16	14,50
2014	8 724	0,70	0,49	0,83	0,82	1,40	2,00	2,97	3,81	18,29
TOTAL	42 871	0,73	0,42	1,21	0,84	1,61	2,45	3,93	5,36	44,57

n : nombre de mesures horaires; Moy. : moyenne arithmétique; Méd : médiane; σ : écart-type; P75, P90, P95, P98 et P99 : 75^e, 90^e, 95^e, 98^e et 99^e centiles des concentrations moyennes quotidiennes

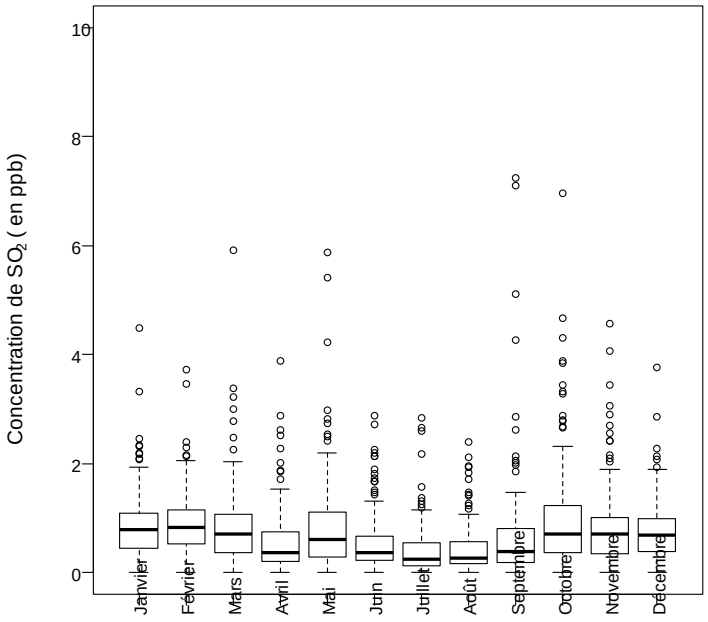


Figure 13 Variation des concentrations moyennes quotidiennes de dioxyde de soufre à la station Québec–Vieux-Limoilou, selon le mois de l'année durant la période de 2010 à 2014

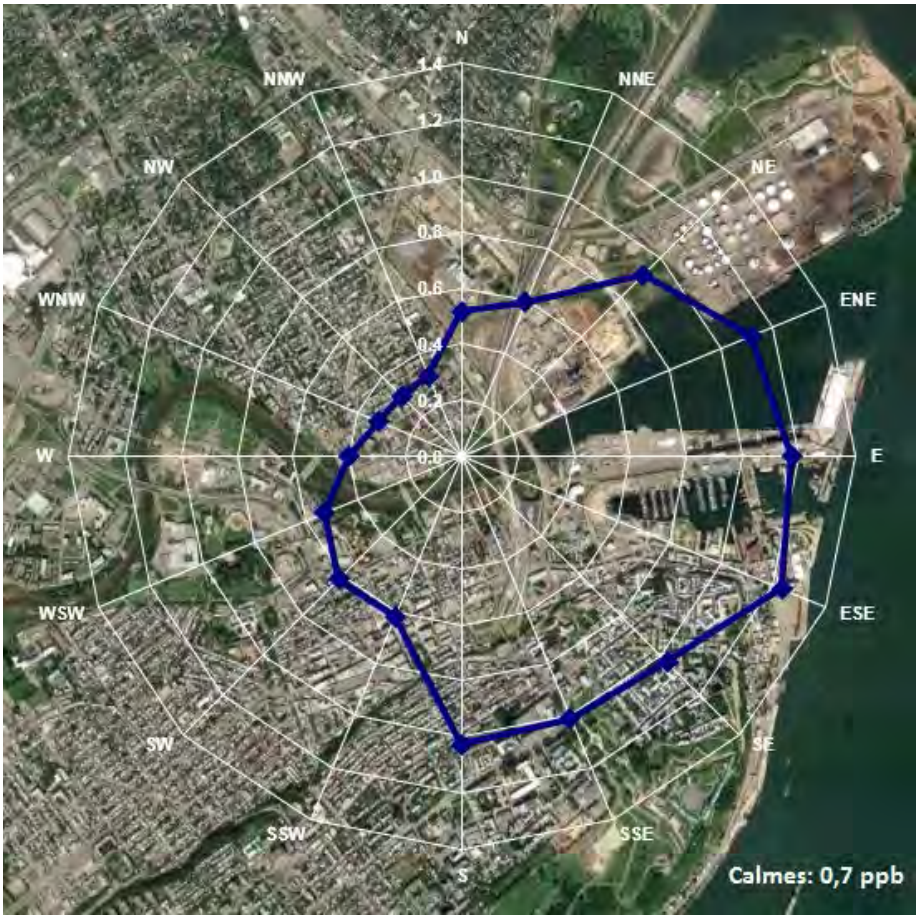


Figure 14 Rose de pollution de la concentration moyenne de dioxyde de soufre (2010 à 2014) à la station Québec–Vieux-Limoilou (image tirée de Google Earth – © 2016 Google)

La figure 15 présente les concentrations moyennes de SO_2 observées parmi l'ensemble des stations du RSQAQ pour la période de juin 2012 à juin 2013. La station Québec–Vieux-Limoilou se classe parmi les stations urbaines. Le SO_2 est un contaminant d'origine presque exclusivement industrielle et les sources industrielles représentaient en 2008 plus de 80 % des émissions de SO_2 au Québec (MDDEP, 2011a). Certaines villes où l'on trouve des sources industrielles importantes montrent des concentrations beaucoup plus élevées que celles de la station Québec–Vieux-Limoilou.

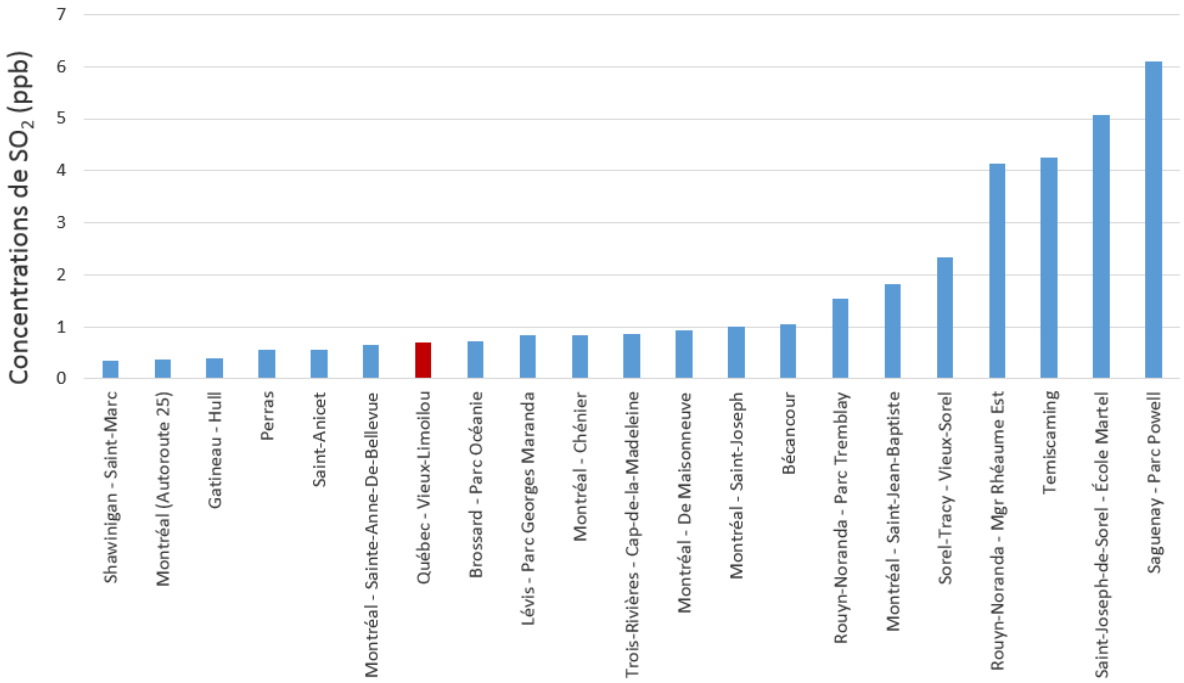


Figure 15 Concentrations moyennes du dioxyde de soufre aux stations du RSQAQ en 2014

La concentration moyenne de SO_2, lorsque les vents proviennent du secteur nord, c'est-à-dire en provenance de l'incinérateur, est de 0,51 ppb, soit la douzième direction ayant la concentration la plus élevée sur les 16 directions de vent. La direction entraînant la plus forte concentration moyenne est la direction est-sud-est, avec une concentration de 1,22 ppb. L'incinérateur ne semble donc pas avoir une grande influence sur les concentrations de SO_2 à la station Québec–Vieux-Limoilou qui sont somme toute très faibles.

8.2 Monoxyde d'azote et dioxyde d'azote

Le tableau 17 présente les statistiques descriptives des concentrations horaires de dioxyde d'azote (NO_2). Les concentrations mesurées à la station Québec–Vieux-Limoilou respectent les normes de qualité de l'air qui sont respectivement de 414 µg/m^3 (220 ppb) sur 1 heure, 207 µg/m^3 (110 ppb) sur 24 heures et 103 µg/m^3 (55 ppb) sur une année. Les concentrations horaires atteignent au maximum entre 47,0 et 70,9 ppb selon l'année et aucun dépassement de la norme quotidienne de 110 ppb n'a été observé à la station de 2010 à 2014. La concentration moyenne est de 9,49 ppb, soit une valeur inférieure à la norme annuelle.

Tableau 17 Concentrations horaires de dioxyde d'azote à la station Québec–Vieux-Limoilou de 2010 à 2014 (en ppb)

Année	n	Moy.	Méd.	σ	P75	P90	P95	P98	P99	Max.
2010	8 120	9,77	7,7	7,7	13,0	19,9	26,1	33,1	36,6	52,0
2011	8 123	10,69	8,2	8,9	14,3	22,5	28,7	35,9	41,6	70,9
2012	8 303	9,13	6,9	7,7	11,7	19,2	25,6	32,2	37,4	63,6
2013	8 211	8,79	6,7	7,2	11,8	18,5	23,8	30,2	33,7	47,0
2014	8 560	9,11	6,9	7,6	12,2	18,8	25,3	32,5	36,6	52,0
TOTAL	41 317	9,49	7,2	7,9	12,6	19,9	25,9	32,8	37,3	70,9

n : nombre de mesures horaires; Moy. : moyenne arithmétique; Méd. : médiane; σ : écart-type; P75, P90, P95, P98 et P99 : 75^{e}, 90^{e}, 95^{e}, 98^{e} et 99^{e} centiles des concentrations horaires

La concentration moyenne de NO_2 à la station Québec–Vieux-Limoilou (figure 16) se compare à celle de certaines stations urbaines de la région de Montréal, comme Laval–Chomedey (boul. Pie IX) et Longueuil (rue Victoria); elle est légèrement supérieure à celles de stations de banlieue comme Brossard–Parc Océanie ou Montréal–Sainte-Anne-de-Bellevue, mais elle est inférieure à deux stations influencées par un fort trafic automobile comme Montréal–Échangeur Décarie et Montréal–Maisonneuve (boul. Maisonneuve Ouest). La station Québec–Vieux-Limoilou se classe donc dans les stations sous une forte influence du transport automobile.

Les concentrations moyennes horaires de monoxyde d'azote (NO) à Québec–Vieux-Limoilou ont été appariées à la direction des vents de la station météorologique de la baie de Beauport afin de tracer une rose de pollution (figure 17) et d'évaluer l'importance de la direction des vents dans la variation des concentrations à la station. Les concentrations de NO ont été retenues plutôt que celles de NO_2 étant donné que les oxydes d'azote sont principalement émis sous forme de NO; le NO est à l'origine de la formation du NO_2 dans l'air ambiant. Le lien entre les sources d'émission et les concentrations d'oxyde d'azote dans l'atmosphère est donc mieux décrit avec les concentrations de NO.

Une analyse de variance réalisée sur les concentrations de NO classées par direction de vent indique une influence significative de la direction des vents; celle-ci explique 11 % de la variance des logarithmes des concentrations de NO.

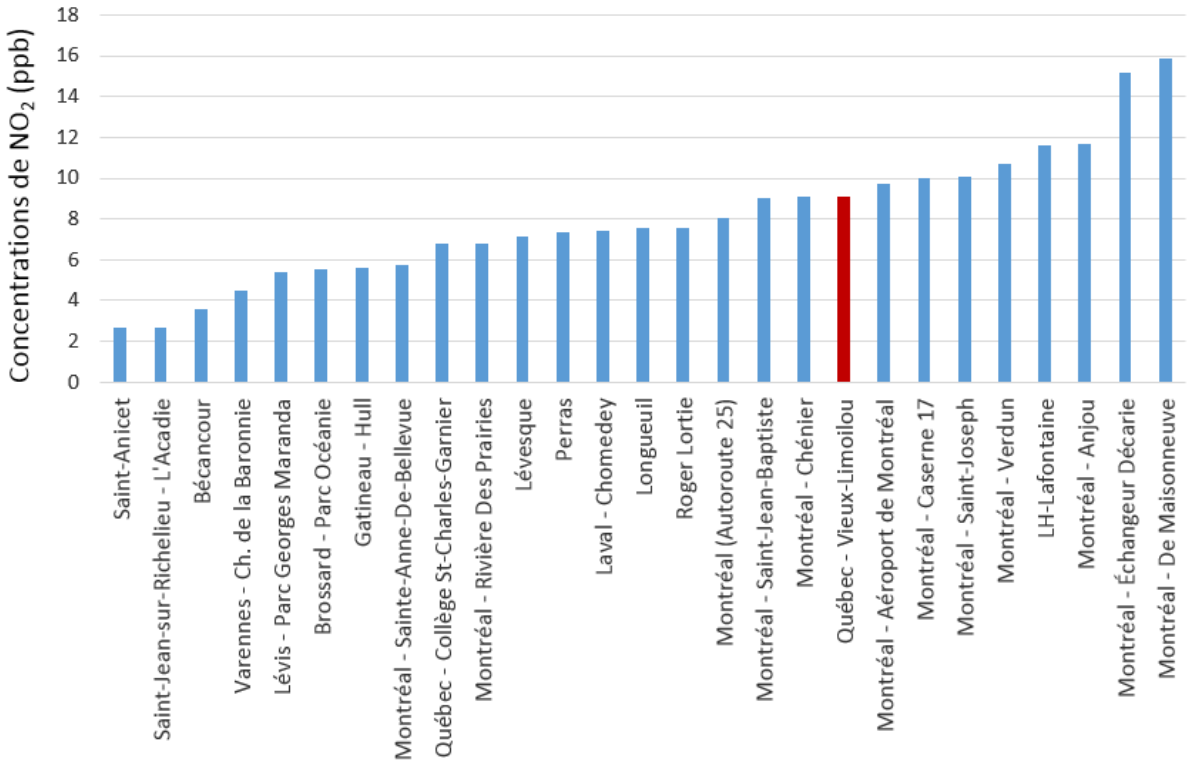


Figure 16 Concentrations moyennes du dioxyde d'azote aux stations du RSQAQ en 2014

La rose de pollution (figure 17) indique que les concentrations de NO sont beaucoup plus élevées lorsque les vents à la station proviennent du secteur est et particulièrement des directions nord-nord-est, nord-est et est-nord-est. La variation horaire et journalière des concentrations de NO indique clairement que le transport automobile serait responsable en grande partie des concentrations de NO et de NO_2 observées à la station Québec–Vieux-Limoilou. Les variations des concentrations horaires et journalières de NO indiquent aussi l'influence des véhicules automobiles puisque les concentrations de NO sont plus élevées les jours de semaine et à l'heure de pointe du matin (figure 18). Toutes les directions de vent apportant les émissions de l'autoroute Dufferin-Montmorency vers la station (nord-nord-est à sud-sud-est) influencent à la hausse les concentrations de NO. Les plus fortes concentrations s'observent par vents nord-nord-est, nord-est et est-nord-est, soit dans l'axe d'orientation de l'autoroute, ce qui cause un cumul des émissions sur plus de 1,5 km, contrairement, par exemple, à la direction sud-est où seulement une petite section de l'autoroute peut influencer la station (figure 1).

Comme l'illustre la figure 17, la rose de pollution du NO à la station Québec–Vieux-Limoilou indique clairement que l'autoroute est la principale source du NO. Les concentrations sont également élevées lorsque le vent vient du nord, soit en provenance de l'incinérateur. Il est donc possible que l'incinérateur ou le transport des ordures vers celui-ci représentent des sources de NO dans ce secteur. Toutefois, en dehors des heures de trafic, et surtout de l'heure de pointe du matin, les concentrations de NO sont moins élevées et la direction des vents exerce moins d'influence sur les concentrations.

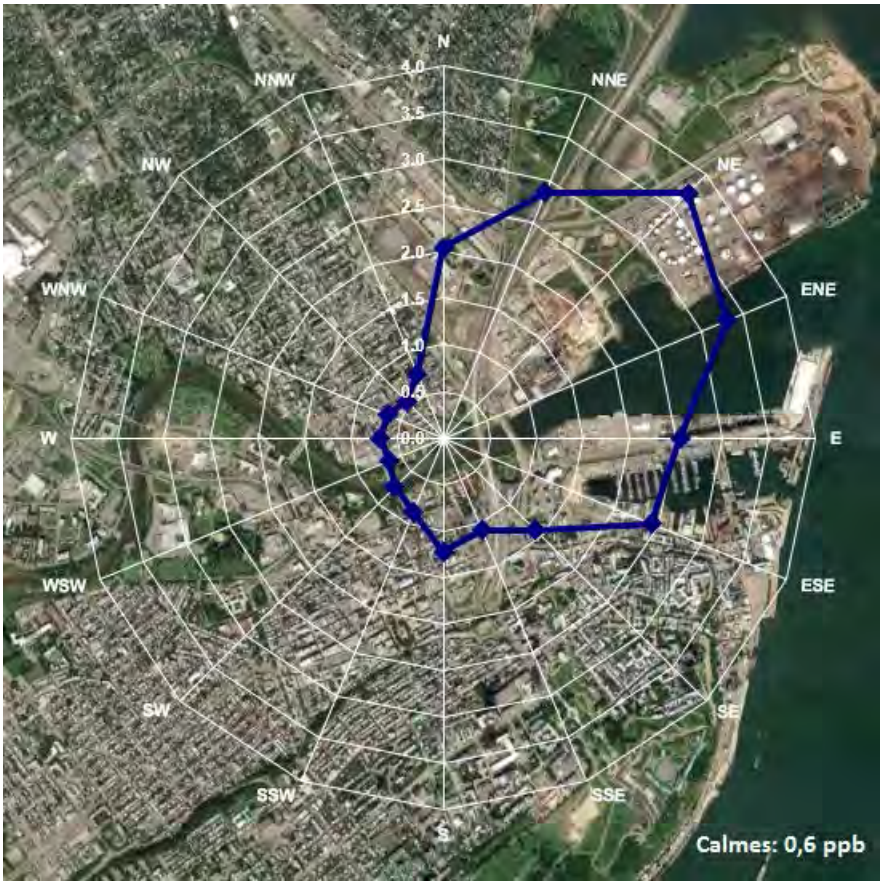


Figure 17 Rose de pollution de la concentration médiane de monoxyde d'azote (2010 à 2014) à la station Québec–Vieux-Limoilou (image tirée de Google Earth – © 2016 Google)

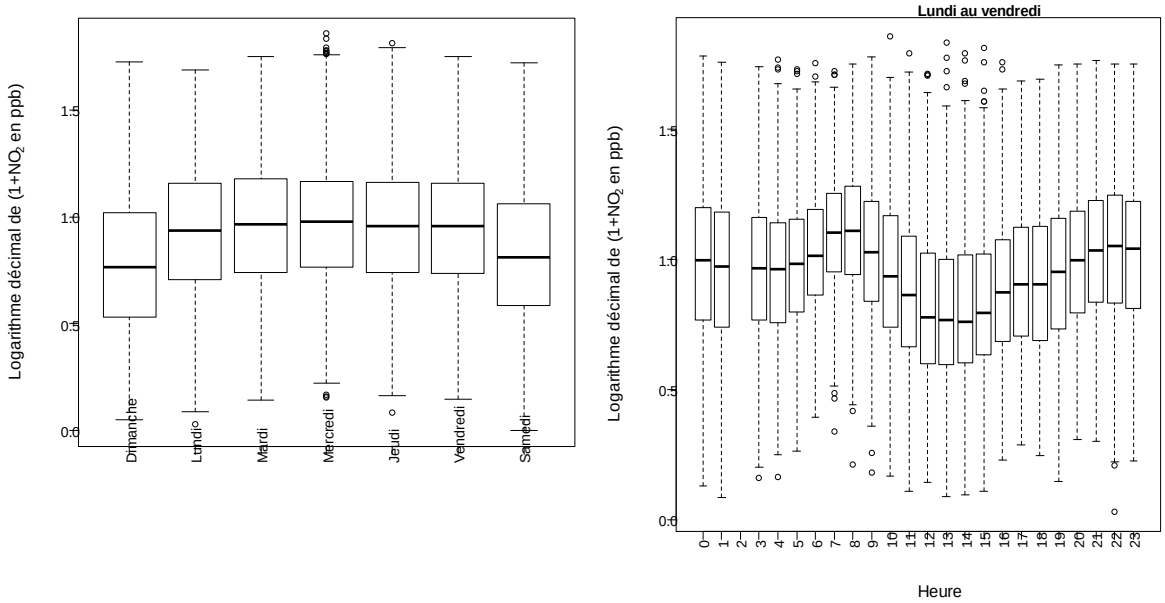


Figure 18 Variation horaire et journalière des concentrations de dioxyde d'azote à la station Québec–Vieux-Limoilou (2010 à 2014)

8.3 Particules fines

Les concentrations quotidiennes de particules fines ($PM_{2,5}$) mesurées à la station Québec–Vieux-Limoilou sont présentées au tableau 18. La norme du RAA est de 30 µg/m^3 sur 24 heures. Elle a été dépassée à quelques reprises durant la période de 2010 à 2014. Les dépassements ont été plus fréquents en 2012, avec une fréquence de 2,8 %, les autres années ayant des fréquences plus faibles et inférieures à 1,5 %. Les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ ont varié entre 9,56 µg/m^3 en 2014 et 12,37 µg/m^3 en 2012. Ces valeurs se situent parmi les concentrations observées à des stations urbaines (figure 19). Elles sont similaires à celles enregistrées à la station Québec–Collège Saint-Charles-Garnier dans la haute ville, ce qui tend à montrer une répartition plus homogène des concentrations de $PM_{2,5}$ que celles des PST.

Tableau 18 Concentrations moyennes quotidiennes de particules fines à la station Québec–Vieux-Limoilou de 2010 à 2014

Année	n	Moy.	Méd.	σ	P75	P90	P95	P98	P99	Max.
2010	339	10,14	8,5	6,3	12,6	18,2	20,7	28,0	31,0	54,8
2011	351	10,88	9,6	5,8	13,6	18,7	22,6	25,7	27,2	40,6
2012	356	12,37	10,8	6,7	15,2	21,0	25,0	32,3	37,2	42,5
2013	355	10,06	9,0	6,5	13,0	18,7	22,7	26,8	31,2	42,5
2014	356	9,56	8,6	5,2	11,9	16,9	19,4	22,2	27,2	33,0
TOTAL	1 757	10,61	9,3	6,2	13,5	18,7	22,5	27,2	31,7	54,8

n : nombre de moyennes quotidiennes; Moy. : moyenne arithmétique; Méd. : médiane; σ : écart-type; P75, P90, P95 P98 et P99 : 75^e, 90^e, 95^e 98^e et 99^e centiles des concentrations moyennes quotidiennes

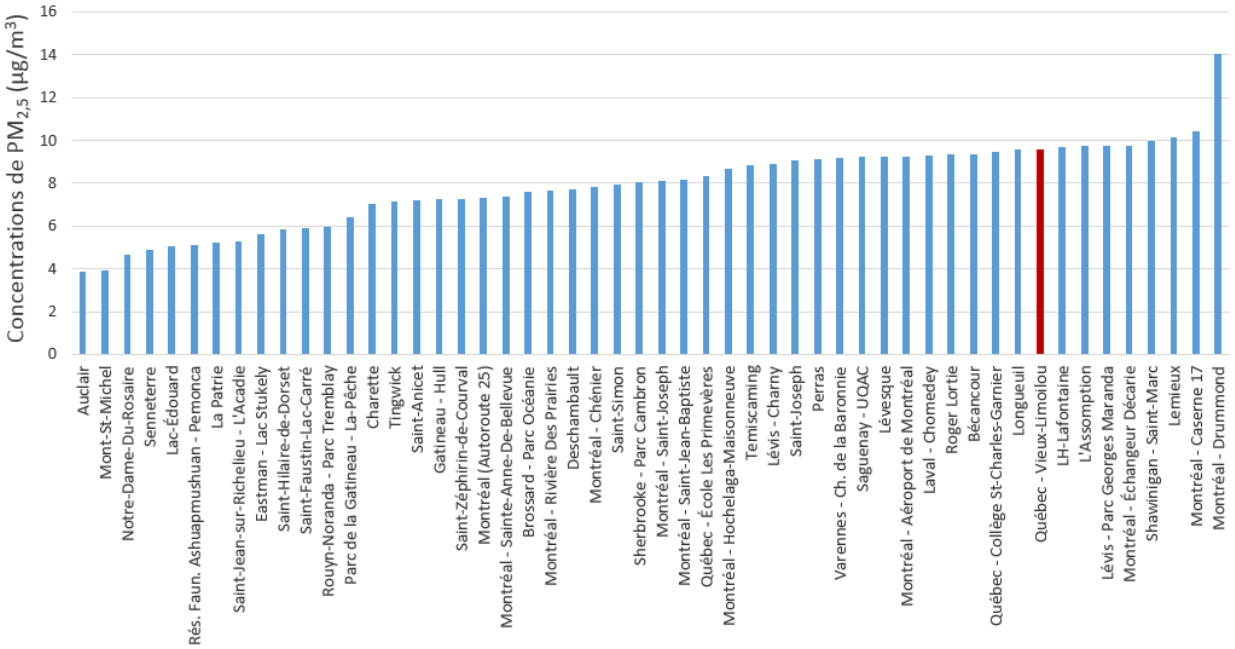


Figure 19 Concentrations moyennes de particules fines aux stations du RSQAQ en 2014

La figure 20 et la figure 21 présentent les variations mensuelles et horaires des concentrations de $PM_{2,5}$. Sur le plan saisonnier, un cycle annuel semble se dégager dans lequel les concentrations sont plus élevées en été et en hiver et plus faibles au printemps et à l'automne. Différents facteurs météorologiques et anthropiques peuvent être proposés pour expliquer cette variation, par exemple le chauffage au bois, le smog urbain, les feux de forêt, le transport à grande distance, les précipitations, etc. Les concentrations varient très peu durant le jour, mais semblent légèrement plus élevées pendant la nuit. La moins bonne dispersion pendant cette période pourrait expliquer en partie cette observation.

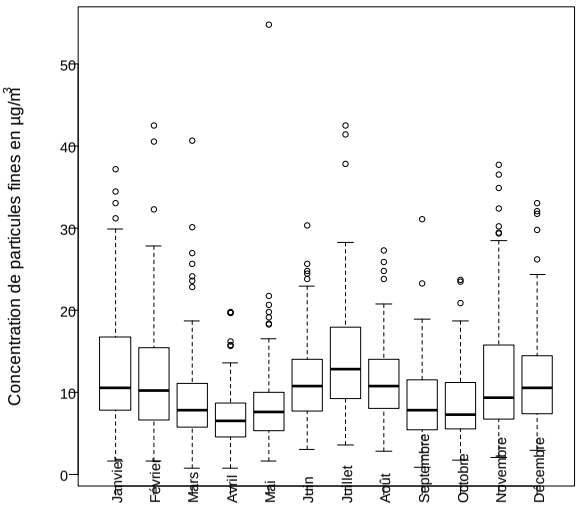


Figure 20 Variation des concentrations moyennes quotidiennes de particules fines à la station Québec–Vieux-Limoilou, selon le mois de l'année

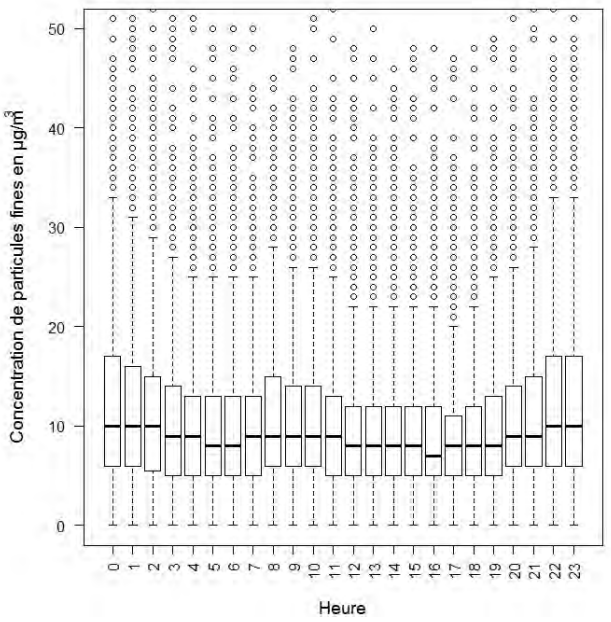


Figure 21 Variation des concentrations horaires de particules fines à la station Québec–Vieux-Limoilou, selon l'heure du jour

Les concentrations moyennes horaires de $PM_{2,5}$ à la station Québec–Vieux-Limoilou ont été appariées aux directions de vent mesurées à la station de la baie de Beauport afin de tracer une rose de pollution (figure 22). Une analyse de variance réalisée sur les logarithmes des concentrations par direction de vent indique que ce facteur explique seulement 3 % de la variance. Les concentrations de $PM_{2,5}$ selon les directions de vent sont assez bien réparties, ce qui indique le caractère multisource des $PM_{2,5}$. Contrairement au NO, les concentrations ne sont pas particulièrement plus élevées par vents du secteur est. L'autoroute Dufferin-Montmorency ne semble donc pas être une source prédominante de $PM_{2,5}$, bien que le transport routier demeure une source de ce contaminant. Les données ne démontrent pas non plus que l'incinérateur pourrait être une source importante de $PM_{2,5}$ à la station Québec–Vieux-Limoilou.



Figure 22 Rose de pollution de la concentration moyenne de particules fines (2010 à 2014) à la station Québec–Vieux-Limoilou (image tirée de Google Earth – © 2016 Google)

8.4 Ozone

Le tableau 19 présente les concentrations horaires d'ozone (O_3) mesurées à la station Québec–Vieux-Limoilou. Le RAA comporte deux normes pour l'ozone, soit une concentration de 160 µg/m³ (82 ppb) sur 1 heure et une concentration de 125 µg/m³ (64 ppb) sur 8 heures. La norme horaire a été respectée en tout temps pendant la période considérée; un seul dépassement de la norme sur 8 heures a été observé en 2010.

Tableau 19 Concentrations horaires d'ozone à la station Québec–Vieux-Limoilou de 2010 à 2014 (en ppb)

Année	n	Moy.	Méd.	σ	P75	P90	P95	P98	P99	Max.
2010	8 280	21,44	21,5	11,7	29,4	36,2	40,7	46,0	50,9	71,0
2011	8 425	19,69	19,8	11,6	28,1	34,6	39,3	44,2	47,4	61,4
2012	8 688	21,92	21,9	11,6	29,0	36,7	42,0	47,6	52,8	68,5
2013	8 562	23,73	23,1	12,6	32,4	41,0	45,0	50,2	53,4	66,6
2014	8 696	22,14	22,2	10,8	29,8	36,1	40,1	44,3	47,1	62,1
TOTAL	42 651	21,79	21,7	11,8	29,7	37,0	41,8	46,7	50,7	71,0

n : nombre de mesures horaires; Moy. : moyenne arithmétique; Méd. : médiane; σ : écart-type; P75, P90, P95, P98 et P99 : 75e, 90e, 95e, 98e et 99e centiles des concentrations horaires

L'O_3 étant un polluant secondaire, il n'est pas émis directement par des sources de pollution, mais est plutôt créé dans la troposphère par réaction photochimique à partir de contaminants précurseurs, comme les composés organiques volatils (COV). Les concentrations d'O_3 dans l'air ambiant présentent donc un comportement particulier. En effet, les concentrations moyennes d'O_3 sont plus faibles en milieu urbanisé, lorsqu'il y a une forte influence du trafic automobile, puisque l'ozone réagit chimiquement avec le NO pour former du NO_2. À l'inverse, les concentrations moyennes d'O_3 sont généralement plus élevées en milieux ruraux, où il n'y a pas ou peu de sources de NO.

La concentration moyenne d'O_3 à la station Québec–Vieux-Limoilou (figure 23) est comparable à celle de certaines stations urbaines de la région de Montréal, comme Montréal–Anjou et Montréal–Verdun; elle est plus faible que celle de stations de banlieue comme Brossard–Parc Océanie ou Montréal–Sainte-Anne-de-Bellevue, mais elle est supérieure à deux stations influencées par un fort trafic automobile comme Montréal–Échangeur Décarie et Montréal–Maisonneuve (boul. Maisonneuve Ouest). La station Québec–Vieux-Limoilou se classe donc parmi les stations sous une forte influence du transport automobile. Elle présente un portrait cohérent avec les concentrations de NO_2 abordées précédemment, soit des concentrations d'O_3 faibles en lien avec des concentrations de NO_2 élevées.

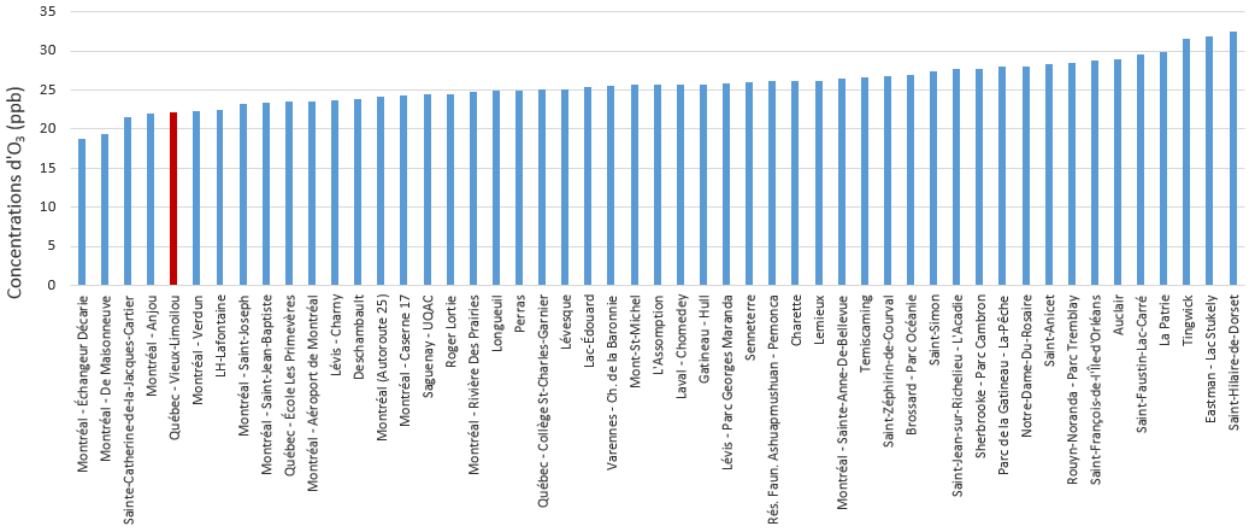


Figure 23 Concentrations moyennes d'ozone aux stations du RSQAQ en 2014



Figure 24 Rose de pollution de la concentration moyenne d'ozone (2010 à 2014) à la station Québec–Vieux-Limoilou (image tirée de Google Earth – © 2016 Google)

Les concentrations moyennes horaires d'O_3 à la station Québec–Vieux-Limoilou ont été appariées à la direction des vents de la station météorologique de la baie de Beauport afin de tracer une rose de pollution (figure 24). Une analyse de variance réalisée sur les logarithmes des concentrations par direction de vent indique que ce facteur explique seulement 2 % de la variance. Comme discuté précédemment, la chimie atmosphérique de l'O_3 est complexe et rend difficile l'interprétation fine de la rose de pollution. On observe globalement que les concentrations d'O_3 sont relativement uniformes selon les directions de vent, ce qui traduit bien la nature plutôt omniprésente de ce contaminant secondaire.

9 ANALYSE STATISTIQUE DES DONNÉES DE LA STATION QUÉBEC–VIEUX-LIMOILOU

Une analyse statistique des concentrations des particules en suspension, des ETM et des contaminants gazeux a été réalisée sur les résultats des années 2010 à 2014 à la station Québec–Vieux-Limoilou. L'objectif est d'évaluer les relations entre les contaminants et d'obtenir de l'information sur les sources possibles pouvant expliquer les concentrations observées et leurs variations. Les concentrations moyennes journalières de $PM_{2,5}$, de NO, de NO_2, de SO_2 et d'O_3 ont été utilisées avec les résultats des PST et des ETM. Dans le cas des ETM, seuls les éléments détectés régulièrement ont été incorporés dans l'analyse (Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Zn). Le cuivre (Cu) n'a pas été inclus à cause du biais possible causé par une contamination des échantillons.

Le tableau 20 présente la matrice de corrélation (Spearman) des contaminants à la station Québec–Vieux-Limoilou. La plupart des métaux sont corrélés significativement aux particules en suspension, ce qui est attendu puisque les métaux sont des constituants des particules en suspension. Toutefois, le degré de corrélation entre les métaux et les particules est différent selon la classe de taille des particules, soit PST ou $PM_{2,5}$. Les éléments qu'on peut associer entre autres à l'érosion de la croûte terrestre sont corrélés beaucoup plus fortement aux PST, donc associés aux particules plus grossières. Par exemple, les coefficients de corrélation (r) entre Al, Fe, Ca et les PST sont très élevés, avec des valeurs respectives de 0,682, 0,796, et 0,716, une valeur de 1 indiquant une corrélation parfaite. La corrélation est moins importante entre ces quatre mêmes éléments et les $PM_{2,5}$, les coefficients étant respectivement de 0,152, 0,317, et 0,131. On remarque aussi l'étroite corrélation entre Ni et Co qui a été observée précédemment et attribuée au minerai de nickel transbordé au port de Québec (Walsh et Brière, 2013). La présence de Ni dans l'air des villes est souvent attribuable à la combustion de l'huile et du mazout. À la station Québec–Vieux-Limoilou, Ni est corrélé plus fortement aux PST (r = 0,408) qu'aux $PM_{2,5}$ (r = 0,219), ce qui est plus cohérent avec une origine minérale.

Comme montré précédemment, le NO peut être considéré comme un indicateur des émissions des véhicules automobiles à la station Québec–Vieux-Limoilou. La corrélation entre le NO et les ETM apporte donc une information quant à leur lien avec les émissions du transport automobile. Les éléments les plus corrélés au NO à la station Québec–Vieux-Limoilou sont respectivement Mn (r = 0,538), Ni (r = 0,490), Fe (r = 0,478), Co (r = 0,450) et les PST (r = 0,434). Bien que ces éléments puissent être émis par l'usure des véhicules et des pneus, il est possible aussi que leur lien avec le NO provienne indirectement de la remise en suspension des PST par le passage des véhicules puisque la station Québec–Vieux-Limoilou n'est qu'à une distance de 150 m de l'autoroute Dufferin-Montmorency.

Tableau 20 Matrice des corrélations de Spearman – station Québec–Vieux-Limoilou (données de 2010 à 2014; n=205)

	As	Ba	Ca	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	PST
As		0,38972 P < 0,0001	0,29662 P < 0,0001	0,23588 P = 0,0007	0,06133 P = 0,3823	0,30345 P < 0,0001	0,00756 P = 0,9144	0,51909 P < 0,0001	0,27933 P < 0,0001
Ba			0,56650 P < 0,0001	0,22758 P = 0,0010	0,33077 P < 0,0001	0,55513 P < 0,0001	0,30672 P < 0,0001	0,54428 P < 0,0001	0,48931 P < 0,0001
Ca				0,20295 P = 0,0035	0,46753 P < 0,0001	0,77802 P < 0,0001	0,36301 P < 0,0001	0,43308 P < 0,0001	0,71577 P < 0,0001
Cd					0,53731 P < 0,0001	0,47475 P < 0,0001	0,32850 P < 0,0001	0,55629 P < 0,0001	0,48197 P < 0,0001
Co						0,65274 P < 0,0001	0,78864 P < 0,0001	0,44713 P < 0,0001	0,57636 P < 0,0001
Mn							0,47430 P < 0,0001	0,60415 P < 0,0001	0,83616 P < 0,0001
Ni								0,33692 P < 0,0001	0,40823 P < 0,0001
Pb									0,57594 P < 0,0001
PST									

Tableau 20 (suite)

	Sb	**Zn**	**Al**	**Fe**	**SO_2**	**NO_2**	**NO**	**O_3**	**$PM_{2,5}$**
As	0,47846 P < 0,0001	0,34837 P < 0,0001	0,21897 P = 0,0016	0,32137 P < 0,0001	0,12855 P = 0,0662	0,06821 P = 0,3312	0,01566 P = 0,8236	-0,12595 P = 0,0720	0,37230 P < 0,0001
Ba	0,51875 P < 0,0001	0,36195 P < 0,0001	0,53325 P < 0,0001	0,59104 P < 0,0001	0,28436 P < 0,0001	0,40618 P < 0,0001	0,32316 P < 0,0001	-0,16728 P = 0,0165	0,33186 P < 0,0001
Ca	0,27796 P < 0,0001	0,30683 P < 0,0001	0,74066 P < 0,0001	0,81008 P < 0,0001	0,27190 P < 0,0001	0,22676 P = 0,0011	0,31167 P < 0,0001	0,04360 P = 0,5348	0,13142 P = 0,0603
Cd	0,29389 P < 0,0001	0,49544 P < 0,0001	0,29139 P < 0,0001	0,32791 P < 0,0001	0,25927 P = 0,0002	0,30068 P < 0,0001	0,32313 P < 0,0001	-0,00342 P = 0,9612	0,42130 P < 0,0001
Co	0,29070 P < 0,0001	0,26479 P = 0,0001	0,49976 P < 0,0001	0,58968 P < 0,0001	0,41544 P < 0,0001	0,37662 P < 0,0001	0,44989 P < 0,0001	-0,03945 P = 0,5744	0,27370 P < 0,0001
Mn	0,45877 P < 0,0001	0,42509 P < 0,0001	0,70320 P < 0,0001	0,84838 P < 0,0001	0,41515 P < 0,0001	0,47840 P < 0,0001	0,53831 P < 0,0001	-0,09486 P = 0,1761	0,36433 P < 0,0001
Ni	0,15361 P = 0,0279	0,23874 P = 0,0006	0,29090 P < 0,0001	0,52272 P < 0,0001	0,39782 P < 0,0001	0,39258 P < 0,0001	0,49032 P < 0,0001	-0,14853 P = 0,0335	0,21852 P = 0,0016
Pb	0,51324 P < 0,0001	0,61239 P < 0,0001	0,39897 P < 0,0001	0,60322 P < 0,0001	0,42099 P < 0,0001	0,42923 P < 0,0001	0,36162 P < 0,0001	-0,16651 P = 0,0170	0,54879 P < 0,0001
PST	0,39535 P < 0,0001	0,32244 P < 0,0001	0,68214 P < 0,0001	0,79564 P < 0,0001	0,45477 P < 0,0001	0,42358 P < 0,0001	0,43373 P < 0,0001	0,06279 P = 0,3711	0,43604 P < 0,0001
	Sb	0,35691 P < 0,0001	0,23127 P = 0,0008	0,38265 P < 0,0001	0,25016 P = 0,0003	0,47199 P < 0,0001	0,28440 P < 0,0001	-0,24227 P = 0,0005	0,45552 P < 0,0001
		Zn	0,26692 P = 0,0001	0,46223 P < 0,0001	0,19538 P = 0,0050	0,28088 P < 0,0001	0,22181 P = 0,0014	-0,10546 P = 0,1324	0,33575 P < 0,0001
			Al	0,66752 P < 0,0001	0,37753 P < 0,0001	0,26506 P = 0,0001	0,25516 P = 0,0002	0,18497 P = 0,0079	0,15233 P = 0,0292
				Fe	0,44650 P < 0,0001	0,45572 P < 0,0001	0,47757 P < 0,0001	-0,09552 P = 0,1731	0,31662 P < 0,0001
					SO_2	0,54177 P < 0,0001	0,48797 P < 0,0001	-0,07523 P = 0,2837	0,23749 P = 0,0006
						NO_2	0,79098 P < 0,0001	-0,39198 P < 0,0001	0,37505 P < 0,0001
							NO	-0,52456 P < 0,0001	0,27665 P < 0,0001
								O_3	-0,16935 P = 0,0152
									$PM_{2,5}$

Une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée avec les logarithmes des concentrations de la station Québec–Vieux-Limoilou comprenant les contaminants conventionnels (O_3, NO, NO_2, SO_2, $PM_{2,5}$) et les ETM. La figure 25 présente le cercle de corrélation des composantes 1 et 2 de l'ACP. Chaque contaminant y est décrit par un vecteur représentant sa variation dans les deux premières dimensions de l'ACP. Plus les contaminants sont rapprochés dans le cercle de corrélation, plus ceux-ci sont corrélés et proviennent donc possiblement de sources communes.

Au premier coup d'œil, on remarque que l'ozone est situé dans un quadrant différent de tous les autres contaminants. L'ozone possède son propre mode de variation. Les concentrations maximales sont observées typiquement au printemps, ce qui n'est le cas d'aucun autre contaminant. De plus, les réactions photochimiques à l'origine de la formation de l'ozone font en sorte que ces contaminants varient inversement aux contaminants gazeux précurseurs comme le NO_2.

On peut aussi cerner des regroupements dans le cercle de corrélation. Premièrement, les $PM_{2,5}$, le NO et le NO_2 constituent des contaminants qu'on peut associer à la pollution urbaine générale et aux émissions des véhicules automobiles. De plus, Sb, un élément dont la présence dans l'air ambiant des villes est associée au freinage des véhicules (Iijima et coll., 2008; Varrica et coll., 2013), se retrouve dans le même secteur que les $PM_{2,5}$, le NO et le NO_2. Cette observation appuie aussi le lien entre ces polluants et une origine en bonne partie liée à la circulation automobile. Notons que Sb présente des coefficients de corrélation élevés avec les $PM_{2,5}$ ($r = 0,456$) et le NO_2 ($r = 0,472$) (tableau 20).

On remarque également un regroupement d'éléments réunissant les PST, Mn et des contaminants associés à la composition de la croûte terrestre, soit Fe, Al, et Ca. Les plus fortes corrélations (tableau 20) ont été observées sur ces éléments, soit entre Fe et Mn ($r = 0,848$), Mn et PST ($r = 0,836$) et Fe et PST ($r = 0,796$). Bien que ces éléments soient des constituants importants de la croûte terrestre, ils sont aussi émis par les véhicules automobiles (Pant et Harrison, 2013). Leur origine à la station Québec–Vieux-Limoilou est multiple, comme probablement pour l'ensemble des ETM et des particules. Par ailleurs, la remise en suspension de ces ETM par le passage des véhicules, notamment sur l'autoroute Dufferin-Montmorency, constitue également un facteur expliquant les variations de leurs concentrations. On remarque aussi l'association dans le cercle de corrélation entre Fe et Mn ($r = 0,848$); Mn est présent dans le minerai de fer (Ressources naturelles Canada, 2016). Il est donc possible que le minerai de fer transbordé au port de Québec soit responsable d'une certaine proportion des PST, du Fe et du Mn à la station Québec–Vieux-Limoilou.

Finalement, les deux premières composantes principales regroupent les autres ETM (As, Ba, Cd, Co, Ni, Pb) et le SO_2. Certains de ces ETM sont aussi émis par les véhicules automobiles, par exemple Zn (usure des pneus; Pant et Harrison, 2013), Ba et Pb (freins; Grigoratos et Martini, 2015). Par ailleurs, Ni et Co sont situés dans cette partie du cercle de corrélation et il a été démontré que ces deux éléments proviennent essentiellement du secteur portuaire. Il est possible que ces éléments soient regroupés en fonction de leur origine, soit le port et l'autoroute Dufferin-Montmorency, qui sont situés dans le même axe par rapport à la station Québec–Vieux-Limoilou.

Une classification hiérarchique a été réalisée (figure 26) pour examiner davantage le lien entre les différents contaminants. Plus précisément, cette classification a été effectuée en utilisant la méthode des composantes principales obliques. Dans cet exercice, chaque contaminant est classé selon sa proximité à un autre en fonction de ses caractéristiques de corrélation et de variance. La proximité entre deux variables et leur classification dans des groupes communs peuvent indiquer des sources d'émission communes. La classification hiérarchique divise en premier les contaminants en deux grands groupes, un groupe qui est composé de cinq contaminants et un autre regroupant l'ensemble des 13 autres

contaminants faisant partie de l'analyse. Le groupe de cinq contaminants est composé de Sb, NO, NO_2, O_3 et $PM_{2,5}$. Il s'agit donc de quatre contaminants conventionnels et d'un ETM qu'on attribue au transport routier et à la pollution urbaine en général. La classification hiérarchique sépare ensuite un groupe de quatre contaminants, soit Ni, Co, Cd et SO_2, des neuf autres restants. Étant donné la forte association entre le nickel et le cobalt et leur provenance du secteur du port de Québec, il est également possible que leur association avec le SO_2 et le cadmium indique, pour ces deux derniers contaminants, une origine portuaire. Finalement, la procédure sépare les éléments restants en deux groupes, soit un groupe comprenant cinq contaminants (Ca, Mn, PST, Al et Fe) et un dernier groupe de quatre contaminants (As, Ba, Pb et Zn). L'association entre Ca, Al, Fe et PST regroupe possiblement des éléments de la croûte terrestre qui constituent la fraction grossière des particules. Le lien entre Fe et Mn indique peut-être l'influence du minerai de fer, comme mentionné précédemment. Globalement, la classification hiérarchique reproduit assez bien le patron d'association des contaminants montré avec le cercle de corrélation.

L'arsenic n'est pas corrélé aux contaminants gazeux. Les sources d'arsenic sont notamment la combustion, les activités industrielles, le trafic automobile et l'incinération des déchets. La corrélation entre As et $PM_{2,5}$ (r = 0,372) et l'absence de corrélation entre NO et As (r = 0,0157) indiqueraient que la combustion, plutôt que le transport automobile, pourrait davantage être la source d'As. Toutefois, dans le classement hiérarchique, l'arsenic est associé avec Ba, Zn et Pb, trois éléments liés au transport automobile. L'origine des ETM est multiple et les différentes techniques de classement et d'association ne peuvent séparer complètement et nettement les éléments selon une source d'émission ou une autre.

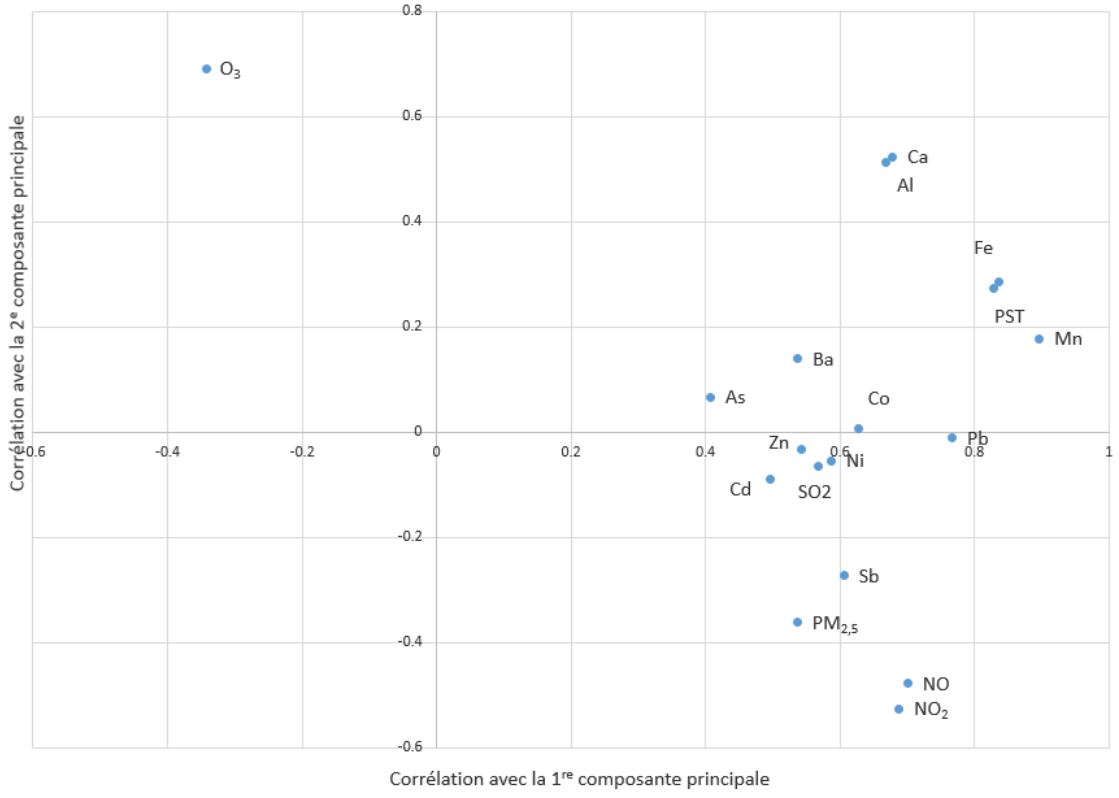


Figure 25 Cercle de corrélation des métaux et des contaminants conventionnels à la station Québec– Vieux-Limoilou

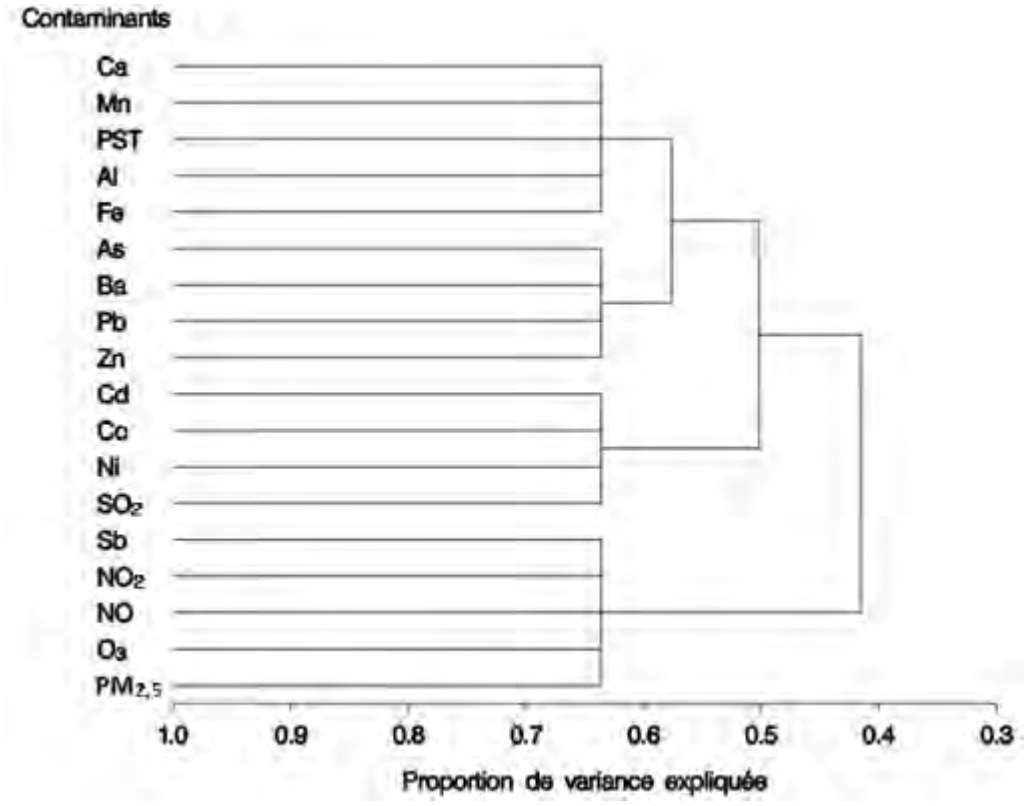


Figure 26 Classement hiérarchique des métaux et des contaminants conventionnels à la station Québec–Vieux-Limoilou

En ce qui concerne les dioxines et furanes, le trop faible nombre d'échantillons à la station Québec–Vieux-Limoilou a fait en sorte que ce contaminant n'a pas pu être intégré à l'ACP. Par contre, les coefficients de corrélation de Pearson ont été calculés (annexe 4). Les concentrations de dioxines et furanes sont significativement corrélées aux $PM_{2,5}$ (r = 0,572), à Sb (r = 0,484) et à As (r = 0,410). Elles sont par ailleurs très peu reliées aux éléments associés à la croûte terrestre et qui peuvent être remis en suspension par le passage des véhicules et l'autoroute comme les PST (r = 0,120) et Ca (r = - 0,276), ou encore à certains éléments et contaminants gazeux associés aux véhicules et au transport comme Zn (r = 0,194), Ba (r = 0,067) et NO (r = 0,293). Les dioxines et furanes ne sont pas non plus corrélés au Ni (r = -0,174) ni au Co (r = -0,140) dont l'origine est le transbordement de minerai au port de Québec. Comme noté précédemment, la présence de dioxines et furanes dans l'air de Québec ne semble pas associée à une source d'émission particulière. Ces contaminants semblent plutôt associés à la pollution urbaine générale.

10 DISCUSSION ET CONCLUSION

Dans l'ensemble, les normes et les critères de qualité de l'air sont respectés. Les dépassements les plus importants notés durant la période de 2010 à 2012 ont été ceux du nickel, qui ont été discutés dans une publication précédente (Walsh et Brière, 2013). On a noté aussi quelques dépassements de la norme sur les particules en suspension totales qui pourraient refléter l'apport du trafic automobile et des activités industrielles et portuaires du secteur. De plus, des dépassements de la norme sur les particules fines ont été observés, mais ceux-ci sont relativement faibles et peu fréquents.

Les résultats de la campagne d'échantillonnage n'ont pas permis d'établir un effet de l'incinérateur sur la qualité de l'air ambiant de ce secteur de la ville. Les résultats abondent donc dans le même sens que les conclusions de l'étude de modélisation réalisée précédemment. Pour plusieurs contaminants, ce constat était prévisible, compte tenu des taux d'émissions des différents contaminants. Une dispersion minimale des contaminants conduit à la détermination d'une contribution de l'incinérateur sous les limites de détection des méthodes d'échantillonnage dans l'air ambiant ou à des concentrations à ce point inférieures aux niveaux urbains moyens qu'il devient impossible de les mettre en évidence par un échantillonnage même très exhaustif. Cependant, il convient de rappeler que le programme d'échantillonnage visait principalement les contaminants émis par les cheminées de l'incinérateur. Par conséquent, il est possible que d'autres sources d'émission associées à l'incinérateur, comme le transport des ordures, entraînent des impacts qui n'ont pas été spécifiquement quantifiés dans le présent rapport.

Les niveaux de l'ensemble des contaminants sont ceux attendus pour un milieu urbain d'une certaine densité et qui comporte d'importantes voies de circulation. C'est le cas du NO_2, de l'O_3 et des $PM_{2,5}$. Les niveaux de NO_2 se comparent à ceux retrouvés à certaines stations du réseau de la ville de Montréal, mais ils ne sont toutefois pas parmi les plus élevés puisque huit stations de la ville de Montréal montraient des concentrations supérieures à celles de la station Québec–Vieux-Limoilou. En ce qui concerne l'O_3, les concentrations moyennes sont faibles, ce qui est typiquement le cas en présence de sources de NO_X. À cet égard, les concentrations d'O_3 sont comparables à celles mesurées aux stations du réseau de la ville de Montréal qui sont du même ordre de grandeur ou plus faibles qu'à la station Québec–Vieux-Limoilou. Les $PM_{2,5}$ sont également représentatives d'un milieu urbain, mais elles ne sont pas les plus élevées. Le SO_2, un contaminant associé aux émissions industrielles, se trouve à des niveaux très faibles à la station Québec–Vieux-Limoilou, soit à des concentrations qui s'approchent de celles mesurées dans des milieux ruraux et dans les sites urbains les moins affectés.

Par ailleurs, afin de caractériser les facteurs qui influencent la variation des concentrations à la station Québec–Vieux-Limoilou, des roses de pollution ont été tracées pour les contaminants mesurés en continu, soit le SO_2, le NO_2, les $PM_{2,5}$ et l'O_3. Ainsi, les concentrations horaires des contaminants ont été associées aux directions horaires des vents correspondantes et des analyses de variance ont été réalisées pour déterminer la significativité statistique de l'influence des directions de vent sur les concentrations des polluants. Étant donné le grand nombre de données pour ces paramètres, la direction des vents s'est avérée affecter significativement les concentrations de tous les contaminants mesurés en continu, même si pour certains contaminants la direction des vents n'est responsable que d'une très faible partie de la variance des données.

En particulier, la rose de pollution des $PM_{2,5}$ est relativement uniforme et aucune direction de vent ne semble faire augmenter de manière importante les concentrations. Cette observation est compatible avec les sources attendues de $PM_{2,5}$ qui sont multiples et réparties sur l'ensemble de la ville, soit le chauffage au bois, la combustion et le trafic automobile. Dans le cas des oxydes d'azote, l'attention a été portée sur le NO qui est la molécule principalement émise par les sources de pollution. Le NO est précurseur de la formation du NO_2 dans l'atmosphère, lequel est plus toxique et fait l'objet de normes de qualité de l'air. La rose de pollution du NO est complètement différente de celle des $PM_{2,5}$ puisqu'elle est pratiquement unidirectionnelle. Elle indique que le NO provient presque totalement du nord-est de la station Québec–Vieux-Limoilou, soit dans l'axe de l'autoroute Dufferin-Montmorency. Il est bien établi que le transport automobile représente la plus grande source d'émission de NO et la rose de pollution à la station Québec–Vieux-Limoilou en est une illustration particulièrement convaincante. Pour détailler davantage ce phénomène, les concentrations moyennes à chaque heure du jour ont été calculées et démontrent que

c'est à l'heure de pointe du matin, soit entre 6 h et 9 h, que les concentrations sont les plus élevées. Même si les concentrations de SO_2 sont peu élevées et qu'elles respectent largement les normes, on observe un patron dans la rose de pollution indiquant des concentrations plus élevées lorsque les vents à la station Québec–Vieux-Limoilou proviennent en plus grande partie du secteur est. Il est possible que cette observation soit due aux activités industrielles de ce secteur ou même au transport maritime, comme cela a été observé dans d'autres villes portuaires. Finalement, la rose de pollution de l'O_3 est globalement assez uniforme, mais l'interprétation fine est complexe en raison de la chimie atmosphérique qui influence les concentrations d'O_3 et du fait qu'il s'agit d'un contaminant secondaire.

En raison du moins grand nombre de données et parce que l'échantillonnage est réalisé sur des périodes de 24 heures, il n'est pas possible de tracer des roses de pollution pour les autres contaminants analysés dans cette campagne d'échantillonnage, soit les PST, les ETM et les trois familles de composés organiques semi-volatils, à savoir les PCDD/F, les BPC et les HAP. Pour ceux-ci, les données ont été étudiées par des corrélations et des analyses en composantes principales regroupant aussi les contaminants mesurés en continu.

La plupart des ETM sont un constituant habituel des particules et ils sont donc généralement corrélés à celles-ci. Certains éléments provenant de l'érosion de la croûte terrestre et des sols sont surtout associés à la fraction grossière des particules. Ainsi, on a observé que les coefficients de corrélation sont plus élevés entre Al, Fe, Ca et les PST qu'entre ces mêmes éléments et les $PM_{2,5}$. Les ETM les mieux corrélés aux $PM_{2,5}$ sont Pb, Cd, et Sb, des éléments qui proviennent possiblement de sources industrielles, de la combustion ou du trafic automobile. L'automobile peut aussi être responsable d'émissions par la remise en suspension des particules présentes sur les voies routières, par l'usure des pneus, des freins et de la carrosserie ainsi que par la combustion de l'essence, de l'huile à moteur ou du diesel. À la station Québec–Vieux-Limoilou, le NO_2 et le NO, qui sont de bons indicateurs des émissions du trafic automobile, sont corrélés à plusieurs métaux, certains pouvant provenir de la remise en suspension (Ca, Al, Fe, Mn) ou des véhicules eux-mêmes (Mn, Sb, Ba, Fe). À moins d'observer des concentrations beaucoup plus élevées que les niveaux habituels, il est difficile de relier une source particulière d'émissions aux différents ETM mesurés, chacun de ceux-ci pouvant être émis par plus d'une source et le nombre de données disponibles étant limité.

Les dioxines et furanes (PCDD/F) ont été associés par le passé aux émissions des incinérateurs d'ordures ménagères. Une analyse des concentrations selon les directions de vent a permis de montrer que ces contaminants ne sont pas reliés aux émissions de l'incinérateur. On note que les concentrations ont été plus élevées dans la période froide de l'année, quoique cette différence n'était pas significative. Les concentrations des trois stations sont relativement homogènes : elles sont corrélées entre elles et ne sont pas significativement différentes. Les concentrations moyennes respectent la norme de qualité de l'atmosphère et elles se situent à des niveaux représentatifs d'un milieu urbanisé. Une analyse de régression montre qu'il est possible de prédire les concentrations de PCDD/F à partir des concentrations de $PM_{2,5}$. Les concentrations de HAP individuels respectent les normes et les critères de qualité de l'air. Les HAP sont associés à la combustion comme le démontrent les concentrations plus élevées en hiver. Les BPC sont des contaminants omniprésents issus de contaminations passées. Les concentrations dans l'environnement sont typiques de milieux ruraux ou urbains.

Par ailleurs, afin d'approfondir le lien entre les contaminants et d'augmenter la possibilité de déterminer l'origine des contaminants à la station Québec–Vieux-Limoilou, des analyses en composantes principales et des classements hiérarchiques ont été effectués. Ces analyses permettent de former des groupes dont la variation des concentrations présente davantage de similarités parmi l'ensemble des contaminants. Ainsi, on a établi un premier groupe qu'on qualifie de pollution urbaine et transport, regroupant $PM_{2,5}$,

NO, NO_2 et Sb. Sb s'avère être un contaminant provenant surtout de l'usure des freins et on le trouve donc dans le classement hiérarchique avec des contaminants provenant de l'automobile comme NO et NO_2. On trouve aussi un groupe d'ETM associés aux particules totales et qui peuvent provenir de l'érosion éolienne des sols ou de la remise en suspension par le trafic automobile, soit PST, Ca, Al, Fe et Mn. Un autre groupe comprend aussi Ni, Co, SO_2 et Cd. Leur regroupement indique possiblement une origine commune, soit le secteur portuaire situé à l'est de la station.

En somme, la qualité de l'air de l'arrondissement La Cité-Limoilou est typique d'un milieu urbain. Les principales sources de pollution responsables des concentrations de contaminants mesurées aux stations sont les sources urbaines habituelles, soit vraisemblablement le transport routier, les combustibles fossiles et le chauffage au bois. Pour certains contaminants, les activités industrielles et portuaires influencent également les concentrations mesurées. Le transport à grande distance des contaminants peut aussi être responsable d'une partie des concentrations aux trois stations, notamment de particules fines et d'ozone, mais l'importance de cet apport n'a pas été évaluée dans le présent rapport. Quant à l'incinérateur, il ne semble pas contribuer de façon notable aux concentrations mesurées. Globalement, les normes et les critères de qualité de l'air ambiant sont respectés.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADAMS, D. F., et S. O. FARWELL, 1986. « Sampling and Analysis ». Dans Arthur C. Stern (éd.), *Air Pollution: Supplement to Measurements, Monitoring, Surveillance, and Engineering Control,* Third Edition. Orlando, Academic Press, p. 48-123.

ATSDR, 1998. *Toxicological Profile for Chlorinated Dibenzo-p-dioxins*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 678 p. et annexes. [En ligne] http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp104.pdf.

ATSDR, 2000. *Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (PCBs)*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 765 p. et annexes. [En ligne] http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp17.pdf.

ATSDR, 2015. *Health Consultation. Ambient Air Evaluation of Polychlorinated Biphenyls and Dioxins Calcasieu Parish, Louisiana*. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Community Health Investigations, 124 p. [En ligne] http://www.atsdr.cdc.gov/hac/pha/AmbientAirEvaluationHCMossville/Calcasieu%20Parish%20LA_%20Ambient%20Air%20Evaluation_HC_Final_02-04-2015.pdf

BRIÈRE, J.-F., 2015. *Effets sur l'air ambiant des émissions de l'incinérateur de la ville de Québec : évaluation par modélisation de la dispersion atmosphérique,* 2e 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 annexes.

CARRIER, G., M. BOUCHARD, N. H. GOSSELIN et N. El MAJIDI, 2007. *Réévaluation des risques toxicologiques des biphényles polychlorés*. Institut national de santé publique du Québec, publication no 617, 668 p.

CEAEQ, 2014a. *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon – MA.–200 – Mét. 1.2 (révision 5).* Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 36 p.

CEAEQ, 2014b. *Détermination des biphényles polychlorés : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse ou à un détecteur à capture d'électrons – méthode par congénère et groupe homologue – MA. 400 – BPC 1.0 (révision 5).* Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 35 p.

CEAEQ, 2015. *Protocole pour la validation d'une méthode d'analyse en chimie, DR-12-VMC.* Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 29 p.

CEC, 2014. *Assessing Comparability of Atmospheric PCDD, PCDF and Coplanar PCB Data from North American Ambient Air Monitoring Networks*. Montréal, Commission for Environmental Cooperation, 256 p.

CELO, V., et E. DABEK-ZLOTORZYNSKA, 2010. **«** Concentration and Source Origin of Trace Metals in $PM_{2.5}$ Collected at Selected Canadian Sites within the Canadian National Air Pollution Surveillance Program ». Dans F. Zereini et C.L.S. Wiseman (éd.), *Urban Airborne Particulate Matter*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, p. 19-38 (*Environmental Science and Engineering)*.

COLLINS, J. F., J. P. BROWN, G. V. ALEXEEFF et A. G. SALMON, 1998. « Potency Equivalency Factors for Some Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Derivatives ». *Regulatory Toxicology and Pharmacology,* vol. 28, p. 45-54.

COUTURE, Y., 2011. *Suivi de la qualité de l'air au voisinage de l'incinérateur de Clean Harbors, Ville Mercier, rapport d'étape*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 22 p. [En ligne] http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/mercier/rapport-etape-incin-cleanharbors.pdf.

DWYER, H., et N. J. THEMELIS, 2015. « Inventory of U.S. 2012 dioxin emissions to the atmosphere ». *Waste Management,* vol. 46, p. 242-246.

ECKHARDT, S., et coll., 2013. « The influence of cruise ship emissions on air pollution in Svalbard – a harbinger of a more polluted Artic? ». *Atmospheric Chemistry and Physics.*, vol. 13, p. 8401-8409.

ENVIRONNEMENT CANADA, 1990. *Priority Substances List Assessment Report no. 1: Polychlorinated Dibenzodioxins and Polychlorinated Dibenzofurans*. Canadian Environmental Protection Act, 56 p. [En ligne] http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/dioxins_furans_dioxines_furannes/dioxins_furans-eng.pdf.

FANG, G.-C., C.-Y. CHANG, Y.-L. HUANG et J.-H. HUANG, 2012. « Atmospheric Arsenic (As) Concentrations on Different Countries During 2000-2011 ». *Environmental Forensics,* vol. 13, n° 1, p. 27-31.

GRAS, J., et coll., 2004. *Dioxins in Ambient Air in Australia.* National Dioxins Program Technical Report No. 4, Australian Governemnt Department of the Environment and Heritage , Canberra. [En ligne] http://www.environment.gov.au/protection/publications/dioxins-technical-report-04.

GRIGORATOS, T., et G. MARTINI, 2015. « Brake wear particle emissions : a review ». *Environmental Science and Pollution Research International,* vol. 22, n° 4, p. 2491-2504.

GUERREIRO, C. B. B., V. FOLTESCU et F. de LEEUW, 2014. « Air quality status and trends in Europe ». *Atmospheric Environment,* vol. 98, p. 376-384.

HELSEL, D. R., 2012. *Statistics for Censored Environmental Data Using Minitab and R, 2nd edition*. New York, John Wiley and Sons, 344 p.

IARC, 2012. *Arsenic, Metals, Fibers, and Dusts*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, volume 100 C. Internal Agency for Research on Cancer, Lyon, 501 pages. [En ligne] http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C.pdf.

IARC, 2015. *Polychlorinated Biphenyls and Polybrominated Biphenyls*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, volume 107. Internal Agency for Research on Cancer, Lyon, 502 pages. [En ligne] http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol107/mono107.pdf.

IIJIMA, A, et coll., 2008. « Emission factor for antimony in brake abrasion dusts as one of the major atmospheric antimony sources ». *Environmental Science and Technology*, vol. 42, nº 8, p. 2937-2942.

INERIS, 2003. *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs).* Institut national de l'environnement industriel et des risques, Unité d'expertise toxicologique des substances chimiques (ETSC), Direction des risques chroniques, 64 p.

IPCS, 2003. *Polychlorinated Biphenyls: Human Health Aspects*. Concise International Chemical Assessment Document 55, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety. [En ligne] http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad55.htm.

LAUBY-SECRETAN, B., et coll., 2013. « Carcinogenicity of polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls ». *The Lancet Oncology*, vol. 14, nº 4, p. 287-288.

McKAY, G, 2002. « Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration: review ». *Chemical Engineering Journal,* vol. 86, nº 3, p. 343-368.

MDDEP, 2011a. *Inventaire des émissions des principaux contaminants atmosphériques au Québec en 2008 et évolution depuis 1990*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. [En ligne] http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/inventaire/rapport2008.pdf.

MDDEP, 2011b. *Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. [En ligne] http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=//Q_2/Q2R4_1.htm.

MDDELCC, 2016. *Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère*, version 5. 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 978-2-550-73567-0 (PDF), 16 p. [En ligne] http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/Normes-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf.

NANDY, B. C., A. K. GUPTA, A. MITTAL et V. VYAS, 2014. « Carbazole: It's biological activity ». *Journal of Biomedical and Pharmaceutical Research,* vol. 3, nº 1, p. 42-48.

NATO, 1988. *Pilot Study on International Information Exchange on Dioxins and Related Compounds – International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds*. Report no. 176, North Atlantic Treaty Organization, Committee on the Challenges of Modern Society

NISBET, I. C. T., et P. K. LAGOY, 1992. « Toxic Equivalency Factors (TEFs) for polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) ». *Regulatory Toxicology and Pharmacology,* vol. 16, nº 3, p. 290-300.

OMS, 1998. *Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI) : executive summary.* Organisation mondiale de la santé, WHO Consultation, 25 au 29 mai 1998, Genève, Suisse.

OMS, 2000. *Air Quality Guidelines for Europe, 2nd edition*. Organisation mondiale de la santé, Publications régionales, Série européenne, nº 91, 273 p.

PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 1976. *Criteria for National Air Quality Objectives: Sulfur Dioxide, Suspended Particulates, Carbon Monoxide, Oxidants (Ozone) and Nitrogen Dioxide – Reports to the Federal-Provincial Committee on Air Pollution (1971 and 1973)*. Federal-Provincial Committee on Air Pollution (Canada), Subcommittee on Air Quality Objectives, 41 p.

PANT, P., et R. M. HARRISON, 2013. « Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review ». *Atmospheric Environment*, vol. 77, p. 78-97.

RESSOURCES NATURELLES CANADA, 2016. *Certificat d'analyse du SCH-1 – Matériau de référence certifié : minerai de fer.* [En ligne]. http://www.rncan.gc.ca/mines-materiaux/materiaux-reference-certifies/liste-prix-certificats/8124.

STETTON, E, et K. POPLAWSKI, 2014. *Sulfur Dioxide Levels – 2013, James Bay, Victoria, British Columbia*. British Columbia Ministry of Environment, 55 p. [En ligne] http://www.viha.ca/NR/rdonlyres/01720FD1-FE51-49F1-A366-00F7981E365A/0/ERIE_SO2_2013_Final_Jan2014.pdf

USEPA, 2010. *Development of a Relative Potency Factor (RPF) Approach for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Mixtures (External Review Draft)*. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/635/R-08/012A, 2010. [En ligne] https://cfpub.epa.gov/ncea/iris_drafts/recordisplay.cfm?deid=194584

VARRICA, D, F. BARDELLI, G. DONGARRA et E. TAMBURO, 2013. « Speciation of Sb in airborne particulate matter, vehicule brake linings, and brake pad wear residues ». *Atmospheric Environment,* vol. 64, p. 18-24.

WALSH, P., et coll., 2004. *Avis sur l'arsenic dans l'air ambiant à Rouyn-Noranda*. Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq nº EN/2004/0293, rapport nº QA/48, 23 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, 20 p.

WALSH, P, D. BUSQUE et G. GOSSELIN, 2015. *Qualité de l'air à Sept-Îles*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 37 p. + 3 annexes.

ANNEXE 1 UNITÉS ET FACTEURS DE CONVERSION

L'unité de mesure de la concentration la plus répandue en qualité de l'air est le microgramme par mètre cube (µg/m^3). Elle désigne le poids d'un contaminant (µg) contenu dans un volume d'un mètre cube d'air (m^3). Le tableau A1-2 présente d'autres unités qui sont également utilisées à l'occasion lorsque les concentrations en µg/m^3 sont faibles.

Tableau A1-2 Unités de mesure de la concentration

Microgramme par mètre cube	1 µg/m^3 = 10^{-6} g/m^3
Nanogramme par mètre cube	1 ng/m^3 = 10^{-3} µg/m^3 = 10^{-9} g/m^3
Picogramme par mètre cube	1 pg/m^3 = 10^{-6} µg/m^3 = 10^{-12} g/m^3
Femtogramme par mètre cube	1 fg/m^3 = 10^{-9} µg/m^3 = 10^{-15} g/m^3

Les concentrations des contaminants dans l'air ambiant peuvent aussi être rapportées en partie par million (ppm) ou en partie par milliard (ppb). Ces unités de mesure désignent le nombre de molécules d'un contaminant parmi un million ou un milliard de molécules formant l'air ambiant (principalement de l'azote [78 %] et de l'oxygène [21 %]). Selon l'équation des gaz parfaits, on a :

Équation A1-1 $pV = nRT$
(p en Pa, V en m^3, n en moles, T en K et R = 8,314 472 J mol^{-1} K^{-1})

Ainsi, le volume occupé par un gaz, à pression et à température constantes, ne dépend que du nombre de moles de gaz présentes dans ce volume. Donc, si on sait qu'un contaminant a une concentration de C[ppb], on peut dire que C[ppb] × 10^{-9} des molécules totales sont en fait des molécules de ce contaminant.

L'équation A1-1 permet d'obtenir le nombre de moles de gaz qui se trouve dans un volume d'un mètre cube (1 m^3). Lorsqu'on effectue ce calcul, on le fait aux conditions de référence fixées au Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, soit à une température de 25 °C (298,15 K) et à une pression de 101,3 kPa (101 300 Pa). On obtient alors 40,864 mol/m^3, ce qui signifie que le contaminant contient 40,864 × C[ppb] × 10^{-9} mol/m^3.

Pour obtenir une concentration en g/m^3, il suffit de multiplier cette quantité par la masse molaire (M_{GAZ} en g/mol) du contaminant. Ainsi, on obtient :

Équation A1-2 $C[g/m^3] = 40{,}864 \times C[ppb] \times M_{GAZ} \times 10^{-9}$

On peut aussi simplifier cette équation en la multipliant un facteur 10^6 pour obtenir une concentration en µg/m^3, ce qui donne :

Équation A1-3 $C[\mu g/m^3] = C[ppb] \times M_{GAZ}/24{,}47$

ANNEXE 2 TRAITEMENT STATISTIQUE DES RÉSULTATS SOUS LES LIMITES DE DÉTECTION ET DE QUANTIFICATION

LIMITE DE DÉTECTION D'UNE MÉTHODE (CEAEQ, 2015)

La limite de détection d'une méthode (LDM) est la plus basse concentration pour un composé analysé dans une matrice réelle qui, lorsqu'il subit toutes les étapes d'une méthode complète, incluant les extractions chimiques et le prétraitement, produit un signal détectable avec une fiabilité définie statistiquement différente de celui produit par un « blanc » dans les mêmes conditions. Lorsque les résultats d'analyse sont sous la LDM, ils sont notés « < LD ».

La LDM est la concentration équivalente à trois fois l'écart-type (s) obtenu lors de l'établissement de la LDM :

$$LDM = 3 \times s$$

LIMITE DE QUANTIFICATION D'UNE MÉTHODE (CEAEQ, 2015)

La limite de quantification d'une méthode est la concentration minimale qui peut être quantifiée à l'aide d'une méthode d'analyse avec une fiabilité définie. Lorsque les résultats d'analyse sont sous la LQM mais supérieurs à la LDM, ils sont notés « DNQ », pour « détecté non quantifié ».

La LQM est la concentration équivalente à 10 fois l'écart-type (s) obtenu lors de l'établissement de la LDM.

$$LQM = 10 \times s$$

TRAITEMENT STATISTIQUE DES RÉSULTATS SOUS LA LDM ET SOUS LA LQM

Dans une série de résultats d'analyse, lorsqu'un résultat est inférieur à la LDM, on remplace celui-ci par une valeur équivalant à la moitié de la LDM (LDM/2).

$$Résultat = \frac{LDM}{2}$$

Lorsque le résultat d'analyse est plus grand que la LDM mais inférieur à la LQM et qu'aucune valeur numérique n'est rapportée, on remplace le résultat par :

$$Résultat = \frac{LQM + LDM}{2} \ ou \ 6{,}5 \times s \ ou \ \frac{LDM}{3} \times 6{,}5$$

ANNEXE 3 PCDD/F – STATISTIQUES DESCRIPTIVES

Tableau A3-1 PCDD/F concentrations en équivalent toxique : statistiques descriptives – station Québec–Vieux-Limoilou

Station Québec–Vieux-Limoilou (n=15)	**n**	**n > LD**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**
2,3,7,8-TCDD	15	5	0,360	0,000	0,000	1,800	0,641
1,2,3,7,8-PeCDD	15	14	2,037	1,900	0,000	4,950	1,363
1,2,3,4,7,8-HxCDD	15	14	0,456	0,410	0,000	1,200	0,304
1,2,3,6,7,8-HxCDD	15	15	0,931	0,980	0,000	2,400	0,590
1,2,3,7,8,9-HxCDD	15	15	1,012	0,930	0,240	2,800	0,707
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	15	15	0,922	0,800	0,220	2,100	0,570
OCDD	15	15	0,259	0,210	0,056	0,520	0,141
2,3,7,8-TCDF	15	13	0,586	0,560	0,000	1,500	0,459
1,2,3,7,8-PeCDF	15	13	0,227	0,185	0,000	0,550	0,176
2,3,4,7,8-PeCDF	15	15	4,890	5,500	0,900	9,500	2,753
1,2,3,4,7,8-HxCDF	15	15	1,949	1,900	0,300	4,000	1,235
1,2,3,6,7,8-HxCDF	15	14	0,865	0,750	0,000	1,800	0,510
2,3,4,6,7,8-HxCDF	15	15	0,874	0,700	0,000	1,700	0,548
1,2,3,7,8,9-HxCDF	15	10	0,006	0,000	0,000	0,090	0,023
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	15	14	0,355	0,300	0,000	0,690	0,211
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	15	13	0,051	0,050	0,000	0,110	0,036
OCDF	15	15	0,031	0,026	0,005	0,065	0,020

Tableau A3-2 PCDD/F concentrations par groupe de congénères : statistiques descriptives – station Québec–Vieux-Limoilou

Station Québec–Vieux-Limoilou (n=15)	**n**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart type (pg/m³)**
T4CDD	15	17,90	18	0	49	13,95
P5CDD	15	32,99	36	0	72	23,51
H6CDD	15	92,80	78	17	230	61,70
H7CDD	15	179,80	160	17	400	117,50
O8CDD	15	258,60	210	56	520	140,69
TOTAL PCDD	15	582,09	552	158	1236	333,03
T4CDF	15	128,47	130	13	250	68,03
P5CDF	15	95,33	89	15	180	59,28
H6CDF	15	89,20	100	11	200	55,08
H7CDF	15	58,47	53	0	110	33,70
OCDF	15	30,66	26	5	65	20,48
TOTAL PCDF	15	402,13	430	83	763	210,18

Tableau A3-3 PCDD/F concentrations en équivalent toxique : statistiques descriptives – station Beaujeu

Station Beaujeu (n=56)	**n**	**n > LD**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**
2,3,7,8-TCDD	56	32	1,107	0,000	0,000	13,000	2,252
1,2,3,7,8-PeCDD	56	54	3,154	2,125	0,000	22,000	3,756
1,2,3,4,7,8-HxCDD	56	54	0,791	0,460	0,000	6,000	1,010
1,2,3,6,7,8-HxCDD	56	56	1,656	0,935	0,240	11,000	2,044
1,2,3,7,8,9-HxCDD	56	55	1,706	1,000	0,000	12,000	2,167
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	56	56	2,051	1,000	0,180	14,000	2,585
OCDD	56	56	0,619	0,325	0,058	3,900	0,738
2,3,7,8-TCDF	56	51	0,685	0,360	0,000	3,400	0,862
1,2,3,7,8-PeCDF	56	52	0,290	0,148	0,000	2,300	0,390
2,3,4,7,8-PeCDF	56	56	5,892	3,225	0,000	47,500	8,207
1,2,3,4,7,8-HxCDF	56	56	2,435	1,350	0,240	16,000	3,399
1,2,3,6,7,8-HxCDF	56	56	1,130	0,635	0,170	7,600	1,451
2,3,4,6,7,8-HxCDF	56	56	1,234	0,655	0,150	11,000	1,906
1,2,3,7,8,9-HxCDF	56	20	0,019	0,000	0,000	0,400	0,068
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	56	55	0,498	0,275	0,000	3,200	0,660
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	56	50	0,070	0,028	0,000	0,530	0,107
OCDF	56	56	0,047	0,024	0,007	0,350	0,069

Tableau A3-4 PCDD/F concentrations par groupe de congénères : statistiques descriptives – station Beaujeu

Station Beaujeu (n=56)	**n**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart type (pg/m³)**
T4CDD	56	39,64	20	0	550	75,46
P5CDD	56	71,38	35	4	1100	151,53
H6CDD	56	190,34	96	28	1400	270,16
H7CDD	56	446,04	215	39	3300	639,36
O8CDD	56	619,00	325	58	3900	737,84
TOTAL PCDD	56	1366,39	693	174	9007	1693,49
T4CDF	56	167,86	100	23	1400	217,41
P5CDF	56	138,27	95	17	1200	181,74
H6CDF	56	124,68	69	16	940	165,91
H7CDF	56	88,98	49	0	550	113,93
OCDF	56	47,14	24	7	350	68,52
TOTAL PCDF	56	566,92	376	82	4080	698,43

Tableau A3-5 PCDD/F concentrations en équivalent toxique : statistiques descriptives – station Vitré

Station Vitré (n=59)	**n**	**n > LD**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**
2,3,7,8-TCDD	59	34	1,524	0,000	0,000	20,000	3,198
1,2,3,7,8-PeCDD	59	53	3,191	1,700	0,000	28,000	4,274
1,2,3,4,7,8-HxCDD	59	55	0,781	0,460	0,000	6,200	1,046
1,2,3,6,7,8-HxCDD	59	58	1,654	0,890	0,100	17,000	2,533
1,2,3,7,8,9-HxCDD	59	58	1,870	1,000	0,090	24,000	3,303
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	59	58	1,922	0,990	0,060	17,000	3,080
OCDD	59	58	0,515	0,270	0,020	4,000	0,735
2,3,7,8-TCDF	59	52	0,940	0,520	0,000	9,400	1,470
1,2,3,7,8-PeCDF	59	55	0,377	0,205	0,000	2,250	0,472
2,3,4,7,8-PeCDF	59	57	7,594	4,200	0,000	50,000	10,085
1,2,3,4,7,8-HxCDF	59	58	2,850	1,600	0,160	23,000	4,040
1,2,3,6,7,8-HxCDF	59	58	1,261	0,800	0,000	8,400	1,528
2,3,4,6,7,8-HxCDF	59	56	1,428	0,820	0,000	9,700	1,997
1,2,3,7,8,9-HxCDF	59	23	0,019	0,000	0,000	0,650	0,097
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	59	57	0,524	0,310	0,000	4,200	0,660
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	59	53	0,077	0,041	0,000	0,720	0,111
OCDF	59	58	0,045	0,029	0,003	0,440	0,061

Tableau A3-6 PCDD/F concentrations par groupe de congénères : statistiques descriptives – station Vitré

Station Vitré (n=59)	**n**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart type (pg/m³)**
T4CDD	59	39,10	20	3	340	61,00
P5CDD	59	70,85	30	0	760	130,11
H6CDD	59	186,66	94	9	2100	311,86
H7CDD	59	385,34	190	12	3600	624,10
O8CDD	59	515,24	270	20	4000	735,40
TOTAL PCDD	59	1197,19	595	45	10720	1784,11
T4CDF	59	217,92	150	35	1900	307,71
P5CDF	59	158,64	100	17	850	192,66
H6CDF	59	131,39	83	9	840	161,07
H7CDF	59	91,60	53	7	730	114,79
OCDF	59	44,80	29	3	440	61,19
TOTAL PCDF	59	644,35	446	75	4260	764,00

ANNEXE 4 ANALYSE STATISTIQUE DES CONCENTRATIONS DE DIOXINES ET FURANES

Analyse de variance

Afin de déterminer si les concentrations diffèrent d'une station à l'autre, une analyse de variance (ANOVA) avec un facteur fixe et un facteur aléatoire a été effectuée sur les paires de données. Plus précisément, la variable « station » de l'analyse est un facteur fixe à trois modalités (Beaujeu, Vitré et Québec–Vieux-Limoilou). La variable « date » est utilisée comme effet aléatoire afin de pouvoir tenir compte du pairage des observations. Une transformation logarithmique des concentrations a été appliquée afin de respecter l'hypothèse de normalité requise par l'ANOVA. Les résultats de l'ANOVA sont présentés au tableau A4-1.

Tableau A4-1 Analyse de variance paramétrique avec données par paire avec les stations comme facteur fixe à trois modalités et la date comme effet aléatoire

Variable	Valeur P	Commentaire
LOG_{10} (D)	0,1290	On accepte la normalité via la transformation log.
LOG_{10} (F)	0,6820	On accepte la normalité via la transformation log.
LOG_{10} (DF)	0,2871	On accepte la normalité via la transformation log.

Les conclusions de l'analyse de variance sont les suivantes :

1) Au seuil de alpha de 5 % (P > 0,05), on accepte l'hypothèse voulant que les concentrations moyennes de dioxines ne différent pas d'une station à l'autre.
2) Au seuil de alpha de 5 % (P > 0,05), on accepte l'hypothèse voulant que les concentrations moyennes de furanes ne différent pas d'une station à l'autre.
3) Au seuil de alpha de 5 % (P > 0,05), on accepte l'hypothèse voulant que les concentrations moyennes des totaux de dioxines et furanes ne différent pas d'une station à l'autre.

Corrélations entre les stations

Le coefficient de Spearman a été calculé pour déterminer si la variation des concentrations de dioxines, de furanes et du total des deux était associée. Le résultat de cette analyse est présenté dans les tableaux suivants. Pour chacun des trois paramètres (dioxines, furanes et dioxines et furanes), les concentrations aux trois stations sont significativement corrélées au seuil de 5 % et moins.

Tableau A4-2 Corrélation des concentrations de dioxines aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Vitré et Beaujeu (À noter que l'analyse a été faite sur les concentrations totales et non sur les concentrations en équivalent toxique.)

Stations	Rho de Spearman	Valeur P	n
Québec–Vieux-Limoilou vs Vitré	0,78929	0,0005	15
Québec–Vieux-Limoilou vs Beaujeu	0,51786	0,0480	15
Beaujeu vs Vitré	0,78453	< 0,0001	56

n : nombre de paires de mesure

Tableau A4-3 Corrélation des concentrations de furanes aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Vitré et Beaujeu (À noter que l'analyse a été faite sur les concentrations totales et non sur les concentrations en équivalent toxique.)

Stations	Rho de Spearman	Valeur P	n
Québec–Vieux-Limoilou vs Vitré	0,78571	0,0005	15
Québec–Vieux-Limoilou vs Beaujeu	0,71786	0,0026	15
Beaujeu vs Vitré	0,65126	<0,0001	56

n : nombre de paires de mesure

Tableau A4-4 Corrélation des concentrations de dioxines et furanes aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Vitré et Beaujeu (À noter que l'analyse a été faite sur les concentrations totales de dioxines et furanes et non sur les concentrations en équivalent toxique.)

Stations	Rho de Spearman	Valeur P	n
Québec–Vieux-Limoilou vs Vitré	0,79714	0,0004	15
Québec–Vieux-Limoilou vs Beaujeu	0,54692	0,0349	15
Beaujeu vs Vitré	0,75530	<0,0001	56

n : nombre de paires de mesure

Corrélation entre les dioxines et furanes et les particules fines

La corrélation entre les concentrations de dioxines et furanes à chaque station ainsi qu'entre la moyenne des trois stations et la concentration de $PM_{2,5}$ à la station Québec–Vieux-Limoilou a été évaluée avec le coefficient de corrélation de Spearman (tableau A4-5). Dans l'ensemble, les concentrations de dioxines et furanes sont fortement corrélées aux $PM_{2,5}$.

Tableau A4-5 Corrélation des concentrations de dioxines totales, furanes totaux et dioxines et furanes aux stations Québec–Vieux-Limoilou, Beaujeu et Vitré aux concentrations de particules fines mesurées à la station Québec–Vieux-Limoilou

Stations	ρ[1]	P[2]	n[3]
Québec–Vieux-Limoilou (dioxines)	0,28214	0,3083	15
Québec–Vieux-Limoilou (furanes)	0,57857	0,0238	15
Québec–Vieux-Limoilou (dioxines et furanes)	0,35210	0,1981	15
Vitré (dioxines)	0,51656	< 0,001	58
Vitré (furanes)	0,46868	0,0002	58
Vitré (dioxines et furanes)	0,51484	< 0,001	58
Beaujeu (dioxines)	0,55880	< 0,001	55
Beaujeu (furanes)	0,69407	< 0,001	55
Beaujeu (dioxines et furanes)	0,62597	< 0,001	55
Moyenne[4] (dioxines)	0,56554	< 0,001	58
Moyenne[4] (furanes)	0,55981	< 0,001	58
Moyenne[4] (dioxines et furanes)	0,60159	< 0,001	58

[1] Coefficient de corrélation (rho) de Spearman; [2] P : probabilité; [3] n : nombre de paires de mesure;
[4] Moyenne : concentration moyenne aux trois stations

Analyse de régression des dioxines et furanes et des particules fines

La relation entre les résultats de dioxines et furanes regroupés pour les trois stations et les $PM_{2,5}$ a été caractérisée par des analyses de régression. Les résultats sont présentés pour les dioxines, les furanes et les dioxines et furanes. Les paramètres de la régression des dioxines et furanes et des $PM_{2,5}$ sont présentés au tableau A4-6.

Tableau A4-6 Paramètres de l'analyse régression et résultats estimés des paramètres de l'équation de régression des concentrations moyennes de dioxines et furanes aux trois stations et des $PM_{2,5}$

Paramètres de l'analyse

MSE$^{1/2}$	r^2	Moy.	r^2 ajusté	Coef. var.	
0,30786	0,3977	3,09014	0,3869	9,96279	

Paramètres de l'équation : Log (dioxines+furanes en fg/m^3) = 2,11239+ 0,94486 *(log (1+$PM_{2,5}$))

Variables	DL	n	Estimés	Err. Std.	valeur t	P > t
Ordonnées à l'origine	1	58	2,11239	0,16581	12,74	< 0,001
Log ($PM_{2,5}$)	1	58	0,94486	0,15540	6,08	< 0,001

MSE$^{1/2}$: racine carrée de l'erreur quadratique moyenne; r^2 : coefficient de variation; Moy. : moyenne des logarithmes des concentrations de dioxines et furanes; Coef. var : coefficient de variation; DL : degrés de liberté; Err. Std. : erreur type

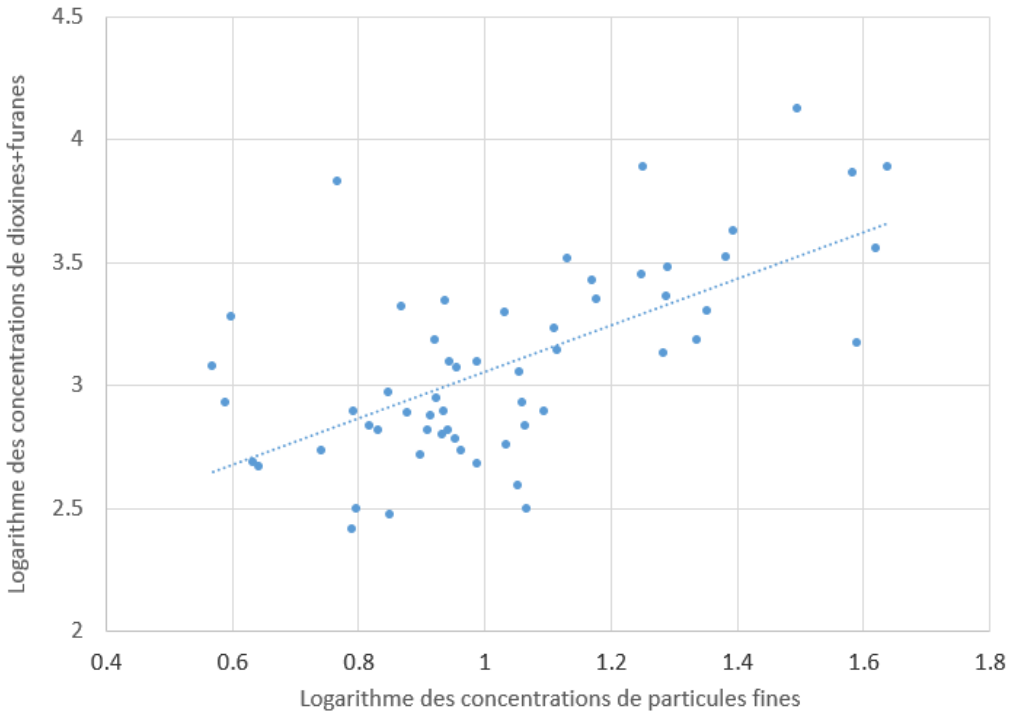


Figure A4-1 Relation entre le logarithme des concentrations de particules fines (en µg/m^3) et le logarithme des concentrations moyennes de dioxines et furanes totaux (en fg/m^3) des stations Québec–Vieux-Limoilou, Vitré et Beaujeu.

Analyse de la corrélation entre les dioxines et furanes et les métaux et les paramètres conventionnels

Les coefficients de corrélation de Pearson ont été obtenus en utilisant la procédure *proc corr* de SAS. Les résultats sont présentés dans le tableau A4-7.

Tableau A4-7 Corrélations de Pearson des logarithmes des dioxines (D), furanes (F) et dioxines et furanes (DF) avec les logarithmes des métaux et des paramètres conventionnels. Pour chaque corrélation, on présente le coefficient (Rho) de Pearson, la probabilité P que le coefficient ne soit pas différent de 0 (Prob > |r| sous H0: Rho=0) et le nombre d'observations.

	As	Ba	Ca	Cd	Co	Mn	Ni	Pb	PST	Sb
D	0,49913 0,0043 31	0,05496 0,7690 31	-0,23380 0,2056 31	-0,00517 0,9780 31	-0,19198 0,3008 31	0,01563 0,9335 31	-0,19908 0,2830 31	0,16075 0,3877 31	0,12026 0,5193 31	0,46932 0,0077 31
F	0,18252 0,3257 31	0,08056 0,6666 31	-0,31974 0,0795 31	0,01490 0,9366 31	-0,05140 0,7836 31	-0,03385 0,8565 31	-0,13945 0,4544 31	0,08268 0,6584 31	0,09025 0,6292 31	0,45572 0,0100 31
DF	0,41013 0,0219 31	0,06697 0,7204 31	-0,27642 0,1323 31	0,01208 0,9486 31	-0,14071 0,4502 31	-0,00848 0,9639 31	-0,17408 0,3490 31	0,14717 0,4295 31	0,10445 0,5760 31	0,48376 0,0058 31

Tableau A4-7 (suite)

	Zn	SO_2	NO_2	NO	O_3	$PM_{2,5}$
D	0,19612 0,2903 31	0,41450 0,0204 31	0,38454 0,0327 31	0,26991 0,1420 31	-0,30574 0,0944 31	0,54929 0,0014 31
F	0,18355 0,3230 31	0,44214 0,0128 31	0,46485 0,0084 31	0,33023 0,0696 31	-0,43665 0,0141 31	0,55577 0,0012 31
DF	0,19492 0,2934 31	0,42571 0,0170 31	0,41564 0,0201 31	0,29273 0,1100 31	-0,35026 0,0534 31	0,57212 0,0008 31

ANNEXE 5 FACTEURS D'ÉQUIVALENCE DE TOXICITÉ DE CERTAINS HAP

Tableau A5-1 Facteurs d'équivalence de toxicité (FET) de certains composés de HAP relativement au benzo(a)pyrène

HAP	FET	Références
5-Méthylchrysène	1	Collins et coll. (1998)
3-Methylcholanthrène	1	Collins et coll. (1998)
1-Nitropyrène	0,1	Collins et coll. (1998)
7,12-Dimethylbenzo(a)anthracène	10	Collins et coll. (1998)
Acénaphtène	0,001	Nisbet et Lagoy (1992)
Acénaphthylène	0,001	Nisbet et Lagoy (1992)
Anthracène	0,01	Nisbet et Lagoy (1992)
Anthanthrène	0,3	Larsen et Larsen (1998), cité dans USEPA (2010)
Benzo(a)anthracène	0,1	Nisbet et Lagoy (1992)
Benzo(a)pyrène	1	
Benzo(e)pyrène	0,01	Malcom et Dobson (1994), cité dans USEPA (2010)
Benzo(g,h,i)pérylène	0,01	Nisbet et Lagoy (1992)
Benzo(b)fluoranthène	0,1	Nisbet et Lagoy (1992)
Benzo(j)fluoranthène	0,1	Nisbet et Lagoy (1992)
Benzo(k)fluoranthène	0,1	Nisbet et Lagoy (1992)
Benzo(c)phénanthrène	0,023	Larsen et Larsen (1998), cité dans USEPA (2010)
Chrysène	0,01	Nisbet et Lagoy (1992)
Coronène	0,001	Nisbet et Lagoy (1992)
Dibenzo(a,e)pyrène	1	Collins et coll. (1998)
Dibenzo(a,c)anthracène	0,1	Nisbet et Lagoy (1992)
Dibenzo(a,h)acridine	0,1	Collins et coll. (1998)
7H-Dibenzo(c,g)carbazole	1	Collins et coll. (1998)
Dibenzo(a,h)anthracène	5	Nisbet et Lagoy (1992)
Dibenzo(a,l)pyrène	10	Collins et coll. (1998)
Dibenzo(a,h)pyrène	10	Collins et coll. (1998)
Dibenzo(a,i)pyrène	10	Collins et coll. (1998)
Fluoranthène	0,001	Nisbet et Lagoy (1992)
Fluorène	0,001	Nisbet et Lagoy (1992)
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,1	Collins et coll. (1998)
Pérylène	0,001	Malcom et Dobson (1994), cité dans USEPA (2010)
Phénanthrène	0,001	Nisbet et Lagoy (1992)
Pyrène	0,001	Nisbet et Lagoy (1992)

ANNEXE 6 STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS DE HAP

Tableau A6-1 HAP : statistiques descriptives – station Québec–Vieux-Limoilou

Station Québec–Vieux-Limoilou (n=15)	**Moy. (pg/m³)**	**Méd. (pg/m³)**	**Min. (pg/m³)**	**Max. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**	**FET**	**BaP équivalent (pg/m³)**
Naphtalène	1 740	1 400	230	5 400	1 739,6	-	-
1-Méthylnaphtalène	1 221,2	950	78	3 000	966,2	-	-
2-Méthylnaphtalène	1 682,7	1 300	130	4 000	1 268,7	-	-
1,3-Diméthulnaphtalène	787,5	700	72	1 700	548,1	-	-
2,3,5-Triméthylnaphtalène	670,7	590	160	2 100	498,7	-	-
Acénaphthylène	1 581,5	1 300	16	6 800	1 900,7	0,001	1,6
Acénaphthène	1 380,7	1 400	310	2 600	683,1	0,001	1,4
Fluorène	2 351,3	2 300	870	4 800	1 011,6	0,001	2,4
Phénanthrène	9 873,3	9 500	2 900	21 000	4 369,3	0,001	9,9
Anthracène	506,0	470	210	1 200	244,5	0,01	5,1
Fluoranthène	2 960,0	2 700	1 600	6 700	1 369,5	0,001	3,0
2-Méthylfluoranthène	96,6	86,7	34	190	52,2	-	-
Pyrène	2 146,7	1 900	1 100	4 300	930,3	0,001	2,1
Benzo(c)phénanthrène	120,8	140,0	17,3	280,0	92,2	0,023	2,8
Benzo(a)anthracène	227,6	173,3	17,3	580,0	193,4	0,01	2,3
Chrysène	520,5	430,0	38,0	1 300,0	417,9	0,01	5,2
2-Méthylchrysène	52,4	40,0	7,0	130,0	34,4	-	-
3-Méthylchrysène	43,0	30,0	7,0	90	26,5	-	-
4-Méthylchrysène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	-	-
5-Méthylchrysène	10,8	8,7	1,0	43,3	11,8	1	10,8
6-Méthylchrysène	21,6	19,0	1,0	43,3	12,6	-	-
Benzo(b)fluoranthène	536,9	450	21	1 500	461,7	0,1	53,7
Benzo(j)fluoranthène	218,5	180	6,5	590	194,6	0,1	21,9
Benzo(k)fluoranthène	210,5	170	12	490	174,4	0,1	21,1
7,12-Diméthylbenzo(a)anthracène	24,6	20	65	2	16,7	10	245,9
Benzo(e)pyrène	377,1	300	23	870	296,5	0,01	3,8
Benzo(a)pyrène	206,8	200	12	560	184,8	1	206,8
Pérylène	38,9	37	4,3	110	32,1	0,001	0,0
3-Méthylcholanthrène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	1	-
Anthanthrène	25,7	10	1	99	32,6	0,3	7,7
Benzo(g,h,i)pérylène	292,3	320	23	630	206,0	0,01	2,9
Coronène	136,0	130	13	310	90,4	0,001	0,1
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	220,4	220	11	590	174,6	0,1	22,0
Dibenzo(a,e)fluoranthène	68,1	54	5	220	60,7	-	-
Dibenzo(a,c)anthracène	18,3	17	2	43	13,8	0,1	1,8
Dibenzo(a,h)anthracène	34,9	29	2	78	26,5	5	174,5
Dibenzo(a,j)anthracène	24,7	22	2	60	19,0	-	-

Tableau A6-1 HAP : statistiques descriptives – station Québec–Vieux-Limoilou (suite)

Station Québec–Vieux-Limoilou (n=15)	**Moy. (pg/m³)**	**Méd. (pg/m³)**	**Min. (pg/m³)**	**Max. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**	**FET**	**BaP équivalent (pg/m³)**
Dibenzo(a,e)pyrène	32,6	27	2,2	95	25,7	1	32,6
Dibenzo(a,h)pyrène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	10	-
Dibenzo(a,i)pyrène	10,6	3	0,5	63	16,3	10	106,1
Dibenzo(a,l)pyrène	489	41	1,5	160	41,1	10	488,7
Benzo(c)acridine	13,2	10,8	2,2	39,0	8,9	-	-
Dibenzo(a,h)acridine	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,1	-
Carbazole	96,5	97	38	200	39,9	-	-
7H-Dibenzo(c,g)carbazole	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	1	-
1-Nitropyrène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,1	-
2-Chloronaphtalène	1,9	1	< LD	6	2,1	-	-
1-Chloronaphtalène	2,2	1	< LD	8,5	2,6	-	-
TOTAL							1 436,2

Tableau A6-2 HAP : statistiques descriptives – station Beaujeu

Station Beaujeu (n=16)	**Moy. (pg/m³)**	**Méd. (pg/m³)**	**Min. (pg/m³)**	**Max. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**	**FET**	**BaP équivalent (pg/m³)**
Naphtalène	1 913,8	1 400	240	6 500	1 837,9	-	-
1-Méthylnaphtalène	937,5	830	180	2 200	634,1	-	-
2-Méthylnaphtalène	1 289,4	1 205	300	2 800	789,3	-	-
1,3-Diméthulnaphtalène	588,9	440	73	2 000	513,9	-	-
2,3,5-Triméthylnaphtalène	605,8	350	92	3 000	697,4	-	-
Acénaphthylène	1 239,6	550	5	8 500	2 128,3	0,001	1,2
Acénaphthène	1 190,0	1 150	220	2 400	632,8	0,001	1,2
Fluorène	2 698,8	2 550	180	6 900	1 603,3	0,001	2,7
Phénanthrène	14 112,5	10 100	4 700	52 000	12 032,9	0,001	14,1
Anthracène	712,5	570	150	1 800	491,2	0,01	7,1
Fluoranthène	3580	2 450	980	9 300	2 570,7	0,001	3,6
2-Méthylfluoranthène	110,3	77	43,3	260	68,9	-	-
Pyrène	2 347,5	1850	690	5 700	1 556,0	0,001	2,3
Benzo(c)phénanthrène	110,5	75,85	22	380	99,9	0,023	2,5
Benzo(a)anthracène	210,7	83,85	27	680	207,2	0,01	2,1
Chrysène	472,6	270	41	1 700	443,8	0,01	4,7
2-Méthylchrysène	50,0	41,65	6,5	130	36,0	-	-
3-Méthylchrysène	43,3	31,5	6,5	130	34,0	-	-
4-Méthylchrysène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	-	-
5-Méthylchrysène	10,6	10	1,5	23	7,5	1	10,6
6-Méthylchrysène	19,4	14	4	58	13,8	-	-
Benzo(b)fluoranthène	496,2	250	8,7	2 100	549,7	0,1	49,6
Benzo(j)fluoranthène	198,5	92,5	6,5	830	220,5	0,1	19,9
Benzo(k)fluoranthène	190,7	102,5	8,7	700	197,0	0,1	19,1
7,12-Diméthylbenzo(a)anthracène	32,6	27,25	3	100	25,4	10	325,5
Benzo(e)pyrène	353,6	190	12	1 200	348,2	0,01	3,5
Benzo(a)pyrène	212,6	118	21	740	235,3	1	212,6
Pérylène	40,1	20,6	6,5	140	38,2	0,001	0,0
3-Méthylcholanthrène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	1	-
Anthanthrène	25,6	6,75	1,5	130	37,0	0,3	7,7
Benzo(g,h,i)pérylène	294,5	150	21	1 200	318,3	0,01	2,9
Coronène	143,8	81	13	660	168,3	0,001	0,1
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	225,2	130	9	860	267,2	0,1	22,5
Dibenzo(a,e)fluoranthène	52,9	34	6	210	53,9	-	-
Dibenzo(a,c)anthracène	18,0	10,5	2,2	65	17,0	0,1	1,8
Dibenzo(a,h)anthracène	33,3	20,5	33,7	4	110	5	166,5
Dibenzo(a,j)anthracène	24,3	15	2,2	89	25,4	-	-
Dibenzo(a,e)pyrène	33,3	19,15	2,2	150	36,9	1	33,1
Dibenzo(a,h)pyrène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	10	-
Dibenzo(a,i)pyrène	10,9	4,4	17,0	70	17,0	10	109,4
Dibenzo(a,l)pyrène	41,3	22,75	2,0	156	44,0	10	412,8

Tableau A6-2 HAP : statistiques descriptives–- station Beaujeu (suite)

Station Beaujeu (n=16)	**Moy. (pg/m³)**	**Méd. (pg/m³)**	**Min. (pg/m³)**	**Max. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**	**FET**	**BaP équivalent (pg/m³)**
Benzo(c)acridine	12,8	13	< LD	21,7	5,8	-	-
Dibenzo(a,h)acridine	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,1	-
Carbazole	183,4	100	22	830	232,5	-	-
7H-Dibenzo(c,g)carbazole	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	1	-
1-Nitropyrène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,1	-
2-Chloronaphtalène	1,7	0,7	< LD	7,4	2,2	-	-
1-Chloronaphtalène	1,7	0,6	< LD	6	2,0	-	-
TOTAL	34 870,7						1 439,1

Tableau A6-3 HAP : statistiques descriptives – station Vitré

Station Vitré (n=16)	**Moy. (pg/m³)**	**Méd. (pg/m³)**	**Min. (pg/m³)**	**Max. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**	**FET**	**BaP équivalent (pg/m³)**
Naphtalène	3 095,3	1 100	< LD	20 000	4 986,4	-	-
1-Méthylnaphtalène	1 913,8	1 250	110	14 000	3 311,4	-	-
2-Méthylnaphtalène	3 003,8	1 700	250	26 000	6 207,2	-	-
1,3-Diméthulnaphtalène	1227	680	81	9 300	2 204,6	-	-
2,3,5-Triméthylnaphtalène	765,6	565	< LD	3 900	910,1	-	-
Acénaphthylène	1 554,4	650	< LD	9 200	2 353,3	0,001	1,6
Acénaphthène	1 350,6	1 300	130	2 600	767,6	0,001	1,4
Fluorène	3 144,4	3 400	460	5 400	1 427,4	0,001	3,1
Phénanthrène	10 506,3	9 750	3 800	20 000	4 625,8	0,001	10,5
Anthracène	560,0	600	230	860	225,0	0,01	5,6
Fluoranthène	3 525,0	2 800	1 500	10 000	2 020,4	0,001	3,5
2-Méthylfluoranthène	109,6	96	< LD	280	61,5	-	-
Pyrène	2 462,5	2 300	1 000	5 300	1 165,5	0,001	2,5
Benzo(c)phénanthrène	125,3	84	< LD	390	115,7	0,023	2,9
Benzo(a)anthracène	219,8	165	< LD	730	203,4	0,01	2,2
Chrysène	524,1	365	44	1 800	471,9	0,01	5,2
2-Méthylchrysène	61,4	52	7	151,7	40,3	-	-
3-Méthylchrysène	66,5	47,5	5	216,7	56,5	-	-
4-Méthylchrysène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	-	-
5-Méthylchrysène	12,9	8,25	< LD	50	13,8	1	12,9
6-Méthylchrysène	23,3	21,7	< LD	50	15,9	-	-
Benzo(b)fluoranthène	570,6	380	10	1 900	516,6	0,1	57,1
Benzo(j)fluoranthène	222,1	165	6	730	205,8	0,1	22,2
Benzo(k)fluoranthène	225,0	150	7	710	195,0	0,1	22,5
7,12-Diméthylbenzo(a)anthracène	31,0	23,35	< LD	150	34,9	10	310,1
Benzo(e)pyrène	404,6	315	15	1 000	302,8	0,01	4,0
Benzo(a)pyrène	197,2	125	6	620	183,1	1	197,2
Pérylène	38,5	30,5	< LD	110	29,5	0,001	0,0
3-Méthylcholanthrène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	1	-
Anthanthrène	25,6	17,35	< LD	110	29,4	0,3	7,7
Benzo(g,h,i)pérylène	327,3	235	15	860	236,0	0,01	3,3
Coronène	162,1	130	10	550	134,7	0,001	0,2
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	243,1	160	6	920	232,9	0,1	24,3
Dibenzo(a,e)fluoranthène	63,3	51,5	2,2	160	45,3	-	-
Dibenzo(a,c)anthracène	19,0	14	< LD	56	14,9	0,1	1,9
Dibenzo(a,h)anthracène	35,7	26	< LD	120	31,4	5	178,5
Dibenzo(a,j)anthracène	26,0	17	0,5	90	23,0	-	-
Dibenzo(a,e)pyrène	28,2	25,85	< LD	70	20,3	1	28,2
Dibenzo(a,h)pyrène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	10	-
Dibenzo(a,i)pyrène	10,3	9	< LD	37	9,2	10	103,3
Dibenzo(a,l)pyrène	47,4	45,5	< LD	120	32,5	10	473,8

Tableau A6-3 HAP : statistiques descriptives – station Vitré (suite)

Station Vitré (n=16)	**Moy. (pg/m³)**	**Méd. (pg/m³)**	**Min. (pg/m³)**	**Max. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**	**FET**	**BaP équivalent (pg/m³)**
Benzo(c)acridine	11,4	10,4	2,2	21,7	6,4	-	-
Dibenzo(a,h)acridine	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,1	-
Carbazole	126,1	97	42	330	77,3		-
7H-Dibenzo(c,g)carbazole	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	1	-
1-Nitropyrène	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,1	-
2-Chloronaphtalène	1,8	1,05	< LD	6,1	2,0	-	-
1-Chloronaphtalène	1,9	0,8	0,1	6,2	2,2	-	-
TOTAL	37 069,8						1 485,7

ANNEXE 7 BPC – STATISTIQUES DESCRIPTIVES

Tableau A7-1 BPC : statistiques descriptives – station Québec–Vieux-Limoilou

Station Québec–Vieux-Limoilou (n=15)	**n**	**n > LD**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**
IUPAC 18	14	14	30,46	17	6,7	71	23,70
IUPAC 17	14	14	12,57	6,7	3	29	9,62
IUPAC 31	14	14	18,59	10,9	5,2	46	14,60
IUPAC 28	14	14	22,59	14	8,1	61	16,99
IUPAC 33*	14	14	14,33	8,6	4,7	37	11,17
IUPAC 52	15	15	17,35	12	4,7	55	13,68
IUPAC 49*	15	15	8,47	5,6	2,4	25	6,50
IUPAC 44*	15	15	9,36	5,4	2,7	30	7,74
IUPAC 74	15	15	2,80	2	0,74	9,3	2,27
IUPAC 70*	15	15	7,07	5,3	1,8	23	5,59
IUPAC 95	15	15	7,77	4,9	1,9	27	6,57
IUPAC 101	15	15	9,13	6,4	1,9	28	6,77
IUPAC 99	15	15	2,67	2	0,58	8,5	2,01
IUPAC 87	15	15	2,78	2,1	0,62	9,4	2,26
IUPAC 110	15	15	5,51	4	0,49	20	4,86
IUPAC 82	15	15	0,55	0,41	0,04	2,1	0,50
IUPAC 118*	15	15	2,68	2	0,58	10	2,35
IUPAC 105	15	14	0,94	0,7	< LD	3	0,75
IUPAC 151	15	15	1,26	1,1	0,29	4,1	0,98
IUPAC 149	15	15	3,69	3	0,8	12	2,81
IUPAC 153	15	15	2,58	1,9	0,56	7,6	1,83
IUPAC 132	15	15	1,18	0,9	0,09	3,6	0,91
IUPAC 138	15	15	2,53	1,9	0,2	9	2,23
IUPAC 158*	15	15	0,28	0,2	0,06	0,98	0,22
IUPAC 128	15	15	0,36	0,32	0,04	1,3	0,31
IUPAC 156	15	13	0,12	0,1	< LD	0,47	0,11
IUPAC 169	15	0	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
IUPAC 187*	15	15	0,82	0,66	0,19	2,5	0,59
IUPAC 183	15	15	0,32	0,26	0,08	0,96	0,23
IUPAC 177	15	15	0,24	0,2	0,02	0,78	0,19
IUPAC 171	15	14	0,09	0,08	< LD	0,3	0,07
IUPAC 180	15	15	0,60	0,48	0,16	2,1	0,48
IUPAC 191*	15	6	0,01	< LD	< LD	0,03	0,01
IUPAC 170*	15	15	0,17	0,12	0,03	0,57	0,13
IUPAC 199	15	15	0,16	0,13	0,06	0,54	0,12
IUPAC 195	15	9	0,02	0,02	< LD	0,08	0,02
IUPAC 194	15	14	0,06	0,05	< LD	0,15	0,04
IUPAC 205	15	3	0,03	< LD	< LD	0,02	0,01
IUPAC 208	15	12	0,03	0,02	< LD	0,08	0,02
IUPAC 206	15	14	0,05	0,04	< LD	0,11	0,03
IUPAC 209	15	13	0,03	0,02	< LD	0,06	0,01

Tableau A7-1 BPC : statistiques descriptives – station Québec–Vieux-Limoilou (suite)

Station Québec–Vieux-Limoilou (n=15)	**n**	**n > LD**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**
TRI-CB	14	14	135,4	78,5	40	310	101,5
TÉTRA-CB	15	15	79,6	53	22	250	63,0
PENTA-CB	15	15	37,0	28	8,3	130	31,3
HEXA-CB	15	15	15,6	12	3,4	52	12,5
HEPTA-CB	15	15	3,66	2,7	0,82	12	2,9
OCTA-CB	15	15	0,53	0,3	0,16	2	0,50
NONA-CB	15	12	0,06	0,04	< LD	0,23	0,06
DÉCA-CB	15	5	0,02	< LD	< LD	0,06	0,02
TOTAL	15	15	264,4	180	75	740	204,5

Tableau A7-2 BPC : statistiques descriptives – station Beaujeu

Station Beaujeu (n=16)	**n**	**n > LD**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**
IUPAC 18	15	15	50,20	28	4,9	160	51,75
IUPAC 17	15	15	20,29	12	2,1	60	20,42
IUPAC 31	15	15	29,92	20	3,2	81	28,22
IUPAC 28	15	15	33,91	23	4	100	33,04
IUPAC 33*	15	15	22,44	14	2,5	66	21,85
IUPAC 52	16	16	24,88	17	0,02	75	23,24
IUPAC 49*	16	16	12,94	7,65	0,01	38	12,47
IUPAC 44*	16	16	13,51	6,85	0,02	48	14,08
IUPAC 74	16	16	3,82	1,55	0,02	14	4,31
IUPAC 70*	16	16	9,54	4,1	0,02	37	10,79
IUPAC 95	16	16	10,88	6,35	0,02	47	12,73
IUPAC 101	16	16	12,48	8,45	0,01	43	13,09
IUPAC 99	16	16	3,49	2,3	0,01	14	3,76
IUPAC 87	16	16	3,53	1,95	0,02	14	3,82
IUPAC 110	16	16	6,72	3,75	0,01	27	7,44
IUPAC 82	16	16	0,69	0,35	0,04	2,7	0,74
IUPAC 118*	16	16	3,30	1,65	0,01	14	3,72
IUPAC 105	16	15	1,20	0,74	< LD	4,2	1,19
IUPAC 151	16	16	1,79	1,25	0,01	7,1	1,84
IUPAC 149	16	16	5,24	3,95	0,01	21	5,37
IUPAC 153	16	16	3,95	2,8	0,02	14	3,95
IUPAC 132	16	16	1,60	0,82	0,03	5,9	1,68
IUPAC 138	16	16	3,82	1,8	0,02	13	4,13
IUPAC 158*	16	16	0,45	0,29	0,06	1,4	0,42
IUPAC 128	16	16	0,51	0,26	0,07	1,9	0,54
IUPAC 156	16	15	0,22	0,1	< LD	1	0,28
IUPAC 169	16	0	< LD	< LD	< LD	< LD	0,01
IUPAC 187*	16	16	1,39	0,76	0,01	5	1,50
IUPAC 183	16	16	0,55	0,30	0,01	2	0,62
IUPAC 177	16	16	0,42	0,19	0,02	1,6	0,50
IUPAC 171	16	16	0,21	0,1	0,02	1	0,27
IUPAC 180	16	16	1,19	0,49	0,01	6,2	1,67
IUPAC 191*	16	6	0,08	< LD	< LD	1	0,25
IUPAC 170*	16	16	0,37	0,15	0,01	2,3	0,59
IUPAC 199	16	16	0,30	0,15	0,01	1,4	0,39
IUPAC 195	16	9	0,07	0,02	< LD	0,52	0,13
IUPAC 194	16	13	0,17	0,08	< LD	1,3	0,32
IUPAC 205	16	2	0,01	< LD	< LD	0,09	0,02
IUPAC 208	16	13	0,09	0,03	< LD	1	0,24
IUPAC 206	16	14	0,13	0,07	< LD	1	0,24
IUPAC 209	16	14	0,03	0,02	< LD	0,11	0,03

Tableau A7-2 BPC : statistiques descriptives – station Beaujeu (suite)

Station Beaujeu (n=16)	**n**	**n > LD**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**
TRI-CB	15	15	215,3	130	25	590	209,5
TÉTRA-CB	16	16	113,3	76,5	14	380	112,4
PENTA-CB	16	16	48,9	29,5	5,8	180	53,0
HEXA-CB	16	16	23,0	16,5	3,2	83	22,9
HEPTA-CB	16	16	6,66	3,4	0,71	25	7,8
OCTA-CB	16	16	1,18	0,43	0,05	6,2	1,7
NONA-CB	16	12	0,12	0,09	< LD	0,42	0,1
DÉCA-CB	16	5	0,02	< LD	< LD	0,07	0,02
TOTAL	16	16	395,2	215	53	1 200	380,3

Tableau A7-3 BPC : statistiques descriptives – station Vitré

Station Vitré (n=16)	**n**	**n > LD**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**
IUPAC 18	15	15	115,40	67	11	360	125,42
IUPAC 17	15	15	46,27	27	4,3	160	49,59
IUPAC 31	15	15	55,63	39	5,4	170	55,10
IUPAC 28	15	15	65,76	40	7,4	180	64,79
IUPAC 33*	15	15	43,74	27	4,5	130	44,39
IUPAC 52	16	16	41,43	26,5	4,6	110	38,13
IUPAC 49*	16	16	24,18	14,5	2,1	67	24,25
IUPAC 44*	16	16	25,10	16,5	2,4	75	24,93
IUPAC 74	16	16	6,79	4,25	0,66	28	7,64
IUPAC 70*	16	16	13,09	9,4	1,8	41	11,99
IUPAC 95	16	16	12,09	9,1	1,8	42	10,73
IUPAC 101	16	16	12,92	9,45	1,9	40	10,81
IUPAC 99	16	16	3,91	2,9	0,52	13	3,35
IUPAC 87	16	16	4,08	3,1	0,53	14	3,64
IUPAC 110	16	16	7,85	5,8	0,96	30	7,63
IUPAC 82	16	15	0,90	0,64	< LD	3,4	0,90
IUPAC 118*	16	16	4,32	3,15	0,41	16	4,10
IUPAC 105	16	15	1,54	1,03	< LD	4,9	1,41
IUPAC 151	16	16	1,85	1,4	0,21	6,7	1,75
IUPAC 149	16	16	5,51	4,45	0,53	21	5,25
IUPAC 153	16	16	4,09	3,15	0,49	15	3,82
IUPAC 132	16	16	1,75	1,25	0,29	6,5	1,66
IUPAC 138	16	16	4,49	3,35	0,55	18	4,54
IUPAC 158*	16	16	0,51	0,36	0,06	2	0,51
IUPAC 128	16	16	0,64	0,35	0,09	2,7	0,70
IUPAC 156	16	14	0,26	0,13	< LD	1	0,28
IUPAC 169	16	3	0,01	< LD	< LD	0,05	0,01
IUPAC 187*	16	16	1,48	0,88	0,14	6,2	1,69
IUPAC 183	16	16	0,57	0,36	0,07	2,5	0,67
IUPAC 177	16	16	0,50	0,25	0,02	2,6	0,70
IUPAC 171	16	14	0,19	0,1	< LD	1	0,27
IUPAC 180	16	16	1,63	0,63	0,09	9,7	2,68
IUPAC 191*	16	6	0,03	< LD	< LD	0,16	0,05
IUPAC 170*	16	16	0,58	0,22	0,04	3,6	0,97
IUPAC 199	16	15	0,46	0,22	< LD	2,6	0,72
IUPAC 195	16	11	0,12	0,04	< LD	0,72	0,21
IUPAC 194	16	15	0,38	0,11	< LD	2	0,59
IUPAC 205	16	6	0,03	< LD	< LD	0,1	0.03
IUPAC 208	16	14	0,07	0,04	< LD	0,21	0,06
IUPAC 206	16	14	0,21	0,15	< LD	0,87	0,24
IUPAC 209	16	11	0,03	0,03	< LD	0,07	0,03

Tableau A7-3 BPC : statistiques descriptives – station Vitré (suite)

Station Vitré (n=16)	**n**	**n > LD**	**MOY. (pg/m³)**	**MÉD. (pg/m³)**	**MIN. (pg/m³)**	**MAX. (pg/m³)**	**Écart-type (pg/m³)**
TRI-CB	15	15	442,2	250	47	1 400	449,2
TÉTRA-CB	16	16	199,8	135	21	570	192,6
PENTA-CB	16	16	55,4	42	7,2	190	49,3
HEXA-CB	16	16	24,5	19,5	2,6	93,5	23,8
HEPTA-CB	16	16	7,7	4,35	0,45	37,7	10,4
OCTA-CB	16	14	1,8	0,78	< LD	9,98	2,9
NONA-CB	16	13	0,3	0,14	< LD	1,2	0,4
DÉCA-CB	16	6	0,03	< LD	< LD	0,07	0,03
TOTAL	16	15	703,3	425	85	2 100	688,6