

**CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE
SUR LE CHAUFFAGE AU BOIS
Hiver 1998-1999 Rapport d'étude**

Yvette Bonvalot

Direction de la santé publique de Montréal-centre

Claude Gagnon

Communauté urbaine de Montréal

Mario Benjamin

Environnement Canada

André Germain

Environnement Canada

Tom Dann

Environnement Canada

Mars 2000



Environnement
Canada
Région du Québec

Environment
Canada
Quebec Region



RÉGIE RÉGIONALE
DE LA SANTÉ ET DES
SERVICES SOCIAUX
DE MONTRÉAL-CENTRE

Direction de la santé publique



Cette campagne d'échantillonnage sur le chauffage à bois a été rendue possible par le partenariat des trois organismes suivants :

- **Communauté urbaine de Montréal, Service de l'environnement, Assainissement de l'Air et de l'Eau**
- **Environnement Canada :**
 - **Région du Québec**
 - **Centre de technologie environnementale**
- **Direction de la santé publique de Montréal-centre, Unité de Santé au Travail / Santé Environnementale**

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement © Ministre des approvisionnements et services Canada, 2000 Numéro de catalogue : EN56-144/2000F ISBN : 0-662-84342-8

Sommaire exécutif

Campagne d'échantillonnage sur le chauffage au bois : hiver 1998-1999

Une étude réalisée par le Regroupement montréalais pour la qualité de l'air (RMQA, 1998) portant sur les impacts santé et environnement de la pollution atmosphérique dans la grande région de Montréal y identifiait le chauffage au bois comme l'une des sources majeures de pollution atmosphérique. Sur la base, entre autres, de ce constat et de certaines observations issues du réseau montréalais d'échantillonnage de l'air ambiant, la Communauté urbaine de Montréal (CUM), Environnement Canada (EC) et la Direction de la santé publique de Montréal-Centre (DSP Montréal-Centre) ont décidé de réaliser conjointement une campagne de mesures dès l'hiver 1998-1999 pour évaluer l'impact du chauffage au bois résidentiel. Le quartier de Rivière-des-Prairies a été retenu pour ce projet.

Le principal objectif de la campagne d'échantillonnage hivernale consiste en l'évaluation de l'impact environnemental de l'utilisation du chauffage résidentiel au bois. L'atteinte de cet objectif comprend également divers sous-objectifs. Parmi ceux spécifiques à l'aspect environnemental, la réalisation d'une telle campagne devait permettre i) de déterminer les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et en composés organiques volatils (COV), ii) de connaître les concentrations en particules respirables de diamètre aérodynamique inférieur à 10 et 2,5 micromètres (PM_{10} et $PM_{2,5}$), iii) de mieux comprendre les liens entre les conditions météorologiques et les concentrations mesurées de HAP, COV et particules respirables (PM_{10} et $PM_{2,5}$), et si possible, iv) de quantifier l'impact de l'utilisation du chauffage résidentiel au bois sur la qualité de l'air du quartier cible (contribution relative du chauffage au bois résidentiel par rapport aux autres sources potentielles). Quant aux sous-objectifs plus spécifiques à l'aspect sanitaire, ils avaient pour but i) d'évaluer l'exposition environnementale (air extérieur) de la population du quartier cible aux rejets atmosphériques issus de l'utilisation des poêles à bois résidentiels, ii) de tenter de caractériser l'utilisation des poêles à bois en termes de comportement populationnel (ex. utilisation plus intensive en soirée ou par forte humidité), iii) d'acquérir des données en vue de développer un outil prévisionnel permettant d'identifier les situations de détériorations de la qualité de l'air susceptibles d'avoir un impact sur la santé de la population concernée, et iv) de disposer de données permettant d'orienter l'étude des impacts santé du chauffage résidentiel au bois.

En ce qui concerne les HAP (figure 1), mesurés à Rivière-des-Prairies (RDP), les échantillons recueillis sur 24 heures (de minuit à minuit) au moyen de l'échantillonneur à grand débit modifié montrent des niveaux inférieurs à ceux recueillis sur 8 heures (de 16 h à 24 h). En effet, les niveaux moyens sont respectivement de 76,8 et 87,8 ng/m³. De plus, l'analyseur de HAP en continu indique qu'il y a deux fois plus de HAP le soir que le jour (8 h à 16 h). Les niveaux sont deux fois plus élevés que ceux obtenus à la station de la rue Ontario (40 ng/m³). Il est intéressant de noter que l'échantillon recueilli le soir de Noël montre une teneur en HAP total deux fois plus élevée que celle mesurée sur toute la journée du 25 décembre. Cette augmentation des niveaux de HAP dans la soirée est aussi observée au moyen de l'analyseur de HAP en continu.

À RDP, les résultats obtenus en 1998-1999 sont plus faibles que ceux mesurés au début des années 1990, alors qu'ils sont semblables à ceux mesurés entre 1989 et 1994 à la station rue Ontario. Les niveaux de HAP sont alors 10 à 20 fois plus hauts en hiver qu'en été à un autre site du quartier de Rivière-des-Prairies (respectivement 197 et 21 ng/m³) et à Sept-Îles (161 à 11 ng/m³), endroits influencés par le chauffage au bois. Par contre, peu de variation saisonnière dans les teneurs de HAP a été observé à la station rue Ontario pour la période 1989-1994 (68 à 57 ng/m³). Une légère augmentation des niveaux mesurés l'hiver par rapport à l'été avait aussi été observé à une station située près des autoroutes Métropolitaine et Décarie, à Montréal (96 contre 66 ng/m³). Cette station est représentative d'un milieu fortement influencée par le transport automobile.

Si on se base sur les données historiques, il y a augmentation de la teneur en HAP dans l'air ambiant de Rivière-des-Prairies de l'été à l'hiver. En supposant que la concentration de HAP mesurée à la station rue Ontario est représentative des ajouts de HAP provenant des différentes sources urbaines de l'Île de Montréal, l'augmentation observée à RDP dépend de sources spécifiques locales. En considérant les 40 ng/m³ mesurés rue Ontario comme seuil de référence, on peut estimer que 45 % des HAP présents dans l'air ambiant du quartier RDP proviennent probablement de sources présentes à l'intérieur du quartier.

Pour ce qui est des composés organiques volatils (COV), l'analyse des concentrations en COV polaires (tableau I) indique que les concentrations de certains aldéhydes dans l'air ambiant du quartier Rivière-des-Prairies, dont l'acroléine, sont beaucoup plus élevées qu'ailleurs à Montréal. Sachant que l'acroléine est une source importante de ce type de composés organiques volatils, tout porte à croire que c'est principalement la combustion du bois qui est à l'origine de l'augmentation de 200 % des concentrations d'acroléine dans ce secteur par rapport à la station témoin de la rue Ontario.

Concernant les particules fines (figure 2), en moyenne, les concentrations de particules de diamètre inférieur à 2,5 µm mesurées en continu à la station de Rivière-des-Prairies ont été de 12,9 µg/m³ au cours de l'hiver 1998-1999. Pour la même période, les stations de Sainte-Anne-de-Bellevue et de la rue Drummond (située au centre-ville de Montréal) ont enregistré quant à elles des concentrations moyennes de 7,4 et de 10,4 µg/m³ respectivement. En général, les particules dans la région de Montréal ont un comportement similaire d'une station de mesure à l'autre. La station de Rivière-des-Prairies fait toutefois exception. En effet, durant l'hiver, plusieurs périodes de concentrations élevées de PM_{2,5} n'ont été enregistrées qu'à cette station, ce qui dénote une influence locale significative sur les niveaux de PM_{2,5} mesurés.

L'examen des données recueillies la semaine par rapport à la fin de semaine (incluant les jours fériés) montre que les concentrations de HAP et de particules fines (PM_{2,5}) sont généralement plus élevées la fin de semaine (figures 2 et 3). En ce qui concerne les PM_{2,5}, les concentrations les soirs de fin de semaine sont jusqu'à 34 % plus élevées que ceux de la semaine. Pour les HAP, l'écart moyen entre les valeurs horaires de semaine et de fin de semaine atteint près de 30 ng/m³ en début d'après-midi (12 à 15 heures inclus) et 45 ng/m³ en soirée (de 17 à 22 heures inclus). Ces écarts représentent des différences de 92 et 39 % respectivement.

En comparant les données de la rue Drummond (dont la principale source de particules fines est le transport routier) à celles de la station RDP, on note une augmentation d'environ 25 % des concentrations de $PM_{2,5}$ à RDP. Par rapport à la station de Sainte-Anne-de-Bellevue, cette augmentation est de 75 %. En comparant les données de particules fines mesurées en continu avec un TEOM avec celles provenant de l'échantillonneur de particules dichotomique, on constate que le TEOM sous-estime la concentration de particules de 40 %. Plusieurs études ont montré que cette sous-estimation pourrait être causée par une volatilisation des particules semi-volatiles. Ces dernières sont particulièrement abondantes dans un environnement riche en sources de combustion végétale. En corrigeant pour tenir compte de cette volatilisation, on arrive à la conclusion que l'augmentation du niveau de particules fines à RDP par rapport à la station de Sainte-Anne-de-Bellevue est voisine de 100% et près de 40% pour celle de la rue Drummond.

Finalement, grâce à l'analyse des teneurs en potassium, en fer et surtout du ratio potassium à fer (figure 4) (ce ratio constitue un traceur reconnu pour la combustion du bois), à la station Rivière-des-Prairies les résultats issus de l'analyse de 47 métaux sur les particules fines montrent qu'il y a une source locale d'émission que l'on ne retrouve pas de façon aussi importante près de l'échangeur Anjou, ni près du centre-ville de Montréal. L'augmentation d'environ 40 % de la concentration de potassium entre Rivière-des-Prairies et la station témoin de la rue Ontario est fort probablement due à la seule source d'émission importante dans ce secteur, soit la combustion du bois.

Les résultats obtenus semblent indiquer que la combustion du bois contribue à la détérioration de la qualité de l'air ambiant dans le quartier RDP. Cependant, des études complémentaires devront être poursuivies afin de confirmer si cette source a un impact aussi significatif que certains résultats de cette campagne d'échantillonnage semblent l'indiquer. Des campagnes subséquentes tant estivales qu'hivernales ont donc été entreprises afin de confirmer les observations et constats de la campagne hivernale 1998-1999. Les résultats seront traités lorsque les campagnes auront été complétées.

Du point de vue santé et exposition de la population aux contaminants issus de la combustion du bois, cette étude hivernale soulève de nombreuses questions. C'est pourquoi la DSP Montréal-centre en partenariat avec Environnement Canada, le Ministère de l'Environnement du Québec et la Communauté urbaine de Montréal a réalisé actuellement un sondage afin d'étudier la répartition spatiale des systèmes de combustion du bois sur l'Île de Montréal, mais aussi de définir des zones, ou secteurs, de forte et faible utilisation d'appareils de combustion du bois. Nantie de ces informations, la DSP Montréal-centre a mis en place une étude pilote visant à caractériser et quantifier l'exposition des individus tant à l'intérieur qu'à l'extérieur des habitations.

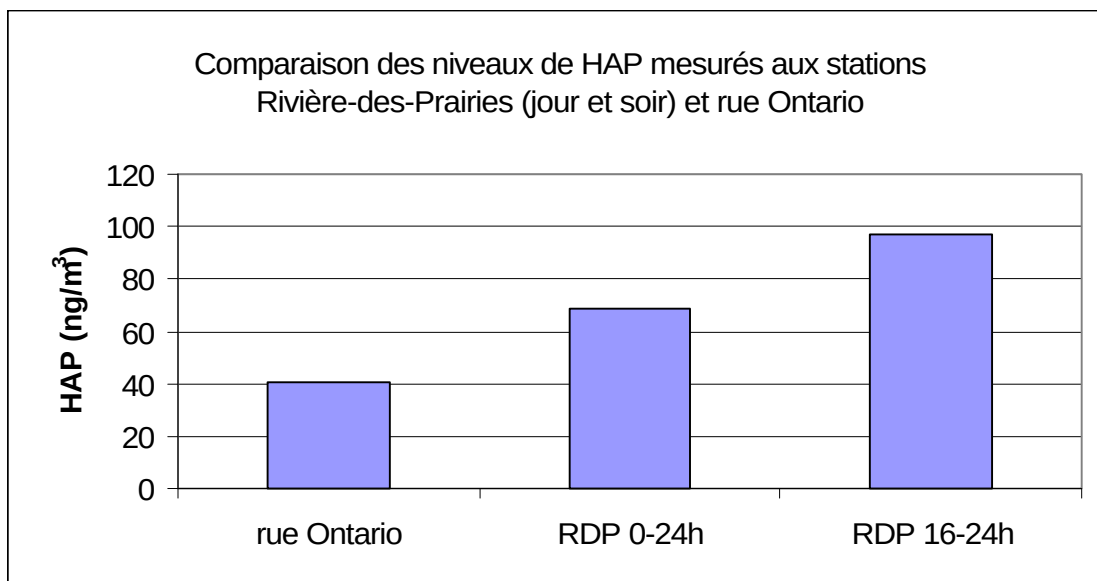


Figure 1 : Comparaisons entre les niveaux de HAP mesurés à RDP sur 24 heures et en soirée avec ceux mesurés à la station de la rue Ontario durant l'hiver 1998-1999

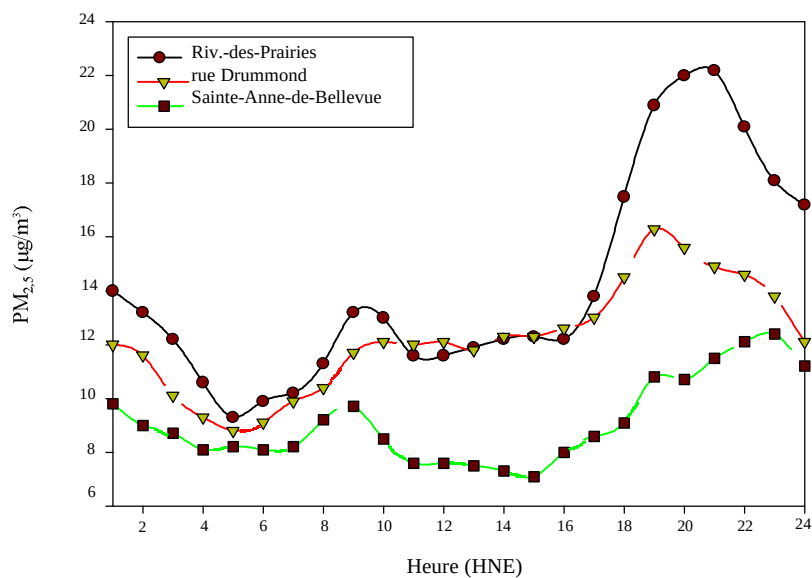


Figure 2 : Variations horaires des concentrations de $PM_{2.5}$ mesurées la fin de semaine (incluant les jours fériés) à différents sites de la région de Montréal au cours de l'hiver 1998-1999

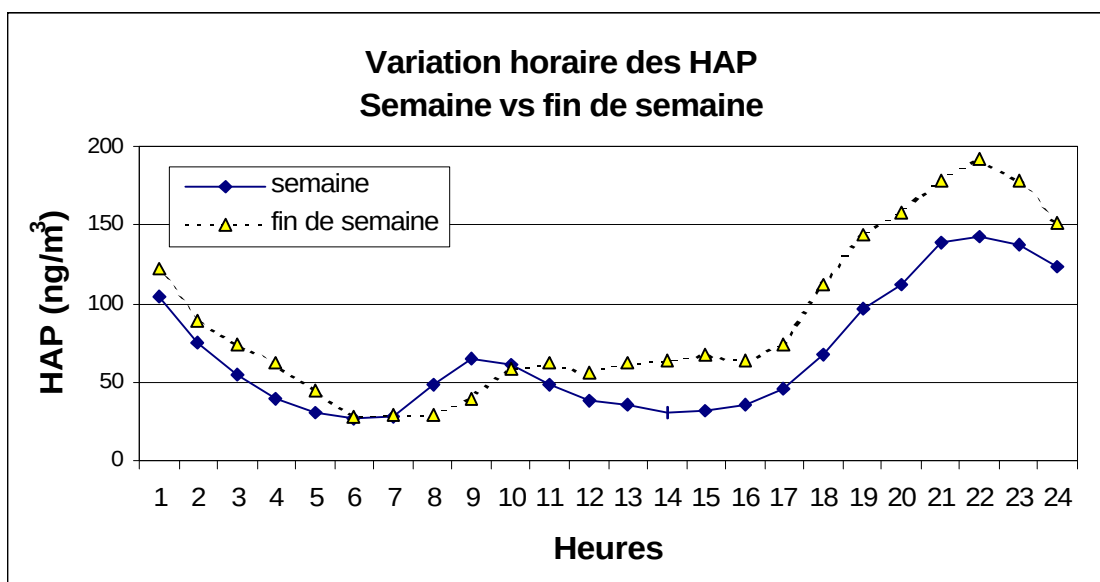


Figure 3 : Variations horaires des niveaux de HAP mesurés en continu les jours de semaine et les jours de fin de semaine (incluant les jours fériés) à RDP au cours de l’hiver 1998-1999.

Tableau n° I : Concentrations moyennes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) d’acroléine, benzaldéhyde et m-tolualdéhyde

Composé	Station d’échantillonnage				
	RDP	Rue Ontario	PAT*	Rue Ontario	ADM**
	01/12/98 - 31/03/99		1998		
Acroléine	0,77	0,26	0,14	0,17	0,11
Benzaldéhyde	0,43	0,17	0,16	0,24	0,36
m-Tolualdéhyde	0,53	0,02	0,03	0,13	0,12

* PAT : Pointe-aux-Trembles

** ADM : Station aéroport de Montréal

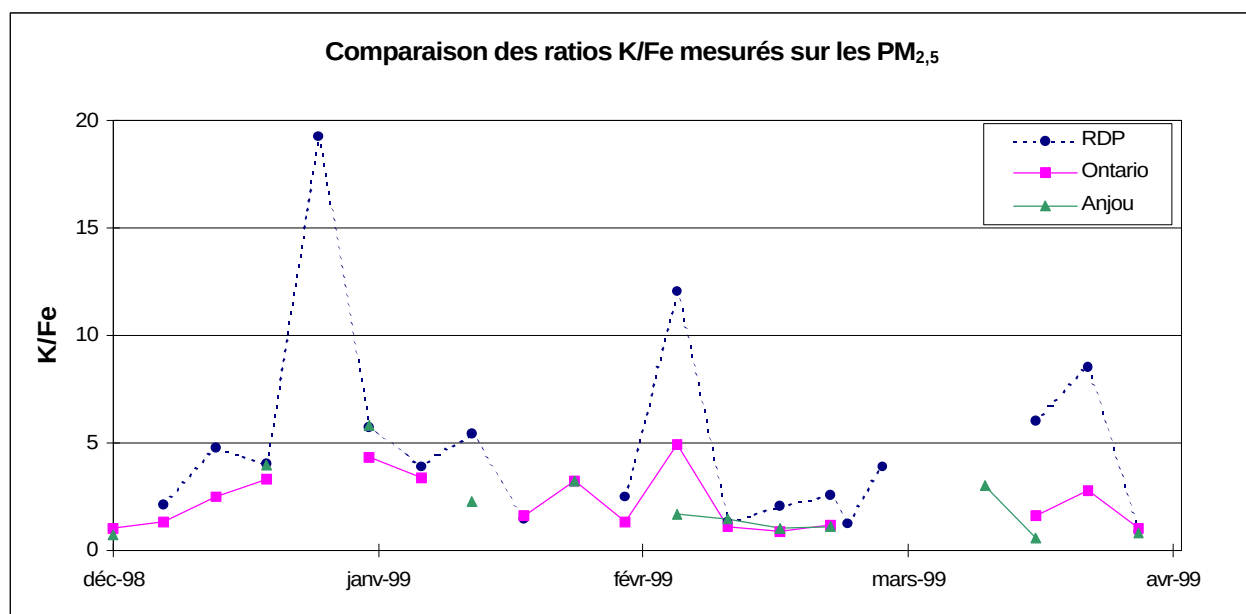


Figure n° 4 : Variation quotidienne du ratio K/Fe dans les PM_{2,5}

Liste des abréviations et des acronymes

ADM	Aéroport de Montréal
AEP	Protection de l'environnement de l'Alberta
B(a)P	Benzo(a)Pyrène
CO	Monoxyde de Carbone
COV	Composés Organiques Volatils
CTERR	Centre de technologie environnementale de River Road
CUM	Communauté Urbaine de Montréal
DNPH	Dinitrophénylhydrazine
EC	Environnement Canada
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
Hivol	Échantillonneur à grand débit
HNE	Heure Normale de l'est
HPLC	Chromatographie à phase liquide (high pressure liquid chromatography)
K/Fe	Ratio Potassium sur Fer
ND	Information non disponible
NO	Monoxyde d'azote
NO ₂	Dioxyde d'azote
PAT	Station de mesure de Pointe-aux-Trembles
PM ₁₀	Particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm
PM _{2,5}	Particules de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm
PST	Particules totales en suspensions
RDP	Station de mesure de Rivière-des-Prairies
RMQA	Regroupement montréalais pour la qualité de l'air
SAB	Station de mesure de Sainte-Anne-de-Bellevue
SNPA	Réseau de surveillance nationale de la pollution de l'air
SO ₂	Dioxyde de soufre
TEOM	Tapered Element Oscillation Monitor (échantillonneur de particules en continu)
USEPA	Agence américaine de la protection de l'environnement

Table des matières

Sommaire exécutif	i
Liste des abréviations et des acronymes	vii
Table des matières	viii
Liste des tableaux	x
Liste des figures	xi
Liste des annexes	xiii
1. Introduction	1
1.1. Présentation de la problématique	1
1.2. Objectifs de la campagne d'échantillonnage hivernale 1998-1999	2
1.2.1. Sous-objectifs relatifs à l'environnement	2
1.2.2. Sous-objectifs relatifs à la santé et à l'exposition populationnelle	3
2. Matériel et méthodes	3
2.1. Site d'échantillonnage	3
2.2. Polluants et paramètres étudiés	10
2.2.1. Paramètres étudiés, instruments utilisés, fréquence d'échantillonnage	10
2.2.2. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	11
2.2.3. Particules fines (PM_{10} et $PM_{2,5}$)	11
2.2.4. Composés organiques volatils (COV)	12
2.2.5. Paramètres météorologiques	12
2.2.6. Identification de la contribution relative des poêles à bois à la qualité de l'air	13
2.3. Fréquence des échantillonnages	13
2.4. Contrôle de qualité	14
3. Analyse des données et résultats	15
3.1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	15
3.1.1. Niveaux mesurés	15
3.1.2. Analyseur de HAP en continu	21
3.1.3. Identification des sources de HAP	26
3.1.4. Relation avec les vents	28
3.1.5. Respect des normes	30
3.2. Particules fines mesurées sur 24 heures avec l'échantillonneur dichotomique	30
3.3. Particules fines mesurées en continu	32
3.3.1. Niveaux mesurés	32
3.3.2. Variation horaire	34
3.3.3. Différence entre jour de semaine et fin de semaine	35
3.3.4. Relation avec le vent	37
3.3.5. Relation avec la visibilité	41
3.3.6. Comparaison avec les $PM_{2,5}$ mesurés à l'aide de l'échantillonneur dichotomique	42
3.3.7. Quantification de l'apport local de particules fines.	44

Table des matières

3.4. Comparaison entre les HAP et les PM mesurés sur 24 heures	45
3.4.1. Niveaux mesurés	45
3.4.2. Comparaison HAP-particules fines	46
3.5. Métaux	48
3.6. Composés organiques volatils (COV)	50
3.6.1. COV non polaires	50
3.6.2. COV polaires	58
4. Conclusion	60
5. Recommandations	60
5.1. Recommandations plus spécifiques à l'environnement	61
5.2. Recommandations plus spécifiques à la santé	62
6. Remerciements	62
7. Références bibliographiques	63

Liste des tableaux

Tableau n° 1.1.1 : Émissions atmosphériques du chauffage au bois issues du secteur résidentiel et de l'industrie pour différents polluants en 1994 (en tonnes métriques) pour la grande région de Montréal	2
Tableau n° 2.2.1 : Liste des instruments utilisés pendant l'hiver 1998-1999	10
Tableau n° 2.3.1 : Calendrier des échantillonnages réalisés aux stations RDP et rue Ontario	13
Tableau n° 2.3.2 : Métaux analysés à partir des filtres de l'échantillonneur dichotomique	14
Tableau n° 3.1.1 : Synthèse des résultats obtenus pour les HAP mesurés sur 24 heures entre le 7 décembre 1998 et le 31 mars 1999 à la station Rivière-des-Prairies	16
Tableau n° 3.1.2 : Synthèse des résultats obtenus pour les HAP mesurés de 16 à 24 heures (8 heures) entre le 7 décembre 1998 et le 31 mars 1999 à la station RDP	17
Tableau n° 3.1.3 : Synthèse des résultats obtenus pour les HAP mesurés sur 24 heures entre le 1 ^{er} décembre 1998 et le 31 mars 1999 à la station rue Ontario	18
Tableau n° 3.1.4 : Synthèse des résultats obtenus pour les HAP mesurés aux stations Rivière-des-Prairies et rue Ontario lors des journées communes d'échantillonnage (n = 13)	19
Tableau n° 3.1.5 : Variation saisonnière des HAP totaux et du B(a)P mesurés principalement au Québec	20
Tableau n° 3.1.6 : Synthèse des résultats obtenus avec l'analyseur de HAP en continu et l'échantillonneur Hivol modifié (ng/m ³)	22
Tableau n° 3.1.7 : Ratios entre différents HAP mesurés à la station Rivière-des-Prairies et à la station rue Ontario	27
Tableau n° 3.2.1 : Synthèse des résultats relatifs aux particules fines (mesurées avec l'appareil dichotomique)	30
Tableau n° 3.2.2 : Synthèse des résultats relatifs aux ratios PM _{2,5} /PM ₁₀	31
Tableau n° 3.3.1 : Valeurs statistiques des PM _{2,5} (µg/m ³) mesurées à l'aide du TEOM au cours de l'hiver 1998-1999 à la station de Rivière-des-Prairies	33
Tableau n° 3.3.2 : Concentrations moyennes des PM _{2,5} (µg/m ³) mesurées à l'aide du TEOM au cours de l'hiver 1998-1999 à différents sites sur l'île de Montréal	33
Tableau n° 3.3.3 : Distribution de fréquence (en %) pour différentes concentrations de PM _{2,5} (µg/m ³) en fonction de la direction du vent à la station de Rivière-des-Prairies pendant l'hiver 1998-1999	40
Tableau n° 3.3.4 : Résultats de la correction due à la sous-estimation de la masse totale des particules fines par le TEOM	45
Tableau n° 3.4.1 : Distribution des valeurs de HAP et de PM _{2,5} mesurés en continu à Rivière-des-Prairies	46
Tableau n° 3.5.1 : Résultats potassium/fer issus des particules fines	48
Tableau n° 3.5.2 : Résultats potassium/fer issus des particules grossières	49
Tableau n° 3.5.3 : Résultats potassium/fer pour les journées communes d'échantillonnage	49
Tableau n° 3.6.1 : Synthèse des résultats de COV non polaires à la station Rivière-des-Prairies pour la période du 25 décembre 1998 au 19 mars 1999	52
Tableau n° 3.6.2 : Synthèse des résultats COV non polaires à la station témoin de la rue Ontario pour la période du 1 ^{er} décembre 1998 au 31 mars 1999	53
Tableau n° 3.6.3 : Comparaison des deux sites d'échantillonnage de COV non polaires (moyennes arithmétiques du 25 décembre 1998 au 19 mars 1999)	57
Tableau n° 3.6.4 : Synthèse des résultats de COV polaires à la station RDP pour la période du 1 ^{er} décembre 1998 au 31 mars 1999	58
Tableau n° 3.6.5 : Paramètres synthétiques relatifs aux concentrations en COV polaires à la station rue Ontario pour la période du 1 ^{er} décembre 1998 au 31 mars 1999	59
Tableau n° 3.6.6 : Concentrations moyennes (µg/m ³) de l'acroléine, benzaldéhyde et m-tolualdéhyde	59

Liste des figures

Figure n° 2.2.1 : Localisation de la station principale RDP par rapport à l'Île de Montréal (niveau régional)	4
Figure n° 2.2.2 : Localisation de la station principale RDP (niveau semi-régional)	5
Figure n° 2.2.3 : Localisation de la station principale (niveau local)	6
Figure n° 2.2.4 : Rose des vents de Montréal-Est (données annuelles 1994-1999)	7
Figure n° 2.2.5 : Rose des vents de Montréal-Est (données hivernales 1994-1998)	8
Figure n° 2.2.6 : Rose des vents de Rivière-des-Prairies (décembre 1998 – mars 1999)	9
Figure n° 3.1.1 : Comparaison des niveaux de HAP mesurés aux stations Rivière-des-Prairies et rue Ontario entre le 1 ^{er} décembre 1998 et le 31 mars 1999 (échantillonneur Hivol modifié)	19
Figure n° 3.1.2 : Proportion des différents HAP par rapport à l'ensemble des HAP mesurés 24 heures (de 0 h à 24 h) et le soir (de 16 h à 24 h) à la station Rivière-des-Prairies et de 0 h à 24 h sur la rue Ontario	20
Figure n° 3.1.3 : Comparaison des résultats obtenus avec l'analyseur en continu et le "Hivol" modifié	21
Figure n° 3.1.4 : Comparaison des concentrations 24 heures en HAP obtenues par analyseur en continu avec celles mesurées avec le "Hivol" modifié	22
Figure n° 3.1.5 : Comparaison des concentrations 8 heures (16 h à 24 h) en HAP obtenues avec l'analyseur en continu avec celles mesurées par le "Hivol" modifié	23
Figure n° 3.1.6 : Comparaison des moyennes mensuelles de HAP mesurés avec l'analyseur en continu sur semaine et les fins de semaine	24
Figure n° 3.1.7 : Variations horaires des niveaux de HAP mesurés avec l'analyseur en continu les jours de semaine (non fériés) pour l'ensemble de la campagne d'échantillonnage	24
Figure n° 3.1.8 : Variations horaires des niveaux de HAP mesurés avec l'analyseur en continu les fins de semaine et les jours fériés pour l'ensemble de la période	25
Figure n° 3.1.9 : Variations horaires des niveaux de HAP mesurés avec l'analyseur en continu la semaine et la fin de semaine	25
Figure n° 3.1.10 : Répartition de la moyenne des HAP mesurés en continu à Rivière-des-Prairies selon la direction des vents	29
Figure n° 3.2.1 : Variation quotidienne de la fraction fine ($PM_{2,5}$) des particules mesurées par les échantillonneurs dichotomiques	31
Figure n° 3.2.2 : Variation quotidienne de la fraction grossière ($PM_{2,5-10}$) des particules mesurées par les échantillonneurs dichotomiques	32
Figure n° 3.3.1 : Variations horaires de $PM_{2,5}$ enregistrées à plusieurs sites de la région de Montréal durant le mois de janvier 1999	34
Figure n° 3.3.2 : Moyenne des concentrations horaires de $PM_{2,5}$ mesurées à différentes stations de la région de Montréal au cours de l'hiver 1998-1999	35
Figure n° 3.3.3 : Moyenne des concentrations horaires de $PM_{2,5}$ mesurées les jours de semaine (sauf les jours fériés) à différents sites de la région de Montréal au cours de l'hiver 1998-1999	36
Figure n° 3.3.4 : Moyenne des concentrations horaire de $PM_{2,5}$ mesurées les jours de fin de semaine, incluant les jours fériés, à différents sites de la région de Montréal au cours de l'hiver 1998-1999	36
Figure n° 3.3.5 : Fréquence d'occurrence de certains seuils de valeurs de $PM_{2,5}$ en fonction de la direction des vents à la station de RDP durant l'hiver 1998-1999	38
Figure n° 3.3.6 : Concentration moyenne de $PM_{2,5}$ en $\mu g/m^3$ par direction de vents à la station de RDP durant l'hiver 1998-1999	39
Figure n° 3.3.7 : Vitesse du vent (en km/h) en fonction de la concentration des $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) enregistrée à la station de Rivière-des-Prairies au cours de l'hiver 1998-1999	40
Figure n° 3.3.8 : Moyenne horaire de la vitesse du vent (en km/h) en fonction de la concentration des $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) enregistrée à la station de Rivière-des-Prairies au cours de l'hiver 1998-1999	41

Liste des figures

Figure n° 3.3.9 : Visibilité horizontale (en km) en fonction de la concentration de $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) enregistrée à la station de Rivière-des-Prairies au cours de l'hiver 1998-1999	42
Figure n° 3.3.10 : Comparaison entre les données quotidiennes de $PM_{2,5}$ mesurées à l'aide d'un TEOM et d'un échantillonneur dichotomique à la station de Rivière-des-Prairies durant l'hiver 1998-1999	43
Figure n° 3.3.11 : Relation entre les valeurs de $PM_{2,5}$ obtenues à l'aide du TEOM avec celles obtenues avec l'échantillonneur dichotomique à la station de Rivière-des-Prairies durant l'hiver 1998-1999	44
Figure n° 3.4.1 : Relation entre les HAP totaux et particulaires mesurés au moyen du « Hivol » modifié et les PM_{10} mesurées au moyen de l'échantillonneur dichotomique	47
Figure n° 3.4.2 : Relation entre les HAP totaux et particulaires mesurés au moyen du « Hivol » modifié et les $PM_{2,5}$ mesurées au moyen de l'échantillonneur dichotomique	47
Figure n°3.5.1 : Variation quotidienne du ratio K/Fe dans les $PM_{2,5}$	50

Liste des annexes

<u>Annexe n° 1 :</u> Photos du site	67
<u>Annexe n° 2 :</u> Caractéristique et limite de détection (ng/m ³ en assumant 1000 m ³ échantillonnés) des différents HAP mesurés dans les échantillons prélevés avec le Hivol	68
<u>Annexe n° 3 :</u> Résultats complets des COV polaires et non polaires (TO-17) mesurés à RDP	69
<u>Annexe n° 4 :</u> Limites de détection relatives aux COV polaires (méthode TO-11)	71
<u>Annexe n° 5 :</u> Limites de détection relatives aux COV non-polaires (méthode TO-17)	72
<u>Annexe n° 6a :</u> Valeur journalières des HAP mesurés sur 24 heures à Rivière-des-Prairies du 7 décembre 1998 au 31 mars 1999	74
<u>Annexe n° 6b :</u> Valeur journalières des HAP mesurés sur 24 heures à Rivière-des-Prairies du 7 décembre 1998 au 31 mars 1999 (suite)	75
<u>Annexe n° 6c :</u> Valeur journalières des HAP mesurés de 16 heures à minuit à Rivière-des-Prairies du 7 décembre 1998 au 31 mars 1999	76
<u>Annexe n° 6d :</u> Valeur journalières des HAP mesurés de 16 heures à minuit à Rivière-des-Prairies du 7 décembre 1998 au 31 mars 1999	77

1. Introduction

1.1. Présentation de la problématique

D'après les données d'une étude récente réalisée par Environnement Canada (Environnement Canada, 1998), environ un tiers des répondants québécois utilisent le chauffage au bois. De plus, malgré le manque d'informations quantitatives disponibles actuellement quant à l'éventuel impact de la « crise du verglas », il semblerait que l'on soit en droit de suspecter une augmentation des installations résidentielles de chauffage au bois, les populations les plus touchées ou inquiétées cherchant à se prémunir de la survenue éventuelle d'un autre événement de la même ampleur.

Dans le rapport sommaire de l'inventaire national des rejets de polluants de 1995 (Environnement Canada, 1995), le chauffage résidentiel au bois représente la troisième source la plus importante d'émission de particules fines et, sous certaines conditions hivernales, les émissions dues au chauffage résidentiel au bois en sont la principale source. Ceci est particulièrement vrai lors de situations d'inversion thermique par temps froid.

Mais le chauffage au bois est également une source non négligeable d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), et ainsi que l'indique une étude relative aux HAP mesurés au Québec de 1989 à 1994 (Germain, 1997), il existe des variations saisonnières importantes dans les secteurs résidentiels où prédomine le chauffage au bois. Les concentrations en HAP dans ces secteurs peuvent être de 10 à 20 fois plus élevées l'hiver que l'été. Notons que cette étude indique également qu'à « *l'exception du milieu rural, les taux moyens de Benzo[a]pyrène au Québec ne répondent pas au critère provisoire québécois ni aux critères de qualité de l'air ambiant en vigueur en Ontario* ».

Récemment, une étude réalisée par le Regroupement montréalais pour la qualité de l'air (RMQA, 1998) portant sur les impacts santé et environnement de la pollution atmosphérique dans la grande région de Montréal y identifiait le chauffage au bois comme l'une des sources majeures de pollution atmosphérique.

Le tableau n° 1.1.1 construit à partir de données issues du document du RMQA, présente une comparaison des contributions de l'industrie et du chauffage résidentiel au bois (sources fixes) ainsi que de l'ensemble des sources mobiles pour différents polluants. Le secteur relatif aux commerces et services a été exclu de ce tableau étant donné le manque d'informations disponibles tant pour le territoire de la Communauté urbaine de Montréal (CUM) que pour le nord de l'île de Montréal (Laval, Basse-Laurentides, Lanaudière).

On peut voir d'après ce tableau que parmi les sources d'émissions fixes, le chauffage au bois contribuerait pour 59 % des émissions atmosphériques en composés organiques volatils (COV), 78 % des particules en suspension totales (PST) et 94 % des émissions en monoxyde de carbone (CO). On remarquera également que même après inclusion des émissions atmosphériques issues des sources mobiles, le chauffage au bois resterait responsable de 53 % des émissions en PST et de 26 % des COV.

Tableau n° 1.1.1 : Émissions atmosphériques du chauffage au bois issues du secteur résidentiel et de l'industrie pour différents polluants en 1994 (en tonnes métriques) pour la grande région de Montréal

Polluants	Sources fixes			Sources Mobiles ^b	% ^c
	Industrie	Secteur résidentiel Chauffage au bois	% ^a		
CO	7 778	131 635	94	494 518	21
SO ₂	21 115	244	1	ND	1
NO et NO ₂	8 224	611	7	72 190	1
PST	8 835	30 525	78	17 859	53
COV	17 529	24 905	59	54 946	26

a : contribution relative du secteur résidentiel par rapport à l'industrie

b : reliées au transport routier

c : contribution relative du secteur résidentiel par rapport à l'industrie et aux sources mobiles

CO : monoxyde de carbone, SO₂ : dioxyde de soufre, NO et NO₂ : monoxyde et dioxyde d'azote, PST : particules totales en suspension, COV : composés organiques volatils

ND : information non disponible

C'est sur la base de ces données ainsi que de certaines observations issues du réseau d'échantillonnage de la CUM en 1997, que la Communauté urbaine de Montréal, Environnement Canada et la Direction de la santé publique de Montréal-centre ont décidé de réaliser conjointement une campagne de mesure dès l'hiver 1998-1999 voulant cibler l'impact du chauffage au bois résidentiel.

1.2. Objectifs de la campagne d'échantillonnage hivernale 1998-1999

Le principal objectif de cette campagne d'échantillonnage hivernale était l'évaluation de l'impact environnemental de l'utilisation du chauffage résidentiel au bois. Néanmoins, suivant que l'on s'intéressait davantage à l'aspect environnement, à l'aspect santé ou à l'aspect exposition populationnelle, divers sous-objectifs ont pu être identifiés.

1.2.1. Sous-objectifs relatifs à l'environnement

- Déterminer les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et en composés organiques volatils polaires (COV);
- Déterminer les concentrations en particules fines de diamètre aérodynamique inférieur à 10 et 2,5 micromètres (PM₁₀ et PM_{2,5});
- Déterminer les liens entre les conditions météorologiques et les concentrations mesurées de HAP, COV et particules fines (PM₁₀ et PM_{2,5});
- Quantifier l'impact de l'utilisation du chauffage résidentiel au bois sur la qualité de l'air du quartier cible (contribution relative du chauffage au bois résidentiel par rapport aux autres sources potentielles).

1.2.2. Sous-objectifs relatifs à la santé et à l'exposition populationnelle

- Évaluer l'exposition environnementale (air extérieur) de la population du quartier cible aux rejets atmosphériques issus de l'utilisation des poêles à bois résidentiels;
- Tenter de caractériser l'utilisation des poêles à bois en termes de comportement populationnel (ex. utilisation plus intensive en soirée ou par forte humidité);
- Acquérir des données en vue de développer un outil prévisionnel permettant d'identifier les situations de détériorations de la qualité de l'air susceptibles d'avoir un impact sur la santé de la population concernée;
- Disposer de données permettant d'orienter l'étude des impacts santé du chauffage résidentiel au bois (possibilité d'étude à devis épidémiologique du type zone exposée vs. zone non exposée ou recours à l'évaluation quantitative des risques).

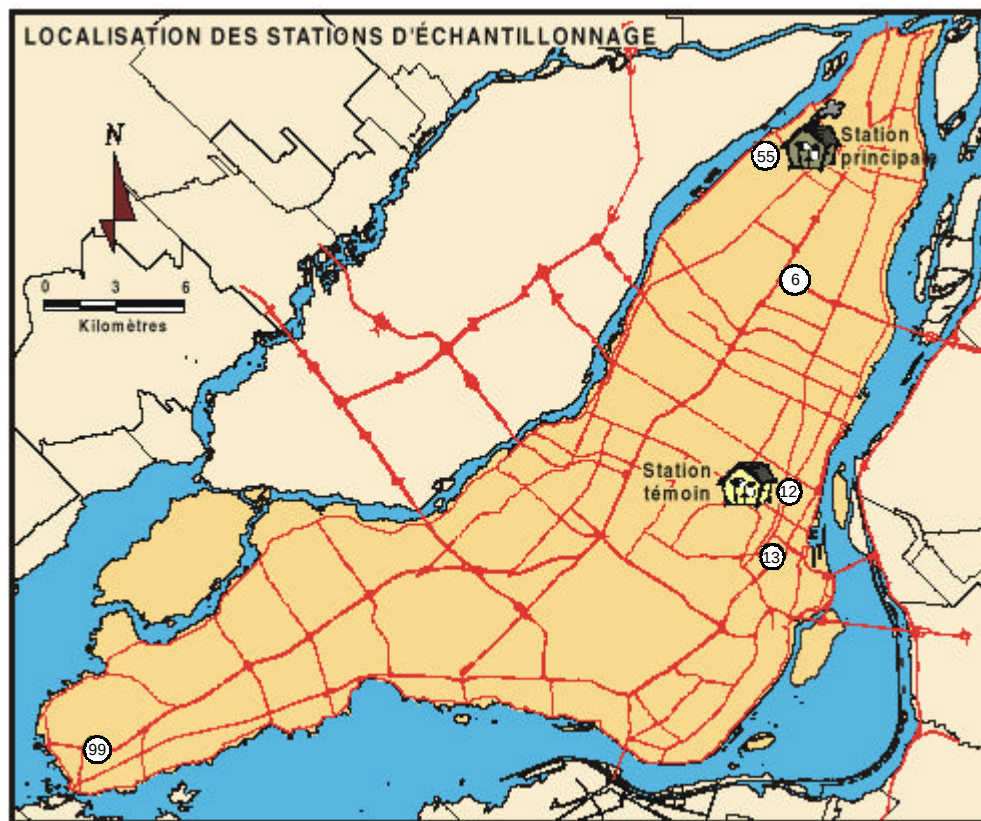
2. Matériel et méthodes

2.1 Site d'échantillonnage

Le site résidentiel « cible » retenu pour la réalisation de la campagne d'échantillonnage hivernale 1998-1999 est situé dans un quartier très résidentiel du secteur Rivière-des-Prairies. La figure n° 2.2.1 permet de voir la localisation de ce site par rapport à l'Île de Montréal tandis que les figures n° 2.2.2 et n° 2.2.3 présentent de manière plus précise la localisation du site d'échantillonnage retenu ainsi que la zone cible concernée avec en particulier un aperçu de son environnement plus ou moins immédiat. Divers critères ont contribué à la sélection de ce site.

Tout d'abord, un site très similaire, mais situé à quelques kilomètres du site retenu, avait déjà fait l'objet dans le passé d'analyses de concentrations environnementales en HAP (Germain, 1997). Le site sélectionné, pour cette campagne, est pour l'essentiel entouré de maisons unifamiliales ou de duplex construits depuis 10 à 15 ans, et semble présenter une forte concentration d'installations de chauffage au bois individuel. De plus, contrairement à d'autres zones résidentielles de l'Île encore actuellement en pleine évolution, ce site devrait être relativement stable quant à sa vocation future. Enfin, ce site semblait être très faiblement influencé par la circulation automobile. Des photos présentées à l'annexe n°1 permettent d'avoir une assez bonne idée du type d'habitations présentes dans l'environnement immédiat du site d'échantillonnage.

En ce qui concerne la direction prédominante des vents, il semblait d'après les services météorologiques d'Environnement Canada que celle-ci soit appropriée au moins pour la période hivernale durant laquelle avait lieu la campagne d'échantillonnage. D'après cette prémisse, le quartier « cible » de Rivière-des-Prairies devrait effectivement présenter des concentrations en HAP, COV et particules fines non seulement élevées mais aussi dues, pour l'essentiel, à la contribution propre de ce quartier. Les figures n° 2.2.4 et 2.2.5 présentent respectivement les roses des vents annuelles et saisonnières (décembre à mars) compilées pour le secteur de Montréal-Est et la période 1994-1999. On remarquera que durant la période hivernale, deux directions de vents prédominent, soit sud-ouest et nord-est, et qu'ensemble, elles contribuent pour 60 % des directions de vent prédominantes. La figure n° 2.2.6 présente, quant à elle, la rose des vents de la campagne d'échantillonnage dont les directions étaient enregistrées avec une tour météorologique locale.



Légende des postes :

- poste n° 6 : station Anjou
- poste n° 55 : station Rivière-des-Prairies (RDP)
- poste n° 12 : station rue Ontario
- poste n° 13 : station rue Drummond
- poste n° 99 : station Sainte-Anne-de-Bellevue (SAB)

Figure n° 2.2.1 : Localisation de la station principale RDP par rapport à l'Île de Montréal (niveau régional)

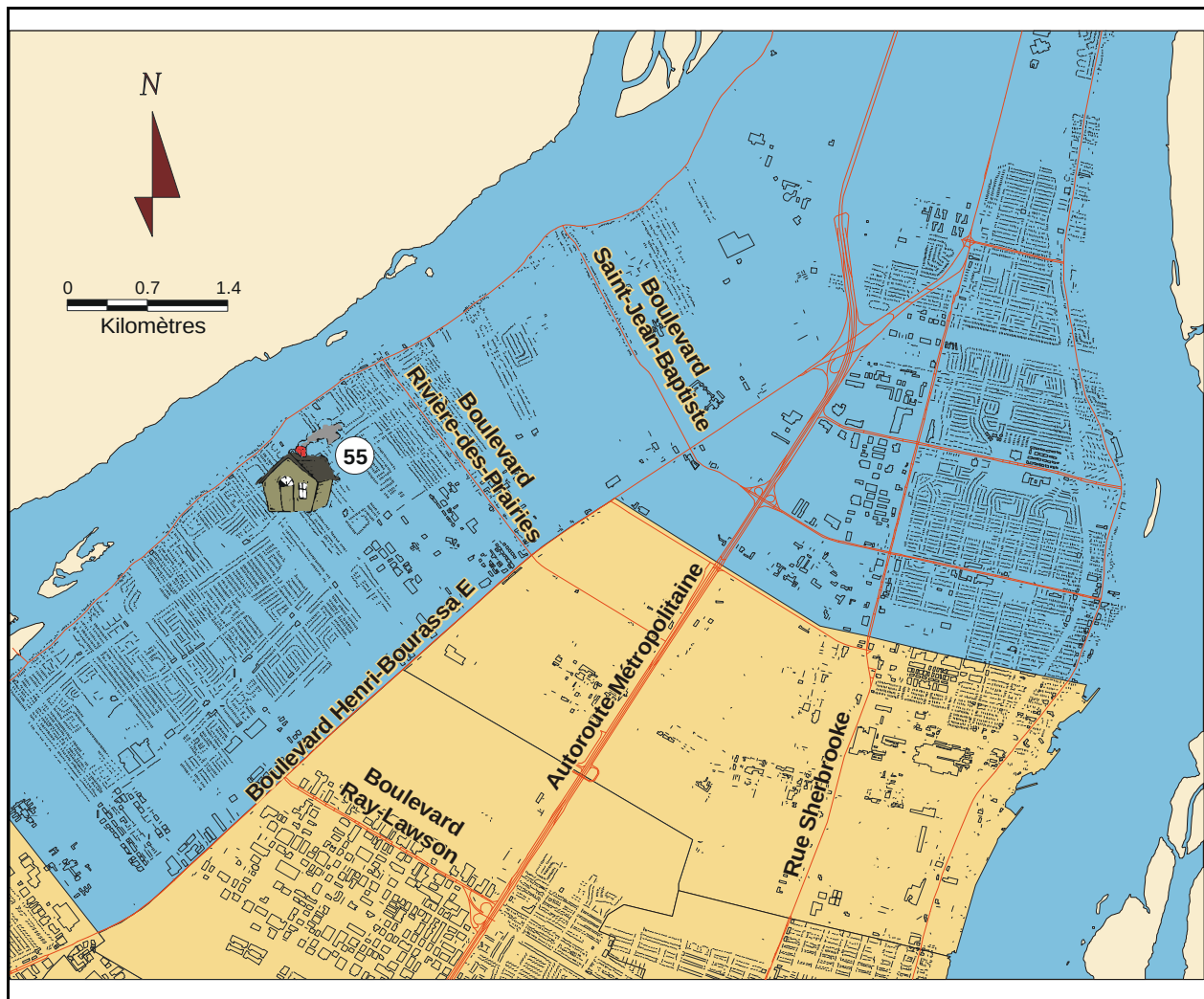


Figure n° 2.2.2 : Localisation du site « cible » RDP (niveau semi-régional)

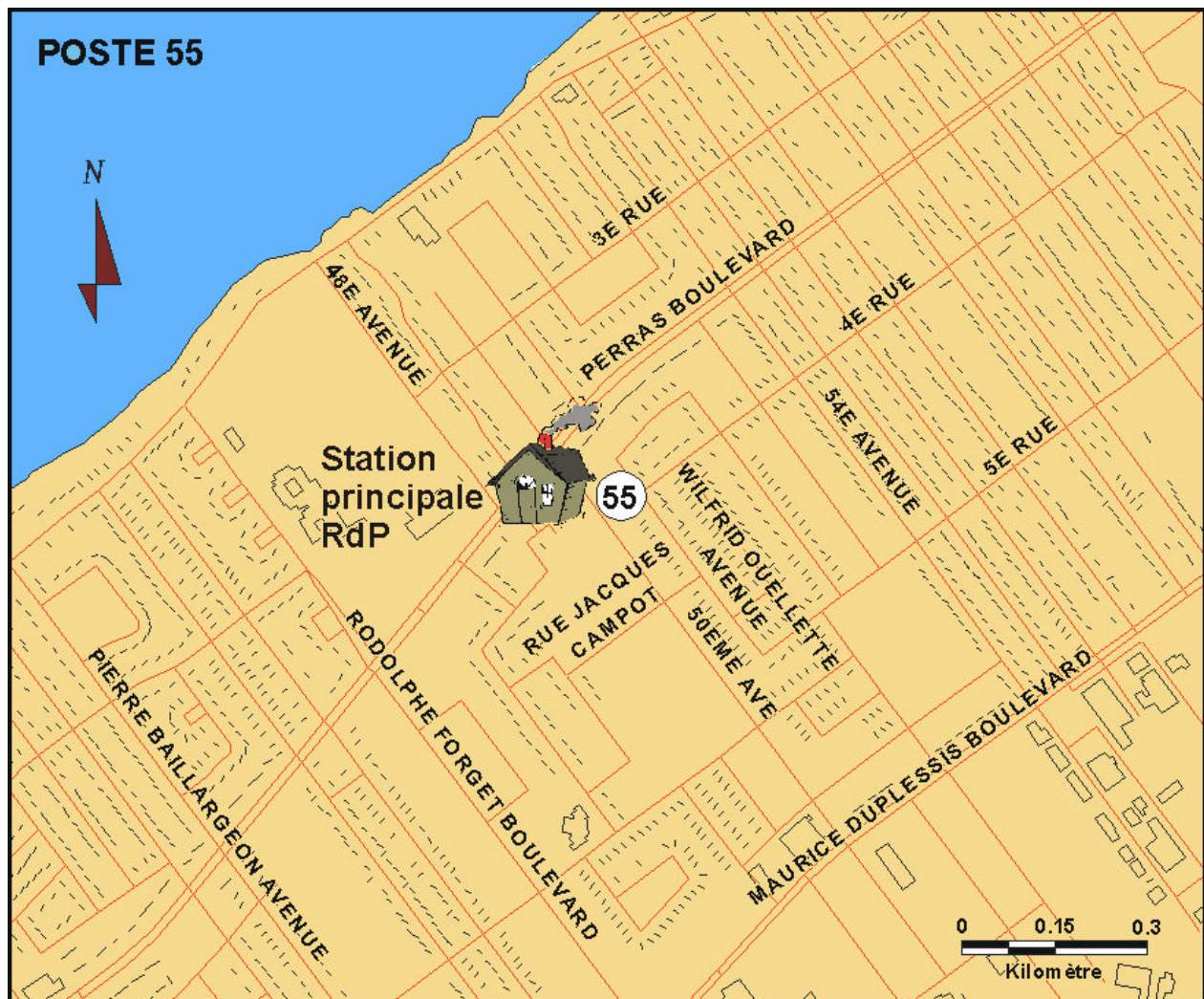


Figure n° 2.2.3 : Localisation de la station principale (niveau local)

MONTRÉAL-EST
ANNUEL 1994-1999

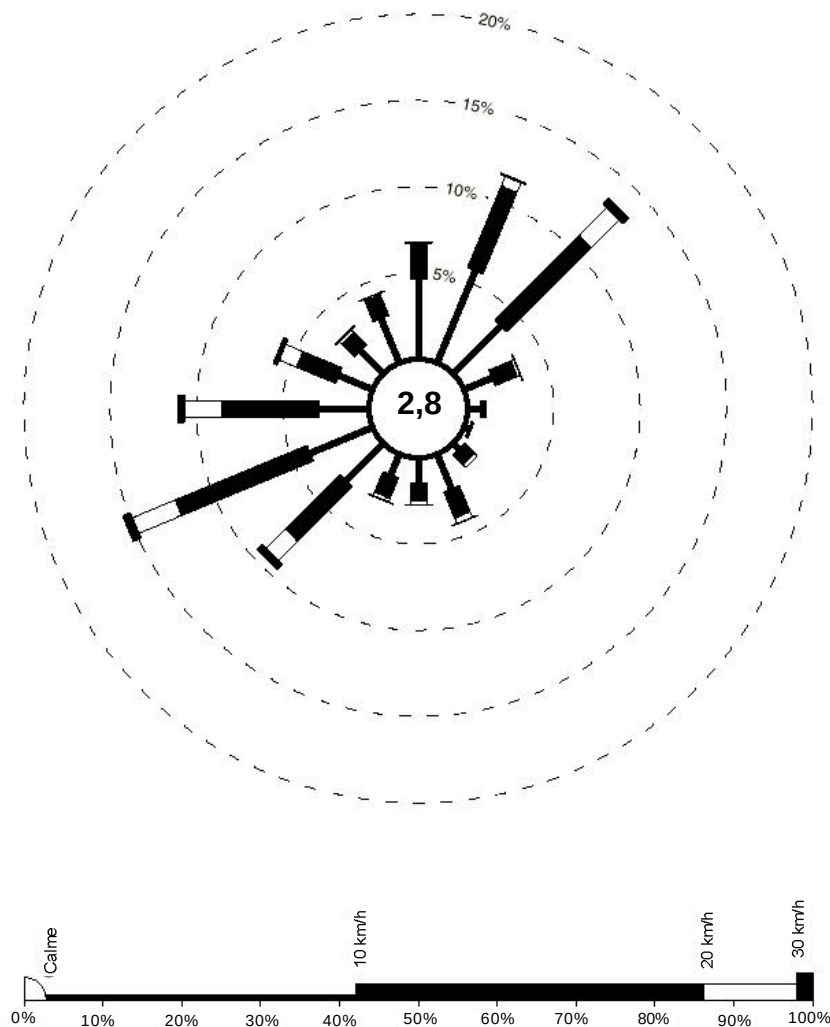


7

FRÉQUENCE DES VENTS PAR DIRECTION

MONTRÉAL-EST

DÉCEMBRE-MARS 1994-1999



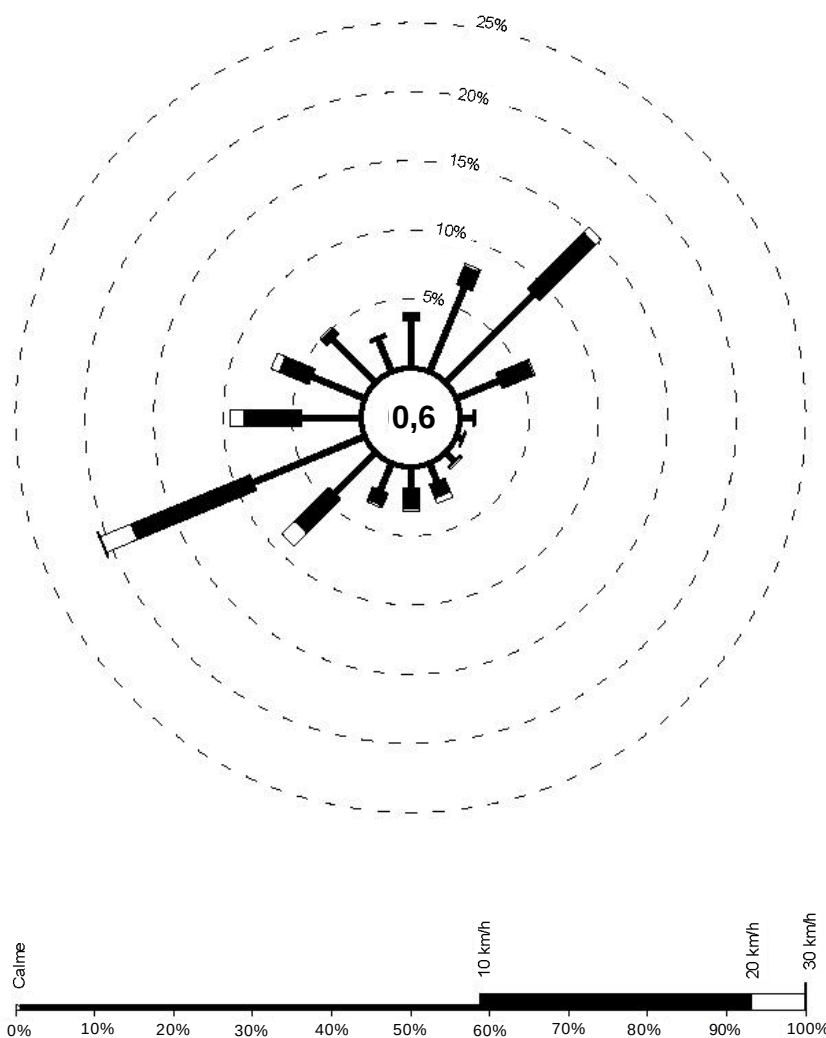
Environnement Canada
Région du Québec

Environnement Canada
Quebec Region

Figure n° 2.2.5: Rose des vents pour Montréal-Est (données hivernales 1994-1999)

FRÉQUENCE DES VENTS PAR DIRECTION

RIVIÈRE-DES-PRAIRIES
DÉCEMBRE-MARS 1998-1999



Environnement Canada Environment Canada
Région du Québec Quebec Region

Figure n° 2.2.6 : Rose des vents pour Rivière-des-Prairies (décembre 1998 – mars 1999)

Force est de constater une similarité relativement grande entre les observations de la période décembre 1998 – mars 1999 au site Rivière-des-Prairies et celles observée en hiver pour la période 1994-1999 à Montréal-Est. Toutefois, l'occurrence des vents provenant du nord-est et supérieurs à 20 km/h est moindre à la station RDP qu'à Montréal-Est.

2.2. Polluants et paramètres étudiés

Les polluants inclus dans cette campagne de mesure de l'hiver 1998-1999 sont en premier lieu des polluants typiques du chauffage au bois. Il s'agit des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des composés organiques volatils polaires (COV du type aldéhydes, cétones) et des particules fines (PM_{10} et $PM_{2,5}$). Rappelons que les composés organiques volatils non polaires sont plus spécifiques des émissions liées à la circulation automobile (benzène, toluène,...).

2.2.1. Paramètres étudiés, instruments utilisés, fréquence d'échantillonnage

Le tableau suivant (n° 2.2.1) donne la liste de tous les instruments utilisés lors de la campagne hivernale 1998-1999.

Tableau n° 2.2.1 : Liste des instruments utilisés pendant l'hiver 1998-1999

Paramètres mesurés	Instruments utilisés	Fréquence d'échantillonnage	Remarques
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) en continu	PAH analyzer CIE (4 L/min)	Moyenne sur 1 heure des valeurs recueillies.	Suivi des pointes. Ne permet l'analyse que des HAP particuliers de diamètre inférieur à 1 μm .
HAP	Échantillonneur à grand débit et mousse (700 L/min)	1 échantillon de 24 heures à tous les 6 jours (minuit à minuit). 1 échantillon de 8 heures à tous les 6 jours (16 h à minuit)	Les analyses ont été effectuées au laboratoire du CTERR à Ottawa. Permet d'analyser 28 des composantes des HAP.
Particule de diamètre inférieur à 2,5 μm ($PM_{2,5}$) en continu	TEOM (Tapered Element Oscillating Monitor) avec une tête Cyclone 2,5 μm (16,7 L/min)	Moyenne sur 1 heure des valeurs recueillies.	Suivi des pointes. Ne donne que la masse totale des PM inférieurs à 2,5 μm .
$PM_{2,5} - PM_{10}$	Échantillonneur dichotomique (16,7 L/min fraction fine et 1,67 L/min fraction grossière)	1 échantillon de 24 heures à tous les 6 jours (minuit à minuit).	Les analyses ont été effectuées au laboratoire du CTERR à Ottawa. Permet de déterminer la masse totale de particules sur les filtres de 2,5 μm et de 10 μm et leurs constituants.
Composés organiques volatils (COV)	échantillonneur d'aldéhydes (1 L/min)	1 échantillon de 24 heures à tous les 6 jours (minuit à minuit).	Par absorption sur un tube de DNPH. Les analyses ont été effectuées au laboratoire de la CUM. Permet d'analyser près de 16 aldéhydes et cétones.
Température et humidité	Sonde HMP-35	Moyenne sur 15 minutes des valeurs recueillies.	Ont été mesurées à deux hauteurs différentes : 2 et 10 mètre du sol.
Vents	Anémomètre RM-Young	Moyenne sur 15 minutes des valeurs recueillies.	Les mesures ont été prises à 10 mètres d'altitude.
Rayonnement solaire global	Pyranomètre LI-COR 200S	Moyenne sur 1 heure des valeurs recueillies.	Rayonnement solaire direct et diffus reçu sur une surface horizontale.
Visibilité horizontale	Belfort 6210	Moyenne sur 1 heure des valeurs recueillies.	Diffusion avant du pulse lumineux sur une longueur de 1 mètre

2.2.2. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

L'échantillonnage des HAP a été réalisé à l'aide de deux types d'échantillonneurs :

- un échantillonneur à grand débit, modifié selon les spécifications d'Environnement Canada, qui permet d'analyser plusieurs des HAP de l'échantillon, et
- un échantillonneur en continu qui permet un suivi en temps réel des mesures environnementales mais ne fournit qu'une donnée : une concentration globale en HAP présents sur les particules inférieures à 1 μm (HAP particulaires).

Quoique expérimental, le recours à un échantillonneur en continu pour les HAP présentait un avantage intéressant puisqu'il devait nous permettre de voir les fluctuations et pics des concentrations en HAP particulaires au cours d'une journée. Il présente néanmoins des désavantages majeurs puisqu'il n'échantillonne pas les HAP volatils et ne permet pas l'identification précise des espèces HAP échantillonnées.

En ce qui concerne l'échantillonneur à grand débit modifié, un échantillonnage permettant de différencier les variations diurnes des concentrations HAP a été privilégié. Ainsi, au lieu de réaliser uniquement des échantillonnages d'une durée de 24 heures, deux échantillons ont été réalisés au cours d'une journée: le premier l'était de minuit à minuit (soit 24 heures au total) et le second, de 16 h à minuit, heure normale de l'Est (soit 8 heures au total).

2.2.3. Particules fines (PM_{10} et $PM_{2,5}$)

Les particules fines ($PM_{2,5}$) ont été échantillonnées en continu à l'aide de microbalances (TEOM), tandis que les PM_{10} l'ont été à l'aide d'un échantillonneur non continu du type dichotomique. Ce type d'échantillonneur, qui permet également d'échantillonner les $PM_{2,5}$, nous a ainsi permis d'étudier plus précisément le ratio $PM_{2,5}/PM_{10}$ issu de cette technologie. De plus, le contenu en métaux des filtres de PM_{10} et $PM_{2,5}$ captées obtenus avec l'échantillonneur dichotomique a pu être analysé pour tenter d'identifier des indicateurs de la combustion du bois tel que le ratio potassium/fer (K/Fe).

Grâce à l'échantillonnage en continu des $PM_{2,5}$, on voulait vérifier s'il serait possible d'identifier les périodes de pointe, de mieux caractériser les fluctuations journalières et de comparer et d'analyser leur comportement. Notons enfin que les $PM_{2,5}$ sont très caractéristiques des émissions du chauffage au bois. Selon une étude réalisée par Rau et Huntzicker en 1984 (telle que citée dans le rapport du groupe de travail Fédéral-Provincial de 1997), « *environ 95 % des particules émises par les poêles à bois seraient de diamètre inférieur à 0,4 mm* ».

2.2.4. Composés organiques volatils (COV)

Un échantillonneur non continu a été utilisé pour l'échantillonnage des composés organiques volatils. La méthode d'échantillonnage et d'analyse employée par la CUM dans ce cas est la méthode US.EPA TO-11 pour les COV polaires (US.EPA, 1999a) et la méthode US.EPA TO-17 pour les COV non polaires (US.EPA, 1999b). L'échantillonnage était réalisé pendant 24 heures par absorption sur tube de DNPH et analysé en laboratoire par HPLC pour 16 aldéhydes et cétones. Notons que les composés organiques volatils polaires, comme l'acroléine ou le formaldéhyde, sont plus spécifiques des émissions liées au chauffage au bois (US.EPA, 1991), tandis que les COV non-polaires du type benzène, toluène ou autres sont spécifiques des sources mobiles (soit de l'essence).

2.2.5. Paramètres météorologiques

Une tour météorologique d'une hauteur de 10 m installée localement a permis de mesurer différents paramètres météorologiques susceptibles d'influencer le comportement des polluants émis localement. Cette tour mesure les paramètres météorologiques suivants à deux hauteurs, soit 2 m et 10 m :

- Température
- Humidité relative
- Direction, vitesse et écart-type du vent (uniquement à 10 m)
- Rayonnement solaire global à 2 m

Notons qu'un autre paramètre relatif à la visibilité horizontale (étude de la relation entre concentrations particulaires et visibilité) a été mesuré à l'aide d'un Belfort 6210 qui était situé sur le toit de la roulotte abritant l'ensemble des équipements utilisés.

L'acquisition de ces paramètres était particulièrement importante non seulement en vue de préparer les bases de développement d'un modèle prévisionnel, mais aussi afin de mieux comprendre les facteurs influençant la dynamique des polluants émis par le chauffage au bois dans un quartier résidentiel.

2.2.6. Identification de la contribution relative des poêles à bois à la qualité de l'air

Afin de mieux identifier la contribution relative du chauffage au bois résidentiel à la qualité de l'air locale, le ratio potassium/fer provenant de l'analyse des métaux sur les particules fines a été étudié. Il semble que, parmi les méthodes analytiques disponibles pour répondre à cette question dont la détermination isotopiques $^{12}\text{C}/^{14}\text{C}$ (US.EPA, 1985), cette méthode soit la moins onéreuse et la plus facile à mettre en œuvre. Elle repose sur l'utilisation des filtres issus des échantillonnages de particules et sur une analyse des métaux permettant de déterminer la valeur du ratio potassium/fer. Certains ont pu déterminer que ce ratio K / Fe variait entre 15 et 230 pour la fumée des poêles à bois (donc à forte composante végétale), alors que pour d'autres sources les valeurs de ce ratio étaient inférieures à 0,35 (Wolff *et al.*, 1981; Watson, 1979 tels que cités dans le rapport du groupe de travail Fédéral-Provincial de 1997). Les résultats issus des mesures effectuées sur les particules fines ont été utilisés afin de nous permettre d'appliquer cette méthode.

2.3. Fréquence des échantillonnages

Le tableau n° 2.3.1 ci-après indique les dates d'échantillonnage des différentes entités mesurées aux stations RDP et rue Ontario.

Tableau n° 2.3.1 : Calendrier des échantillonnages réalisés aux stations RDP et rue Ontario

Entité	Station	Décembre 1998						Janvier 1999					Février 1999					Mars 1999					
		01	07	13	19	25	31	06	12	18	24	30	05	11	17	23	25	01	07	13	19	25	31
HAP 24 h	RDP		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Ontario ²	X	X	X	O	X	X	O	O	O	X	X	O	O	X	O		X	X	X	X	X	X
HAP 8 h	RDP		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Ontario																						
COV pol. ¹	RDP				X	X	X	X	X	O	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Ontario	X	X	X	X	X	O	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
COV non pol.	RDP				O	X	X	X	X	O	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	O	O	
	Ontario	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
PM _{2,5} et métaux	RDP		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Ontario	X	X	X	O	X	X	X	O	X	X	X	X	X	X	X		O	O	X	X	X	X
PM ₁₀ et métaux	RDP		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Ontario	X	X	X	O	X	X	X	O	X	X	X	X	X	X	X		O	O	X	X	X	X

¹ pol. = polaires

² désigne la station rue Ontario

O : échantillon rejeté

X : échantillon valide

Si on excepte l'échantillonnage du 25 février 1999, ces dates de mesures coïncident avec celles du calendrier SNPA qui gère un ensemble de stations fonctionnant en continu à tous les 6 jours (entités non échantillonnées en continu). Grâce à cette coïncidence avec le calendrier SNPA, des comparaisons avec d'autres sites du réseau soumis à d'autres influences que la combustion du bois et situés sur l'Île de Montréal ont été possibles. Ces comparaisons devraient également permettre d'identifier le devis le plus approprié afin d'évaluer les risques à la santé des populations exposées au chauffage au bois. Enfin, en raison de conditions météorologiques particulières indiquées par les services d'Environnement Canada (inversion de température), il a été décidé que la journée du 25 février 1999, non prévue dans le calendrier SNPA, fasse l'objet d'échantillonnage additionnel au site RDP.

Notons qu'à ces échantillonnages s'ajoute également l'analyse de 47 éléments réalisée sur les PM₁₀ et PM_{2,5} dont la liste est fournie dans le tableau n° 2.3.2 suivant.

Tableau n° 2.3.2 : Métaux analysés à partir des filtres de l'échantillonneur dichotomique

Élément	Symbole	Élément	Symbole	Élément	Symbole	Élément	Symbole
aluminium	Al	antimoine	Sb	argent	Ag	arsenic	As
baryum	Ba	brome	Br	cadmium	Cd	caésium	Cs
calcium	Ca	cérium	Ce	chlore	Cl	chrome	Cr
cobalt	Co	cuivre	Cu	étain	Sn	fer	Fe
gallium	Ga	germanium	Ge	indium	In	iode	I
lanthane	La	magnésium	Mg	manganèse	Mn	mercure	Hg
molybdène	Mo	néodyme	Nd	nickel	Ni	niobium	Nb
palladium	Pd	potassium	K	phosphore	P	plomb	Pb
praseodyme	Pr	rubidium	Rb	scandium	Sc	silicium	Si
sélénium	Se	sodium	Na	soufre	S	strontium	Sr
tellure	Te	titane	Ti	vanadium	V	yttrium	Y
zinc	Zn	zirconium	Zr				

C'est à partir des résultats de ces analyses que le ratio potassium/fer permettant de mieux préciser l'origine des contaminants et la contribution relative du chauffage au bois résidentiel à la qualité de l'air de ce quartier « cible » pourra être déterminé.

2.4. Contrôle de qualité

Lors des analyses de HAP, des mesures de contrôle de qualité sont appliquées. En effet, chaque échantillon est dopé avec 6 HAP deutérés, ce qui permet de mesurer l'efficacité de la méthode à récupérer les différents produits. De plus, un standard "interne" est ajouté afin de permettre la quantification des produits.

Le laboratoire procède également à la détermination de blancs de méthode, en soumettant les différents solvants utilisés à la méthode analytique et en déterminant les interférences qui peuvent provenir de l'ensemble des opérations. De plus, l'analyse des blancs fortifiés avec une solution étalon permet de connaître la récupération moyenne de la méthode. Ces vérifications sont faites de façon périodique ou par lot d'échantillons traités.

Les opérations sur le terrain sont contrôlées en procédant à des blancs de terrain, qui consistent à installer un filtre et une mousse de polyuréthane dans l'appareil d'échantillonnage et à les laisser en place la même période de temps qu'un échantillon réel l'aurait été, mais sans pomper d'air au travers. Filtres et mousses « blancs » subissent donc exactement les mêmes manipulations et temps d'opération que filtres et mousses « échantillonnés » à l'exception du pompage d'air. Ceci permet de déterminer la contamination provenant des opérations sur le terrain. On procède à cette vérification au rythme d'un échantillon par station par campagne d'échantillonnage. Si cette dernière comporte beaucoup de prélèvements, on procède à un blanc par 10 ou par 20 échantillons prélevés.

Pour ce qui est de l'analyseur de HAP en continu, seul le "zéro" de l'appareil peut être ajusté lors des opérations sur le terrain. Pour ce qui est du calibrage comme tel, on vérifiera la validité du facteur de conversion en comparant les résultats à ceux obtenus au moyen de l'échantillonneur à grand débit modifié.

3. Analyse des données et résultats

3.1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

3.1.1. Niveaux mesurés

À Rivière-des-Prairies, 21 échantillons ont été prélevés entre le 7 décembre 1998 et le 31 mars 1999 et tous ont pu être analysés et validés. Le niveau moyen de HAP s'élève à 76,8 ng/m³ pour l'ensemble des échantillons prélevés sur 24 heures (tableau n° 3.1.1) et à 87,8 ng/m³ pour ceux pris en soirée entre 16 et 24 heures (tableau n° 3.1.2). Ces valeurs sont environ deux fois plus fortes que celles mesurées à la station rue Ontario située près du centre-ville de Montréal où les HAP atteignaient 40,4 ng/m³ (tableau n° 3.1.3). De même, le niveau maximal mesuré à la station RDP est 2,5 fois plus élevé qu'à la station rue Ontario. Si on compare les HAP mesurés aux stations RDP et rue Ontario uniquement pour les journées d'échantillonnage communes, on retrouve environ deux (2) fois plus de HAP à RDP, soit 73 ng/m³ (tableau n° 3.1.4). La figure n° 3.1.1 permet de visualiser les différences pour chacune des journées d'échantillonnage.

Les valeurs mesurées durant ce projet s'avèrent toutefois plus basses que ce qui avait été mesuré à un autre site du quartier en 1989-1990 par Germain (1997). En effet, la moyenne géométrique des concentrations de HAP de 61,6 ng/m³ calculée pour les échantillons pris sur 24 heures en 1998-1999 est trois fois plus basse que celle de 196,7 ng/m³ obtenue à partir des échantillons prélevés en hiver pour la période 1989-1990 (tableau n° 3.1.5).

La différence peut s'expliquer par le nombre d'habitations en amont des stations par rapport aux vents dominants. Il y avait plus de résidences qui pouvaient influencer la qualité de l'air du site étudié au début de la décennie que celui choisi en 1998. Il aurait été intéressant de réutiliser, si cela avait été possible, le même site qu'en 1989-1990. Toujours pour la période 1989-1990, Germain (1997) rapportait des niveaux de HAP semblables à ceux de RDP pour la station située dans un quartier de Sept-Îles (160,7 ng/m³), fortement influencé par le chauffage résidentiel au bois.

En ce qui concerne le benzo(a)pyrène, l'un des HAP les plus étudiés dans la famille des HAP, le niveau moyen obtenu sur 24 heures à la station RDP s'élève à 1,20 ng/m³ tandis que la valeur maximale atteint 4,53 ng/m³ (tableau n° 3.1.1). Les concentrations moyenne et maximale de B(a)P mesurées le soir se sont avérées être pratiquement identiques à celles obtenues sur 24 heures avec respectivement 1,16 ng/m³ et 4,10 ng/m³ (tableau n° 3.1.2). En comparaison, les niveaux moyen et maximum de B(a)P mesurés à la station rue Ontario (tableau n° 3.1.3) sont environ deux (2) fois plus faibles qu'à la station RDP, soit 0,57 ng/m³ et 1,89 ng/m³ respectivement. À Medecine Hat, les niveaux moyen (0,12 ng/m³) et maximum (0,13 ng/m³) de B(a)P étaient plus faibles que

ceux mesurés sur l'Île de Montréal (AEP, 1999). Enfin, comme pour les échantillons de HAP totaux, les moyennes géométriques en B(a)P mesurées en 1998-1999 (0,63 ng/m³) sont trois fois plus faibles que celle obtenue en 1989-1990 (1,88 ng/m³).

Parmi les différents HAP mesurés, le phénanthrène représente près de 30 % de l'ensemble des HAP, suivi du fluoranthène et du pyrène avec près de 10 % du mélange chacun (figure n° 3.1.2). Parmi ces trois produits, les deux premiers sont généralement présents dans la fraction gazeuse de l'air alors que le pyrène est généralement associé aux particules (Germain, 1997; Dann, 1989). Le benzo(b)fluoranthène est le principal HAP "lourd" retrouvé et il représente environ 5 % de la masse des HAP.

Tableau n° 3.1.1 : Synthèse des résultats obtenus pour les HAP mesurés sur 24 heures entre le 7 décembre 1998 et le 31 mars 1999 à la station Rivière-des-Prairies

Période 00:00-23:59	# valeurs	Fréquence de détection	Moyenne arithmétique	Moyenne géométrique	Médiane	Minimum	Maximum
Produit		%	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
Acénaphthylène	21	100	8,98	6,28	7,74	0,67	21,94
Acénaphthène	21	95	2,37	1,39	2,18	0,00	6,59
Fluorène	21	100	7,26	6,12	6,40	1,28	14,54
2-Me-Fluorène	21	90	1,49	0,72	1,49	0,00	4,04
Phénanthrène	21	100	21,96	18,56	20,95	4,02	42,69
Anthracène	21	100	2,50	1,99	1,95	0,31	4,97
Fluoranthène	21	100	8,31	6,69	8,10	1,20	21,96
Pyrène	21	100	6,23	4,95	5,52	0,77	15,80
Benzo(a)Fluorène	21	100	0,71	0,54	0,61	0,06	1,81
Benzo(b)Fluorène	21	95	0,38	0,28	0,33	0,03	0,86
1-Me-Pyrène	21	95	0,44	0,31	0,32	0,03	1,16
Benzo(g,h,i)Fluoranthène	21	100	1,19	0,90	0,97	0,11	2,94
Benz(a)Anthracène	21	95	1,46	0,91	1,00	0,03	5,40
Chrysène	21	100	2,59	1,71	2,16	0,15	11,57
Triphénylène	21	86	0,42	0,18	0,41	0,00	1,56
7-Me-Benzo(a)Anthracène	21	24	0,01	0,00	0,00	0,00	0,07
Benzo(b)Fluoranthène	21	100	3,68	2,45	2,93	0,21	16,25
Benzo(k)Fluoranthène	21	100	0,91	0,65	0,82	0,05	4,05
Benzo(e)Pyrène	21	100	1,75	1,19	1,45	0,10	7,69
Benzo(a)Pyrène	21	95	1,20	0,63	0,94	0,00	4,53
Pérylène	21	71	0,12	0,04	0,09	0,00	0,53
2-Me-Cholanthrène	21	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indéno(1,2,3-cd)Pyrène	21	100	1,21	0,88	1,11	0,08	4,44
Dibenz(a,c)&(a,h)Anthracène	21	90	0,17	0,10	0,15	0,00	0,72
Benzo(b)Chrysène	21	90	0,08	0,05	0,06	0,00	0,29
Benzo(g,h,i)Pérylène	21	100	1,25	0,94	1,14	0,08	4,29
Anthanthrène	21	95	0,16	0,10	0,11	0,00	0,58
Σ HAP	21	100	76,83	61,63	71,50	10,01	184,08
Σ HAP particulaires (à partir du fluoranthène)	21	100	32,27	24,38	29,94	2,99	103,94
PST (µg/m ³)*	21	100	58,06	50,63	53,93	21,47	132,47

* PST: particules en suspension totales

Durant ce projet, les échantillons d'air ont été prélevés uniquement en hiver et les niveaux mesurés sont plus faibles que ce qui a été mesuré au début de la décennie dans le même quartier. Les teneurs de HAP présents dans l'air ambiant fluctuent selon les endroits, les sources et les saisons. Dann (1989) rapportait les niveaux saisonniers de HAP mesurés à Toronto et à Montréal; Germain (1997) faisait de même pour plusieurs endroits situés au Québec. Le tableau n° 3.1.5 qui reprend les informations de ces deux auteurs, en y rajoutant les valeurs de ce projet, montre que les moyennes géométriques varient beaucoup moins en milieu urbain soumis à l'influence du transport routier que près des endroits influencés par le chauffage au bois. Pour le secteur "chauffage au bois", les taux de HAP sont de 10 à 15 fois plus élevés en hiver qu'en été. À Montréal, les stations affectées principalement par les émissions des automobiles présentent des valeurs hivernales 1,5 fois plus élevées que les valeurs estivales. Près des usines d'aluminium, on observe aussi des variations saisonnières marquées.

Tableau n° 3.1.2 : Synthèse des résultats obtenus pour les HAP mesurés de 16 à 24 heures (8 heures) entre le 7 décembre 1998 et le 31 mars 1999 à la station RDP

Période 16:00-23:59	# valeurs	Fréquence de détection	Moyenne arithmétique	Moyenne géométrique	Médiane	Minimum	Maximum
Produit		%	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
Acénaphthylène	21	100	15,38	10,62	11,58	2,01	58,89
Acénaphène	21	100	3,67	2,96	3,25	0,78	8,52
Fluorène	21	100	7,77	6,27	7,27	1,76	18,07
2-Me-Fluorène	21	90	1,99	0,93	1,49	0,00	7,77
Phénanthrène	21	100	23,71	19,27	22,42	5,84	52,99
Anthracène	21	100	2,87	2,12	2,35	0,36	7,64
Fluoranthène	21	100	8,39	6,75	6,64	1,93	23,51
Pyrène	21	100	6,18	4,82	4,54	0,98	18,06
Benzo(a)Fluorène	21	100	0,79	0,58	0,60	0,06	2,41
Benzo(b)Fluorène	21	95	0,43	0,28	0,32	0,01	1,22
1-Me-Pyrène	21	95	0,48	0,31	0,34	0,01	1,63
Benzo(g,h,i)Fluoranthène	21	100	1,30	0,99	1,05	0,14	3,36
Benz(a)Anthracène	21	95	1,43	0,83	1,03	0,01	4,98
Chrysène	21	100	2,36	1,66	1,58	0,21	6,88
Triphénylène	21	100	0,65	0,49	0,54	0,09	1,87
7-Me-Benz(a)Anthracène	21	5	0,01	0,01	0,01	0,00	0,08
Benzo(b)Fluoranthène	21	100	3,44	2,47	2,54	0,35	10,21
Benzo(k)Fluoranthène	21	100	0,91	0,65	0,64	0,07	2,52
Benzo(e)Pyrène	21	100	1,67	1,18	1,28	0,16	5,27
Benzo(a)Pyrène	21	95	1,16	0,68	0,65	0,01	4,10
Pérylène	21	62	0,21	0,07	0,11	0,00	1,03
2-Me-Cholanthrène	21	0	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01
Indéno(1,2,3-cd)Pyrène	21	100	1,29	0,98	0,96	0,12	3,29
Dibenz(a,c)&(a,h)Anthracène	21	81	0,17	0,10	0,13	0,01	0,50
Benzo(b)Chrysène	21	52	0,08	0,03	0,02	0,01	0,32
Benzo(g,h,i)Pérylène	21	100	1,34	1,01	0,98	0,12	3,34
Anthanthrène	21	71	0,17	0,07	0,10	0,01	0,79
Σ HAP	21	100	87,84	69,49	69,99	15,85	197,24
Σ HAP particuliers (à partir du fluoranthène)	21	100	32,48	24,86	23,36	4,32	92,12
P.S.T. (µg/m ³)	21	100	75,25	65,70	63,60	20,38	164,92

Tableau n° 3.1.3 : Synthèse des résultats obtenus pour les HAP mesurés sur 24 heures entre le 1^{er} décembre 1998 et le 31 mars 1999 à la station rue Ontario.

	# valeurs	Fréquence de détection	Moyenne arithmétique	Moyenne géométrique	Médiane	Minimum	Maximum
Composés		%	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
Acénaphthylène	14	100	1,88	1,64	1,63	0,50	3,63
Acénaphthène	14	100	1,05	0,95	0,98	0,48	2,17
Fluorène	14	100	3,86	3,56	3,80	1,61	8,21
2-Me-Fluorène	14	100	0,95	0,87	0,97	0,42	2,03
Phénanthrène	14	100	11,69	10,73	10,69	5,23	18,31
Anthracène	14	100	0,78	0,68	0,75	0,30	1,71
Fluoranthène	14	100	4,97	4,21	4,45	1,50	10,22
Pyrène	14	100	3,63	3,15	3,53	1,10	7,12
Benzo(a)Fluorène	14	100	0,32	0,27	0,26	0,07	0,73
Benzo(b)Fluorène	14	100	0,17	0,13	0,14	0,03	0,61
1-Me-Pyrène	14	100	0,16	0,14	0,16	0,04	0,35
Benzo(g,h,i)Fluoranthène	14	100	0,52	0,44	0,48	0,13	1,23
Benz(a)Anthracène	14	100	0,59	0,45	0,43	0,08	1,75
Chrysène	14	100	1,86	1,25	1,31	0,15	5,29
Triphénylène	14	100	0,44	0,30	0,36	0,04	1,24
7-Me-Benz(a)Anthracène	14	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Benzo(b)Fluoranthène	14	100	2,82	1,84	2,10	0,19	7,75
Benzo(k)Fluoranthène	14	100	0,64	0,44	0,49	0,05	1,56
Benzo(e)Pyrène	14	100	1,53	1,01	1,13	0,11	4,26
Benzo(a)Pyrène	14	100	0,57	0,41	0,39	0,07	1,89
Pérylène	14	93	0,09	0,07	0,07	0,01	0,26
2-Me-Cholanthrène	13	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indéno(1,2,3-cd)Pyrène	14	100	0,72	0,55	0,57	0,09	1,84
Dibenz(a,c)&(a,h)Anthracène	14	86	0,13	0,07	0,09	0,00	0,36
Benzo(b)Chrysène	14	79	0,04	0,02	0,03	0,00	0,10
Benzo(g,h,i)Pérylène	14	100	0,97	0,77	0,82	0,14	2,24
Anthanthrène	14	86	0,05	0,03	0,04	0,00	0,14
Σ HAP	14	100	40,42	35,62	40,48	14,18	77,10
Σ HAP particuliers (à partir du fluoranthène)	14	100	20,23	16,10	16,08	3,85	48,22
P.S.T. (µg/m ³)	14		48,89	44,73	44,50	20,40	79,90

Tableau n° 3.1.4 : Synthèse des résultats obtenus pour les HAP mesurés aux stations Rivière-des-Prairies et rue Ontario lors des journées communes d'échantillonnage (n = 13)

	Station		
	rue Ontario	Rivière-des-Prairies	
Durée d'échantillonnage	24 heures (jour)	24 heures (jour)	8 heures (soir)
	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
Moyenne	40,2	69,0	96,7
Moyenne géométrique	35,3	52,4	73,9
Médiane	40,7	65,8	76,5
Minimum	14,2	10,0	15,8
Maximum	77,1	184,1	197,2

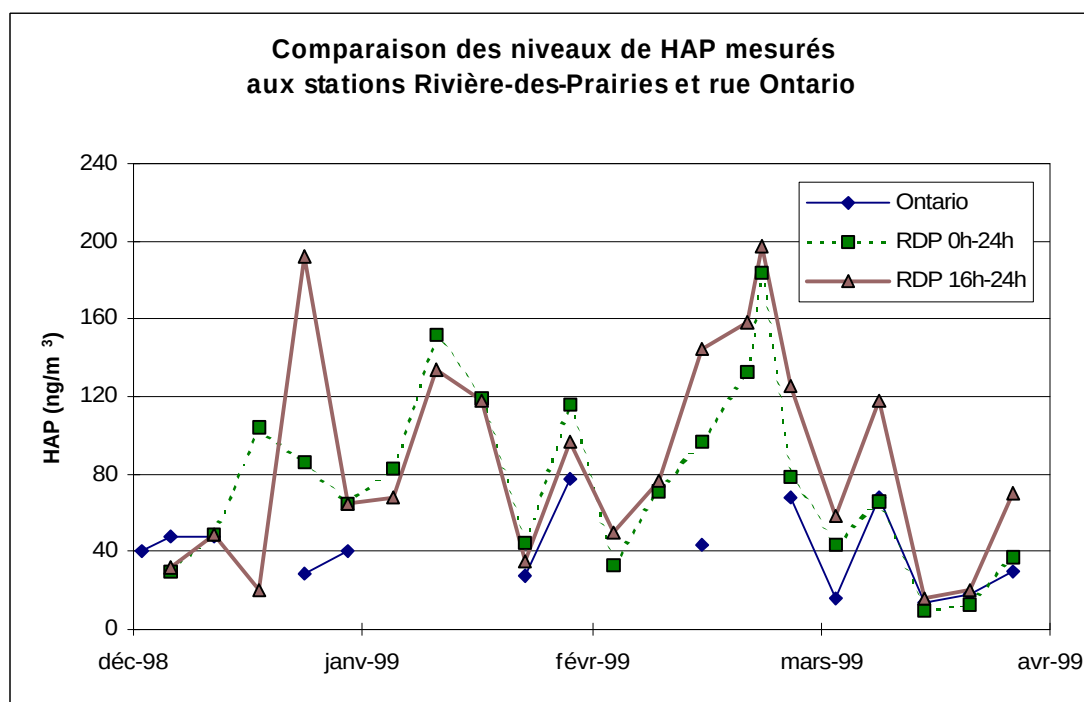


Figure n° 3.1.1 : Comparaison des niveaux de HAP mesurés aux stations Rivière-des-Prairies et rue Ontario entre le 1^{er} décembre 1998 et le 31 mars 1999 (échantillonneur Hivol modifié)

Tableau n° 3.1.5 : Variation saisonnière des HAP totaux et du B(a)P mesurés principalement au Québec

Produit	HAP totaux (moyenne géométrique en ng/m ³)				B(a)P (moyenne géométrique en ng/m ³)				
	Saison	Printemps	Été	Automne	Hiver	Printemps	Été	Automne	Hiver
Secteur et endroit									
CHAUFFAGE AU BOIS									
Montréal (RDP) 98-99	-	-	-	61,6	-	-	-	0,63	
Montréal (RDP)	-	21,2	104,9	196,7	-	0,08	0,68	1,88	
Sept-Îles	-	10,7	-	160,7	-	0,05	-	1,50	
TRANSPORT									
CUM (Duncan et Décarie)	-	66,3	-	95,6	-	0,26	-	0,66	
Montréal (rue Ontario) 98-99	-	-	-	36,6	-	-	-	0,41	
Montréal (rue Ontario)*	57,1	68,5	65,9	66,3	0,18	0,11	0,37	0,41	
Toronto*	29,9	45,1	41,1	28,45	0,28	0,13	0,45	0,30	
INDUSTRIEL									
Cap-de-la-Madeleine	-	-	199,5	129,3	-	-	0,27	0,59	
INCINÉRATION									
Nouvelle	-	16,7	-	94,5	-	0,06	-	0,88	
ALUMINERIES									
Baie-Comeau	-	485,0	74,9	162,2	-	5,9	0,7	2,3	
Beauharnois	-	145,8	54,9	113,6	-	0,22	0,64	1,44	
Jonquière**	485,0	371,9	408,0	498,1	3,60	1,52	3,73	4,65	
Laterrière	-	13,3	-	-	-	0,06***	-	-	
Shawinigan	-	195,5	330,2	261,8	-	0,87	2,44	3,06	
Reproduit de Germain (1997) et ajout des résultats de ce projet et de Dann (1989)									
- : non applicable, pas d'échantillons				** : Incluant les données du CTERR					
* : Données du CTERR				*** : Moyenne arithmétique					

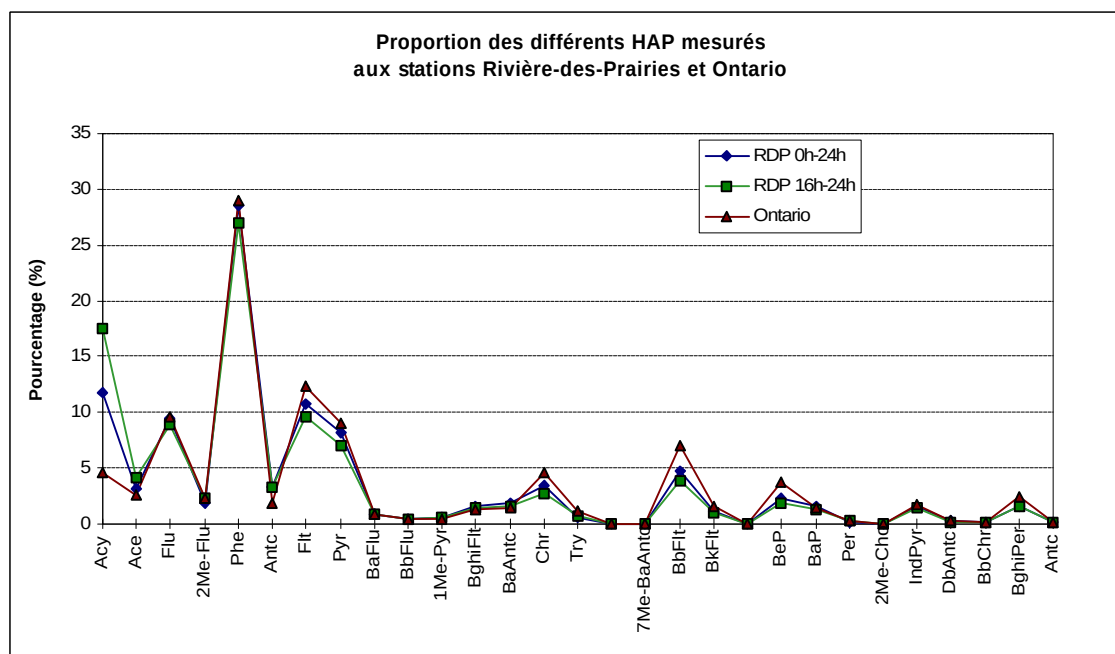


Figure n° 3.1.2 : Proportion des différents HAP par rapport à l'ensemble des HAP mesurés 24 heures (de 0 h à 24 h) et le soir (de 16 h à 24 h) à la station Rivière-des-Prairies et de 0 h à 24 h sur la rue Ontario

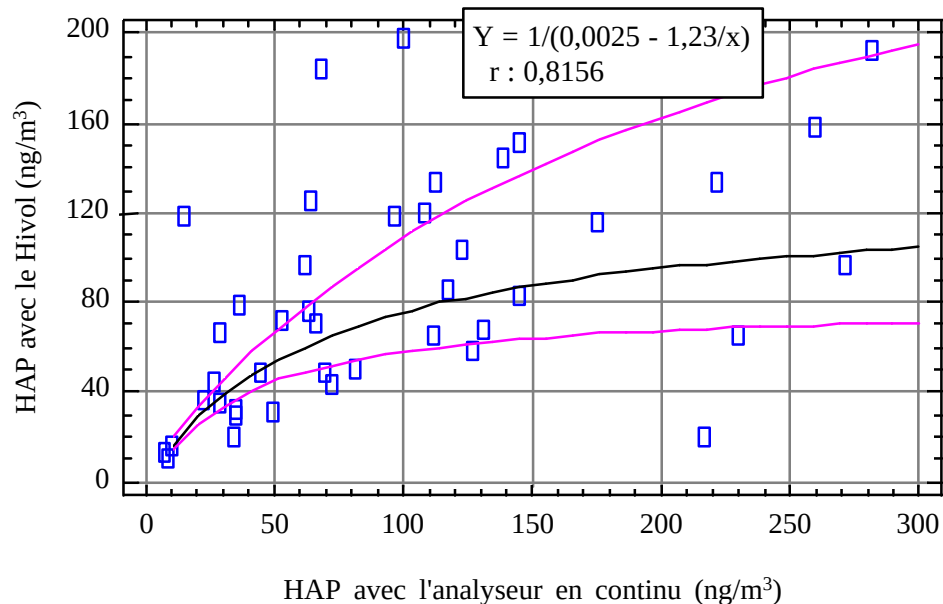
3.1.2. Analyseur de HAP en continu

Dans le cadre de ce projet, la performance d'un analyseur de HAP en continu fut testé sur une grande période. Cet appareil permet de mesurer la variation temporelle des valeurs de HAP présents dans l'air ambiant, mais le signal envoyé par l'analyseur doit être converti pour exprimer une concentration. Le facteur de conversion général suggéré par le fabricant fut en premier lieu utilisé, mais les valeurs obtenues avec l'analyseur en continu ne correspondaient pas à celles obtenues avec le Hivol modifié. Les résultats obtenus à partir des échantillons prélevés avec les Hivol modifiés ont donc servi à déterminer le facteur à utiliser. La figure n° 3.1.3 présente la corrélation et l'intervalle de confiance 95 % établi entre les résultats obtenus au moyen des Hivol modifiés et l'analyseur en continu, une fois le facteur de conversion modifié. La relation obtenue entre les résultats des deux appareils est significative ($r: 0,8156$, $p < 0,01$) et correspond à une relation "double réciproque" qui s'exprime selon l'équation suivante:

$$y = 1/(a - b/x) \quad \text{équation (1)}$$

où
y = HAP mesurés avec le Hivol modifié
x = HAP mesurés avec l'échantillonneur en continu
a = valeur de l'intercept à l'origine: 0,00246
b = valeur de la pente: 1,2341
ligne rouges = courbe d'intervalle de confiance à 95 %

Les figures n° 3.1.4 et n° 3.1.5 montrent que les résultats obtenus en employant le nouveau facteur de conversion de l'analyseur en continu se comparent bien à ceux des Hivol modifiés, tant pour les journées complètes et que pour les soirées. L'allure générale des courbes se ressemble beaucoup.



Les lignes rouges donnent l'intervalle de confiance à 95%.

Figure n° 3.1.3 : Comparaison des résultats obtenus avec l'analyseur en continu et le " Hivol " modifié.

Le tableau n° 3.1.6 résume l'information obtenue pour l'ensemble du projet. Il présente les résultats de certains paramètres statistiques de l'analyseur en continu obtenus pour l'ensemble du projet, pour les périodes de 24 et 8 heures et, reprend l'information statistique pour les échantillons non continus correspondants. Dans l'ensemble, les paramètres statistiques obtenus avec l'analyseur de HAP en continu correspondent à ceux obtenus avec les Hivol modifiés. Les valeurs mesurées en soirée sont supérieures à celles de la période de 24 heures correspondantes. Les niveaux de HAP mesurés au moyen de l'analyseur en continu sont 2,4 fois (ou 140 %) plus élevés le soir que le jour.

Tableau n° 3.1.6 : Synthèse des résultats obtenus avec l'analyseur de HAP en continu et l'échantillonneur Hivol modifié (ng/m³)

	Ensemble du projet	Analyseur en continu Journées SNPA		Échantillonneurs <i>Hivol</i> modifié	
		0 à 24 h	16 à 24 h		
Durée d'échantillonnage		24 heures	8 heures	24 heures	8 heures
# valeurs	continu	21	21	21	21
Moyenne arithmétique	74,3	75,7	125,9	76,8	87,8
Moyenne géométrique	41,2	56,6	90,8	61,6	69,5
Médiane	41,2	64,8	98,4	71,5	70,0
Minimum	0,9	7,5	9,7	10,0	18,8
Maximum	845,0	175,0	281,6	184,1	197,2

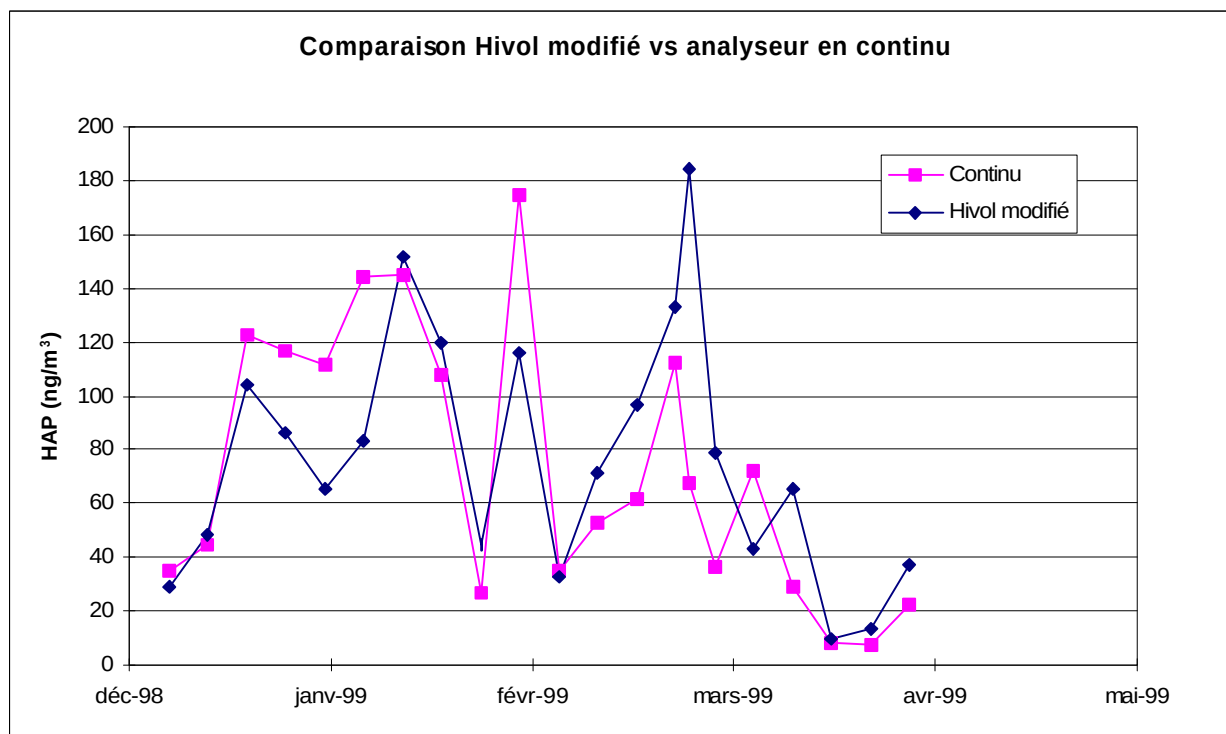


Figure n° 3.1.4 : Comparaison des concentrations 24 heures en HAP obtenues par l'analyseur en continu avec celles mesurées avec le " Hivol " modifié

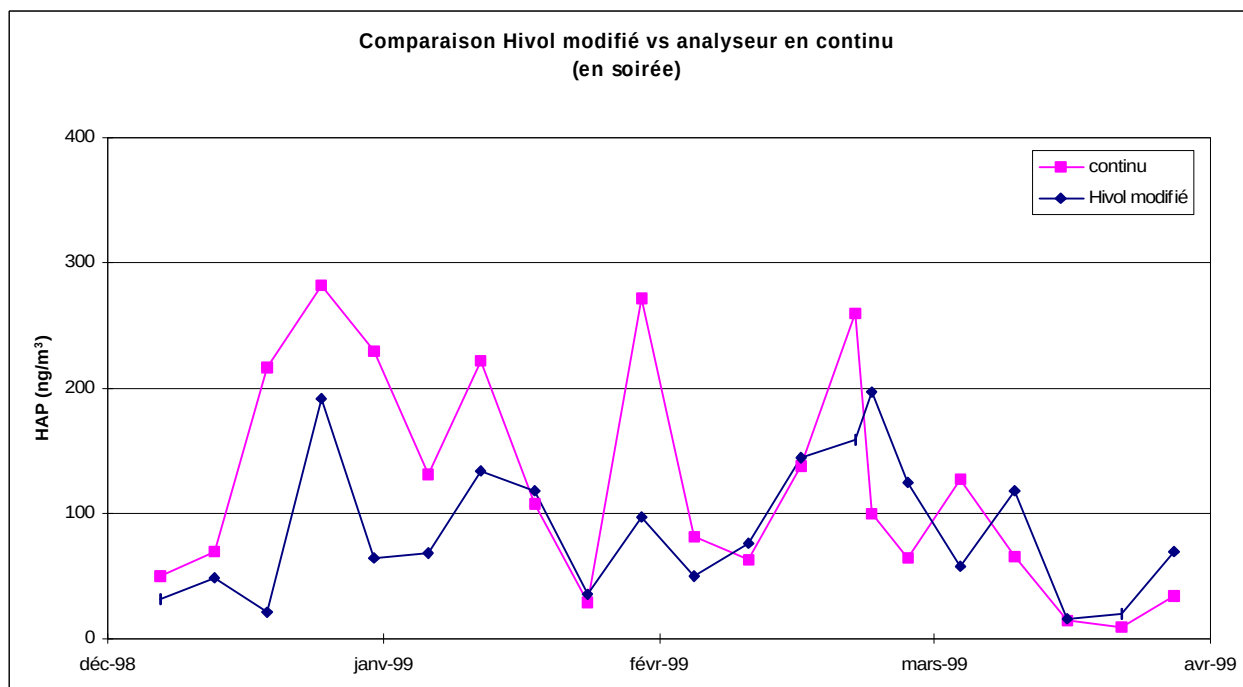


Figure n° 3.1.5 : Comparaison des concentrations 8 heures (16 h à 24 h) en HAP obtenues avec l'analyseur en continu avec celles mesurées par le " Hivol " modifié

Pour ce qui est de Noël et de la veille du Jour de l'An, les valeurs sur 24 heures des HAP mesurés avec l'analyseur en continu se retrouvent parmi les plus élevées, tout comme les valeurs mesurées entre 16 et 24 heures. Noël présente la valeur moyenne la plus haute et la veille du Jour de l'An se retrouve parmi les plus élevées. En comparaison, les échantillons prélevés avec le Hivol modifié montrent des niveaux intermédiaires pour les échantillons pris sur 24 heures; pour les échantillons pris en soirée, Noël montre la valeur la plus haute de l'ensemble des résultats observés tandis que la veille du Jour de l'An se situe dans la moyenne des valeurs.

La figure n° 3.1.6 quant à elle, montre, à partir d'une analyse des valeurs moyennes mensuelles, que les niveaux de HAP mesurés la semaine sont généralement plus faibles que ceux mesurés la fin de semaine. La figure n° 3.1.7, de son côté, montre la variation horaire pour les différents jours de la semaine. On peut y voir que les valeurs les plus basses sont observées vers les 4-5 heures de la nuit, suivies d'une pointe qui correspond au lever du jour, d'une diminution durant la journée et d'un accroissement à partir de 16 à 17 heures jusqu'en fin de soirée. Les lundis montrent des valeurs horaires plus fortes en soirée que les autres jours de la semaine. Pour ce qui est des fins de semaine et des jours fériés, on observe aussi les minima la nuit, suivi d'un accroissement au lever du jour (figure n° 3.1.8). Contrairement à ce qui est observé la semaine, les niveaux ne baissent pas durant le jour mais demeurent "stables" jusqu'à la fin de l'après-midi, alors qu'ils augmentent pour atteindre environ 200 ng/m³. Les jours fériés se comportent aussi comme les jours de fin de semaine mais les niveaux sont cependant plus élevés. Ce comportement peut s'expliquer par le petit nombre de jours fériés considérés durant le projet. La différence dans les

variations horaires “semaine - fin de semaine” des niveaux de HAP se remarque bien à la figure n°3.1.9. On peut voir que l'augmentation dans les niveaux de HAP commence plus tôt la semaine mais que les niveaux de HAP sont généralement plus élevés la fin de semaine. L'écart moyen entre les valeurs horaires de semaine et de fin de semaine atteint près de 30 ng/m³ en début d'après-midi (12 à 15 heures inclus) et 45 ng/m³ en soirée (de 17 à 22 heures inclus). Ces écarts représentent des différences de 92 et 39 % respectivement.

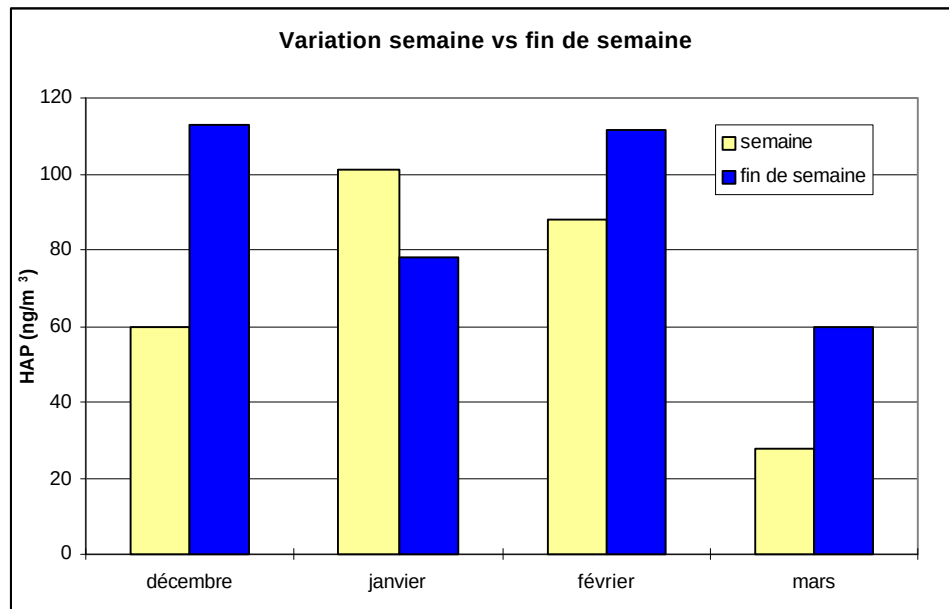


Figure n° 3.1.6 : Comparaison des moyennes mensuelles de HAP mesurés avec l'analyseur en continu sur semaine et les fins de semaine

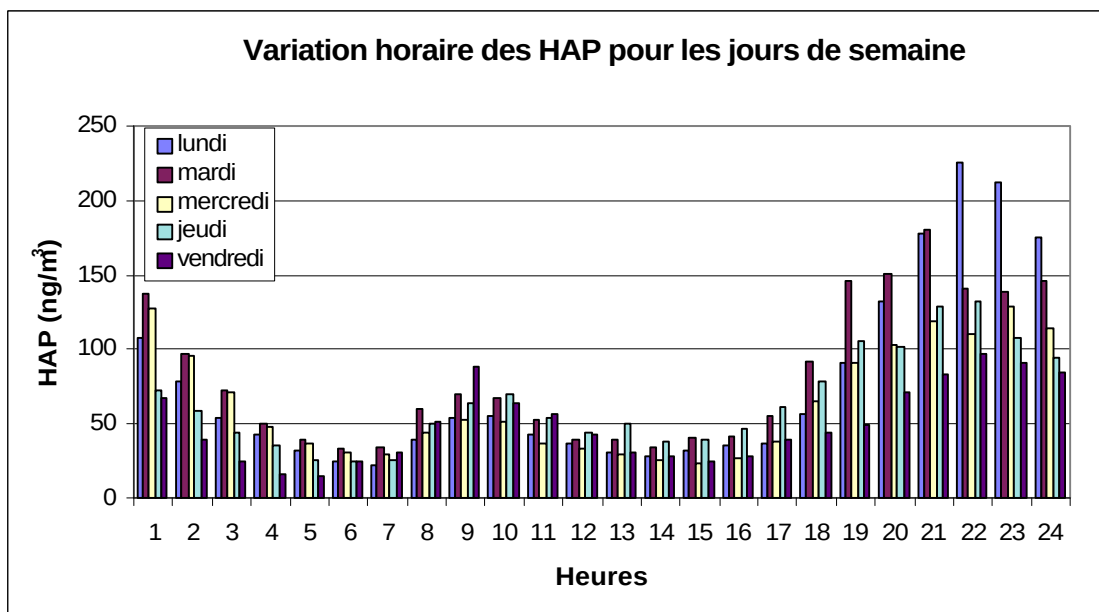


Figure n° 3.1.7 : Variations horaires des niveaux de HAP mesurés avec l'analyseur en continu les jours de semaine (non fériés) pour l'ensemble de la campagne d'échantillonnage

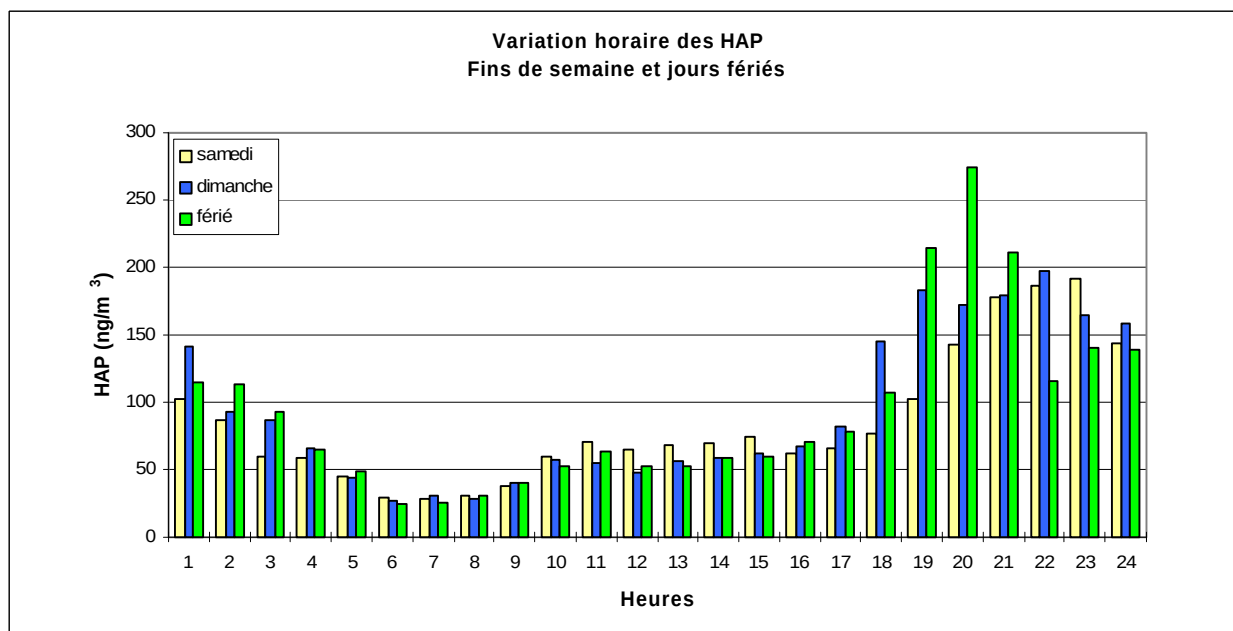


Figure n° 3.1.8 : Variations horaires des niveaux de HAP mesurés avec l'analyseur en continu les fins de semaine et les jours fériés pour l'ensemble de la période

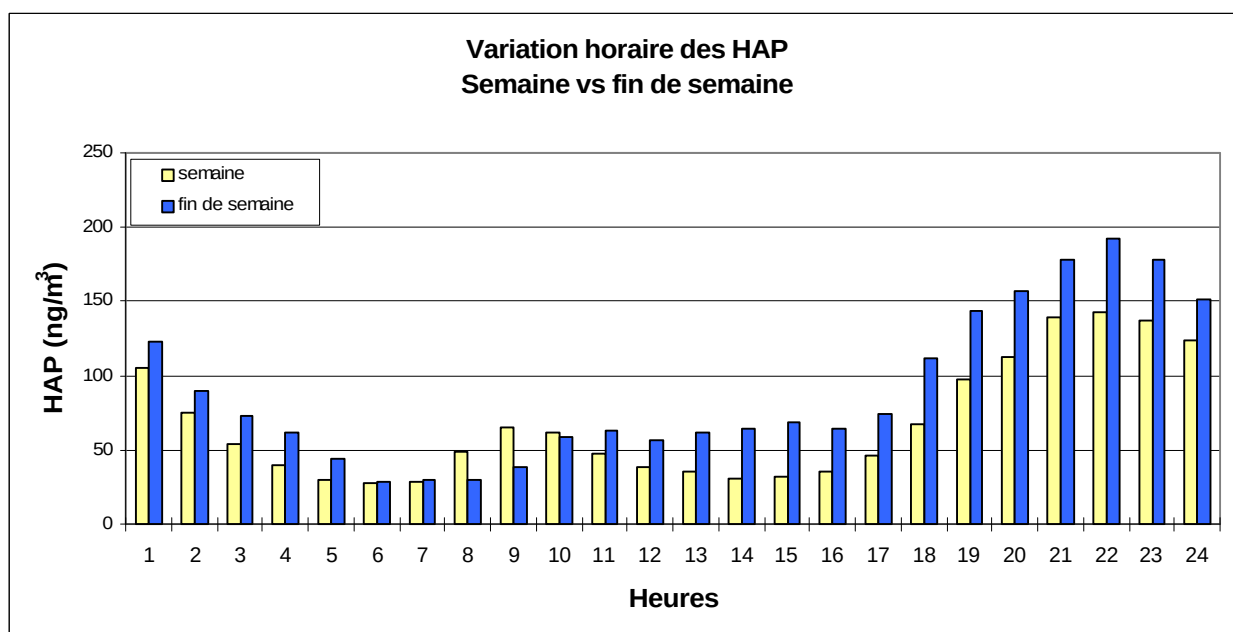


Figure n° 3.1.9 : Variations horaires des niveaux de HAP mesurés avec l'analyseur en continu la semaine et la fin de semaine

3.1.3. Identification des sources de HAP

Germain (1997) a montré que certaines paires de produits pouvaient aider à identifier l'origine des HAP et parmi celles-ci, la paire phénanthrène - benzo(e)pyrène [Phe/B(e)P] permettait de discriminer les émissions provenant des alumineries de celles du chauffage au bois et du transport automobile mais pas entre les deux derniers. Les ratios Phe/B(e)P calculés à partir des résultats obtenus aux stations RDP et rue Ontario, ont été examinés ainsi que trois autres qui semblaient prometteurs, soient chrysène/B(e)P [Chr/B(e)P], benzo(ghi)pérylène/B(e)P [BghiPer/B(e)P] et fluorène/pyrène [Flu/Pyr]. Le ratio coronène/B(e)P aurait aussi pu discriminer les sources, mais le coronène ne fait pas partie des produits mesurés par le laboratoire qui a fait les analyses en 1999. Ainsi que le montre le tableau n° 3.1.7, bien que les valeurs moyennes Phe/B(e)P soient un peu plus fortes à la station RDP, elles ne sont pas significativement différentes de celles calculées à la station rue Ontario ($p < 0,05$) pour la période à l'étude. De même, les paires BghiPer/B(e)P et Flu/Pyr ne montrent pas de différences significatives entre les deux stations. Par contre, la différence observée pour le ratio Chr/B(e)P l'est.

Les ratios calculés aux deux stations ont été comparés aux valeurs citées dans Germain (1997). En 1989-1990, les valeurs Phe/B(e)P étaient significativement plus fortes à Rivière-des-Prairies que celles mesurées en 1998-1999 alors que les trois autres paires étaient semblables. En ce qui a trait aux ratios "d'hiver" historiques à la station de Rivière-des-Prairies, ces derniers correspondent à ce qui a été calculé pour la période 1989-1990. Le même exercice a été fait pour les échantillons prélevés entre 1989 et 1994 à la station rue Ontario. Les valeurs Phe/B(e)P hivernales de la période 1989-1994 sont aussi plus fortes que celles du récent hiver. Pour ce qui est des trois autres paires de produits, les valeurs récentes diffèrent des valeurs historiques, mais les différences sont moindres que pour le rapport Phe/BeP. Alors qu'en 1989-1994, la paire Phe/B(e)P différait pour les échantillons pris dans les zones influencées par le transport automobile et le chauffage au bois, en 1998-1999, c'est plutôt le couple Chr/B(e)P qui montre des valeurs différentes selon l'origine de l'air.

L'apport "local" à la quantité de HAP mesuré dans l'air ambiant de RDP fut également estimé en utilisant les données historiques et en les extrapolant à la situation actuelle. En effet, il est fort probable qu'il y a augmentation de la teneur en HAP dans l'air ambiant de Rivière-des-Prairies de l'été à l'hiver. En assumant que la concentration de HAP mesurée à la station rue Ontario est représentative des ajouts de HAP provenant des différentes sources urbaines de l'Île de Montréal, on peut déduire que l'augmentation observée à RDP dépend d'apports propres au quartier RDP. En considérant les 40 ng/m^3 mesurés rue Ontario comme seuil de référence, ceci signifie que près de 45 % des HAP présents dans l'air ambiant du quartier RDP proviennent probablement de sources présentes à l'intérieur du quartier.

Tableau n° 3.1.7 : Ratios entre différents HAP mesurés à la station Rivière-des-Prairies et à la station rue Ontario

	n	Moyenne arithmétique	Moyenne géométrique	Médiane	Minimum	Maximum
Période: Décembre 1998 - 31 mars 1999						
Rivière-des-Prairies						
Échantillons pris sur 24 heures						
Phe/B(e)P*	21	17,38	15,55	18,52	5,41	40,68
Chr/B(e)P	21	1,46	1,44	1,48	1,12	2,17
BghiPer/B(e)P	21	0,80	0,78	0,78	0,52	1,14
Flu/Pyr	21	1,26	1,24	1,23	0,84	1,67
Échantillons pris sur 8 heures (le soir)						
Phe/B(e)P	21	18,89	16,29	15,88	6,10	49,48
Chr/B(e)P	21	1,43	1,40	1,51	0,95	1,79
BghiPer/B(e)P	21	0,88	0,86	0,89	0,47	1,26
Flu/Pyr	21	1,37	1,30	1,33	0,66	2,38
Ontario						
Phe/B(e)P	14	13,97	10,61	9,37	3,99	49,96
Chr/B(e)P	14	1,24	1,23	1,22	1,03	1,72
BghiPer/B(e)P	14	0,82	0,76	0,72	0,44	1,43
Flu/Pyr	14	1,23	1,13	1,18	0,67	2,24
Périodes antérieures						
Rivière-des-Prairies						
Automne 1989 à Automne 1990						
Phe/B(e)P	31	28,65	21,24	22,08	2,37	161,42
Chr/B(e)P	31	1,81	1,72	1,78	0,68	2,92
BghiP/B(e)P	31	0,86	0,78	0,85	0,14	1,63
Flu/Pyr	31	1,44	1,30	1,46	0,53	3,18
Hiver 1990						
Phe/B(e)P	12	29,32	18,19	18,42	2,37	161,42
Chr/B(e)P	12	1,98	1,95	1,82	1,52	2,60
BghiP/B(e)P	12	0,95	0,90	0,94	0,40	1,60
Flu/Pyr	12	1,69	1,60	1,55	0,98	3,18
Ontario						
1989-1994, toutes les données						
Phe/B(e)P	134	62,16	34,49	34,22	0,16	482,50
Chr/B(e)P	134	2,05	1,90	1,95	0,12	7,49
BghiPer/B(e)P	134	1,09	0,95	1,03	0,28	2,60
Flu/Pyr	134	1,55	1,23	1,44	0,03	5,72
1989-1994, données d'hiver seulement						
Phe/B(e)P	42	26,04	18,38	22,96	0,16	72,14
Chry/B(e)P	42	1,93	1,79	1,91	0,12	3,50
BghiPer/B(e)P	42	1,20	1,07	1,17	0,37	2,60
Flu/Pyr	42	1,79	1,48	1,69	0,03	5,72

*: Phe: phénanthrène; Chr: chrysène; BghiPer: benzo(ghi)pérylène; Flu: fluorène; Pyr: pyrène; B(e)P: benzo(e)pyrène

3.1.4. Relation avec les vents

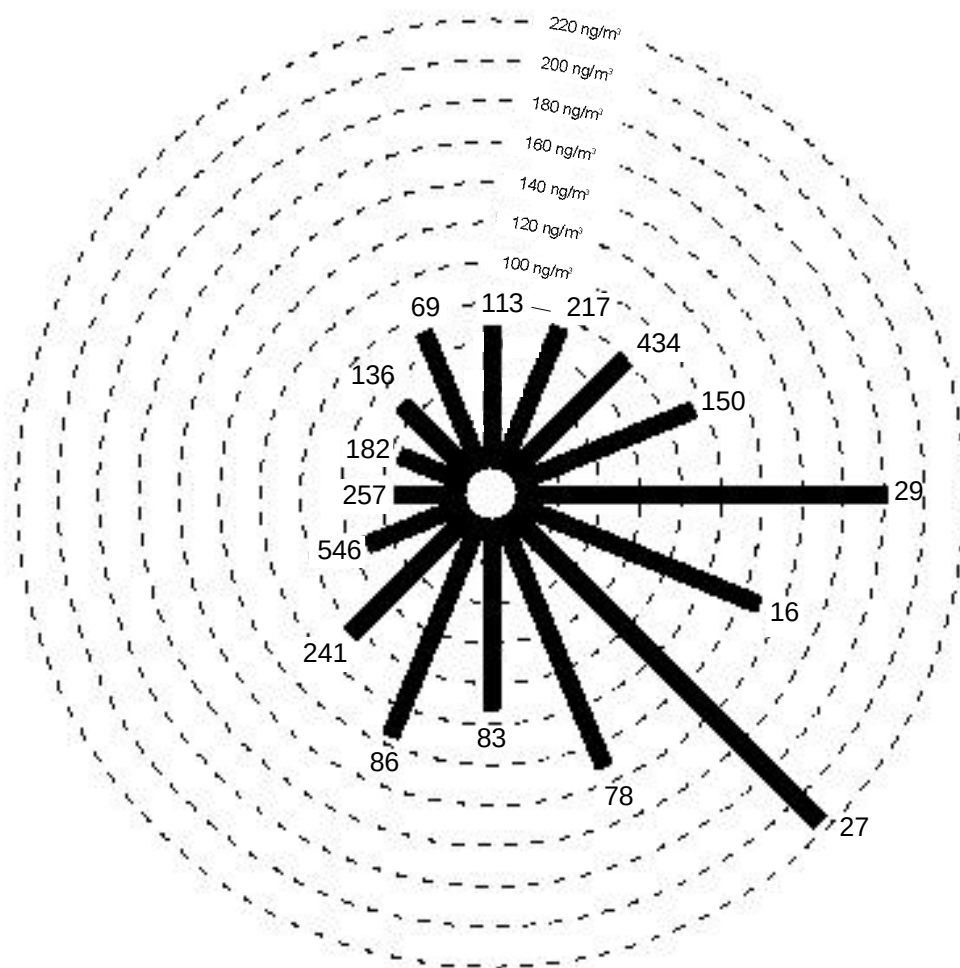
La figure n° 3.1.10 montre la répartition des HAP moyens mesurés avec l'analyseur en continu selon la direction des vents. Les concentrations de HAP les plus élevées ont été enregistrées par vents calmes à RDP soit une moyenne de 244,9 ng/m³. Les concentrations de HAP sont très élevées en moyenne lorsque le vent mesuré à 10 mètres provient du quadrant sud-est. L'environnement immédiat dans cette direction par rapport à la station est caractérisé par un milieu résidentiel fortement utilisateur de chauffage au bois. D'un point de vue plus régional, les vents issus de cette direction proviennent de la rive sud-est de Montréal, alors que ceux de la direction sud-sud-est ont traversé la région où l'on retrouve l'industrie pétrochimique de "l'est" de Montréal. Les vents en provenance de cette direction ne sont toutefois pas très fréquents (5,7 % du temps durant l'hiver 1998-1999). Les concentrations élevées de HAP sont aussi observées à Rivière-des-Prairies lorsque les vents proviennent soit de la direction sud-sud-ouest (3,1 % du temps) en provenance du quartier résidentiel et de l'île de Montréal, soit de la direction est-nord-est (5,8 % du temps) avec son quartier résidentiel et, plus loin, les terres agricoles de la région de Lanaudière.

HAP à RDP

du 04-12-1998 au 01-04-1999

Heure cible début : 00

Heure cible fin : 23



n=2680

Vents calmes : 0,6 % (n=16)

[HAP] par vents calmes : 244,9 ng/m³

Environnement Canada
Région du Québec

Environnement Canada
Quebec Region

Les chiffres à l'extrémité de chaque segment indiquent le nombre de cas ayant servi au calcul de la moyenne

Figure n° 3.1.10 : Répartition de la moyenne des HAP mesurés en continu à Rivière-des-Prairies selon la direction des vents.

Les concentrations de HAP les plus faibles sont enregistrées lorsque les vents proviennent du secteur ouest à nord-ouest (21,5 % du temps). Dans cette direction, on retrouve dans l'environnement immédiat de la station très peu de résidences mais plutôt des espaces verts et plus loin la région de Laval.

3.1.5. Respect des normes

Le Québec a établi un critère annuel de 0,9 ng/m³ pour le B(a)P, critère utilisé pour évaluer l'impact de nouveaux projets sur la qualité de l'air. Ce critère est dépassé par les valeurs moyennes calculées des échantillons prélevés à la station RDP. En effet, le B(a)P s'élève à 1,20 ng/m³ pour les échantillons recueillis sur 24 heures et 1,16 ng/m³ pour ceux recueillis sur 8 heures. Par contre, la teneur moyenne de B(a)P à la station de la rue Ontario respecte le critère annuel québécois. Il faut se rappeler cependant que les échantillons considérés ont été prélevés uniquement en hiver et le critère ne s'applique pas vraiment (puisque'il a été établi sur une base annuelle). Lorsqu'on aura des prélèvements sur une année complète, on pourra alors comparer le niveau moyen annuel au critère provincial pour le B(a)P.

Pour terminer, nous avons également comparé les niveaux de B(a)P mesurés aux deux endroits au critère de qualité de l'air ambiant journalier de 1,1 ng/m³ du ministère ontarien de l'Environnement. À la station RDP, 38 % des échantillons dépassent ce niveau contre 14 % à la station de la rue Ontario.

3.2. Particules fines mesurées sur 24 heures avec l'échantillonneur dichotomique

Le tableau n° 3.2.1 montre une synthèse des résultats pour les différentes catégories de particules mesurées à la station RDP. Pour ce qui est des particules plus petites, seuls des échantillons prélevés sur 24 heures ont été recueillis et les valeurs moyennes des PM_{2,5} et PM₁₀ atteignaient 16,7 et 25,6 µg/m³ respectivement.

Tableau n° 3.2.1 : Synthèse des résultats relatifs aux particules fines (mesurées avec l'appareil dichotomique)

	Concentration en µg/m ³								
	Station RDP			Station rue Ontario			Station Anjou		
	PM _{2,5}	PM _{2,5-10}	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM _{2,5-10}	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM _{2,5-10}	PM ₁₀
# valeur	21	21	21	17	17	17	13	13	13
Moyenne	16,75	8,89	25,64	11,34	9,64	20,99	14,51	14,17	28,68
Moyenne géométrique	13,97	6,13	22,28	10,17	8,34	19,31	13,16	12,09	27,15
Minimum	1,87	1,13	7,49	3,32	3,09	8,44	5,37	3,93	13,75
Médiane	17,32	5,62	25,74	11,91	9,84	18,07	13,82	11,51	27,21
Maximum	30,74	25,33	50,99	21,29	17,01	38,29	26,16	35,92	52,66

La prépondérance des particules très fines ($PM_{2,5}$) à la station RdP peut aussi être notée par l'examen des ratios $PM_{2,5}/PM_{10}$ qui est de 66 % à cette station comparativement à 54 % aux deux autres stations de mesure, soit une augmentation relative de 22 %.(cf. tableau n° 3.2.2).

Tableau n° 3.2.2 : Synthèse des résultats relatifs aux ratios $PM_{2,5}/PM_{10}$

Paramètres descriptifs	Station d'échantillonnage		
	RDP	Rue Ontario	Anjou
# valeurs	21	17	13
Moyenne arithmétique	66,2 %	54,8 %	53,2 %
Moyenne géométrique	62,7 %	52,6 %	48,5 %
Minimum	25,0 %	23,9 %	20,3 %
Médiane	68,6 %	55,6 %	49,1 %
Maximum	95,9 %	77,9 %	81,3 %

La figure n° 3.2.1 permet de visualiser les variations quotidiennes de la fraction fine ($PM_{2,5}$) des particules mesurées avec l'échantillonneur dichotomique, tandis que la figure n° 3.2.2 permet de visualiser les variations quotidiennes de la fraction grossière ($PM_{2,5-10}$) obtenue avec cet échantillonneur.

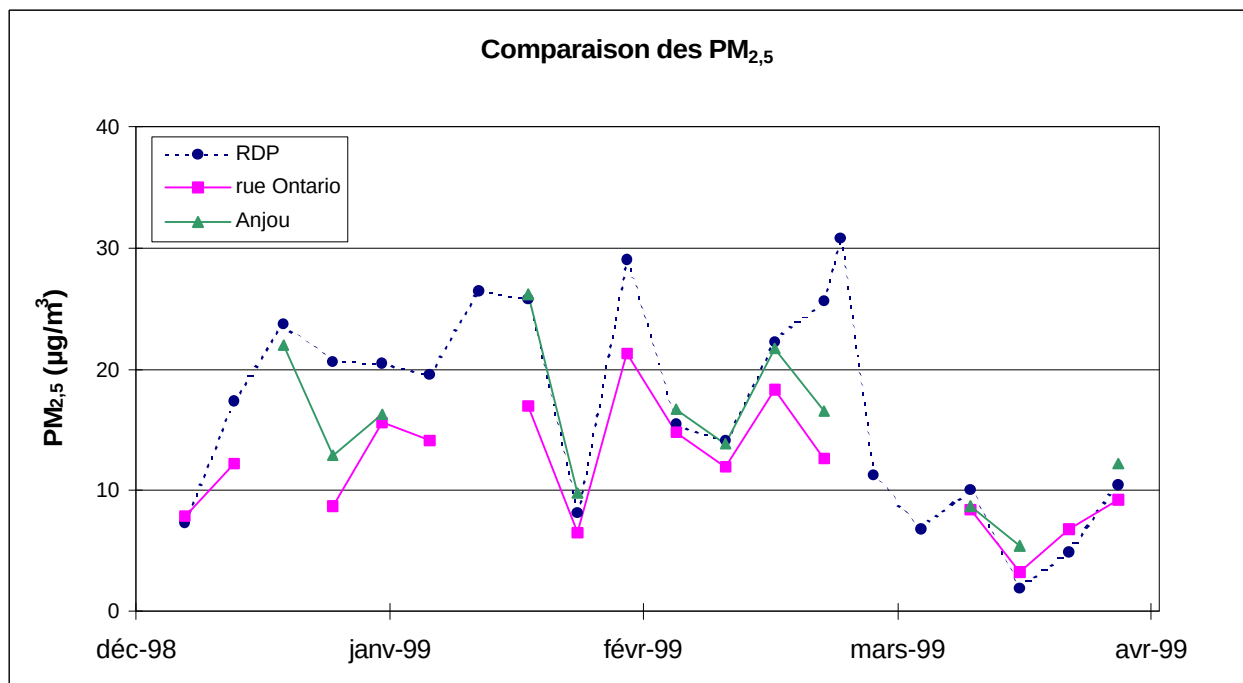


Figure n° 3.2.1 : Variation quotidienne de la fraction fine ($PM_{2,5}$) des particules mesurées par les échantillonneurs dichotomiques.

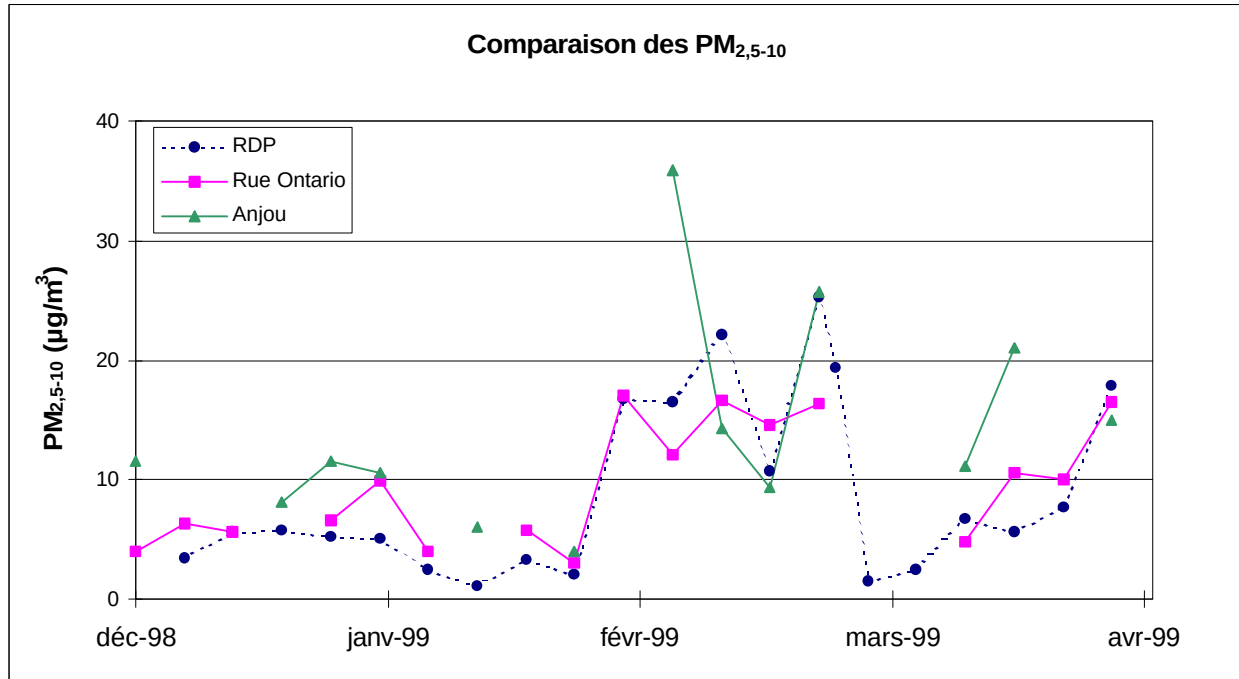


Figure n° 3.2.2 : Variation quotidienne de la fraction grossière (PM_{2,5-10}) des particules mesurées par les échantillonneurs dichotomiques.

3.3 Particules fines mesurées en continu

3.3.1 Niveaux mesurés

Au cours de la période hivernale 1998-1999 à la station RDP, le niveau de PM_{2,5} moyen a été de 12,9 µg/m³ pour les particules fines dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 µm mesurées à l'aide du TEOM (Tapered Element Oscillation Monitor). Le tableau n° 3.3.1 montre la variation mensuelle des concentrations de particules fines mesurées à la station. Le mois de février détient la moyenne mensuelle la plus élevée avec 17,2 µg/m³ alors que les mois de décembre et mars ont des moyennes similaires de 10,6 µg/m³.

Ces valeurs sont plus élevées qu'aux autres sites de mesures de la Communauté Urbaine de Montréal (CUM) soit ; du centre-ville de Montréal (station rue Drummond) et de l'ouest de l'île de Montréal (station Sainte-Anne-de-Bellevue ou SAB). Le tableau n° 3.3.2 présente la variation des concentrations de PM_{2,5} au cours de cette période sur l'île de Montréal. On remarque que pour l'ensemble des stations, le mois de février est le mois de l'hiver où les concentrations de PM_{2,5} ont été les plus élevées. En moyenne, les valeurs de particules fines enregistrées à la station de RDP sont 1,7 fois plus élevées que celles de la station SAB et 1,2 fois plus élevées que celles du centre-ville de Montréal.

Tableau n° 3.3.1 : Valeurs statistiques des PM_{2,5} (µg/m³) mesurées à l'aide du TEOM au cours de l'hiver 1998 -1999 à la station de Rivière-des-Prairies.

	Hiver	Décembre	Janvier	Février	Mars
Moyenne arithmétique	12,9	10,6	13,4	17,2	10,6
Écart-type	10,1	7,5	10,4	12,3	8,2
Valeur minimum	0,4	0,4	0,6	0,7	1,0
Valeur maximum	99,2	78,2	99,2	75,9	78,6
% de données valides	98,6	98,9	96,3	99,4	99,7

Tableau n° 3.3.2 : Concentrations moyennes des PM_{2,5} (µg/m³) mesurées à l'aide du TEOM au cours de l'hiver 1998 - 1999 à différents sites sur l'île de Montréal.

	Déc. à Mars	Décembre	Janvier	Février	Mars
Sainte-Anne-de-Bellevue	7,4	6,1	7,6	9,9	6,1
Drummond	10,4	8,9	10,3	13,0	9,5
Rivière-des-Prairies	12,9	10,6	13,4	17,2	10,6

Outre les moyennes mensuelles, qui sont plus élevées à la station de Rivière-des-Prairies, les moyennes horaires quant à elles sont beaucoup plus variables à cette station qu'aux autres stations de la CUM. La figure 3.3.1 montre les concentrations horaires pour le mois de janvier 1999 aux trois postes de mesure. En général, les stations de l'ouest de l'île et du centre-ville montrent des comportements temporels similaires. Seule la station RDP montre un comportement différent. Alors que plusieurs périodes de concentrations élevées de particules sont enregistrées simultanément aux trois stations, d'autres n'apparaissent qu'à la station RDP dénotant l'influence d'une source locale très importante. De plus, pour la majorité des périodes dites " régionales " de fortes concentrations de PM_{2,5} les valeurs à la station RDP sont plus élevées. Cette augmentation dans les concentrations est qualifiée de contribution " locale ".

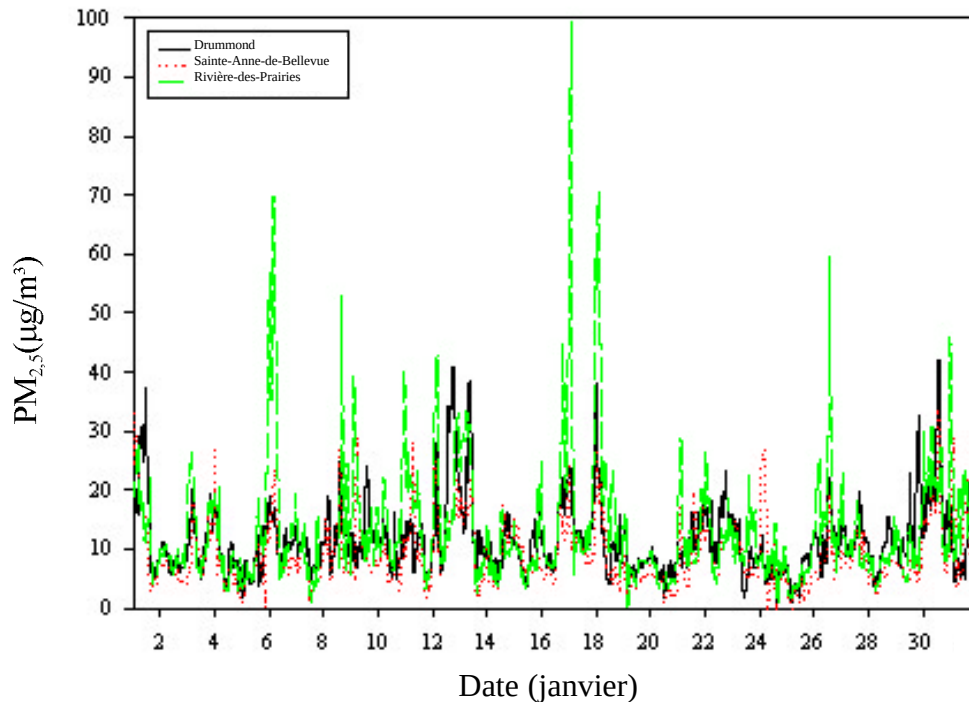


Figure n° 3.3.1 : Variations horaires de $PM_{2,5}$ enregistrées à plusieurs sites de la région de Montréal durant le mois de janvier 1999.

3.3.2 Variation horaire

L'examen du comportement horaire à chacune des stations de mesure des $PM_{2,5}$ à Montréal, a été fait en calculant la moyenne horaire sur l'ensemble de la période hivernale. Ainsi, en examinant la figure n° 3.3.2, on note un comportement nocturne - diurne assez similaire entre les stations. Des caractéristiques importantes existent toutefois. La station SAB montre un cycle nocturne - diurne très peu prononcé avec deux maxima durant la journée, l'un très bien défini vers 9 heures le matin et l'autre moins bien défini vers 23 heures. Le minimum se situe en après-midi, au moment où la hauteur de la couche de mélange verticale atteint son apogée. Le comportement de la station rue Drummond est tout autre en après-midi. Le matin, les concentrations augmentent rapidement pour atteindre un plateau à près de $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ jusqu'à vers 14 heures. Par la suite, les concentrations diminuent lentement avant d'augmenter à nouveau jusqu'en début de soirée, le maximum étant atteint vers 19 heures. À la station RDP, les concentrations augmentent très rapidement en matinée et diminuent par la suite pour atteindre un minimum en après-midi ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vers 13 heures) contrairement au plateau dans les concentrations enregistrées à la station rue Drummond. Par la suite, les concentrations augmentent très rapidement en fin d'après-midi pour atteindre un maximum très élevé de près de $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à 20 heures. Cette valeur maximale atteinte à 20 heures à la station RDP est 1,4 fois supérieure à celle de la station rue Drummond et 2,1 fois plus grande qu'à la station SAB.

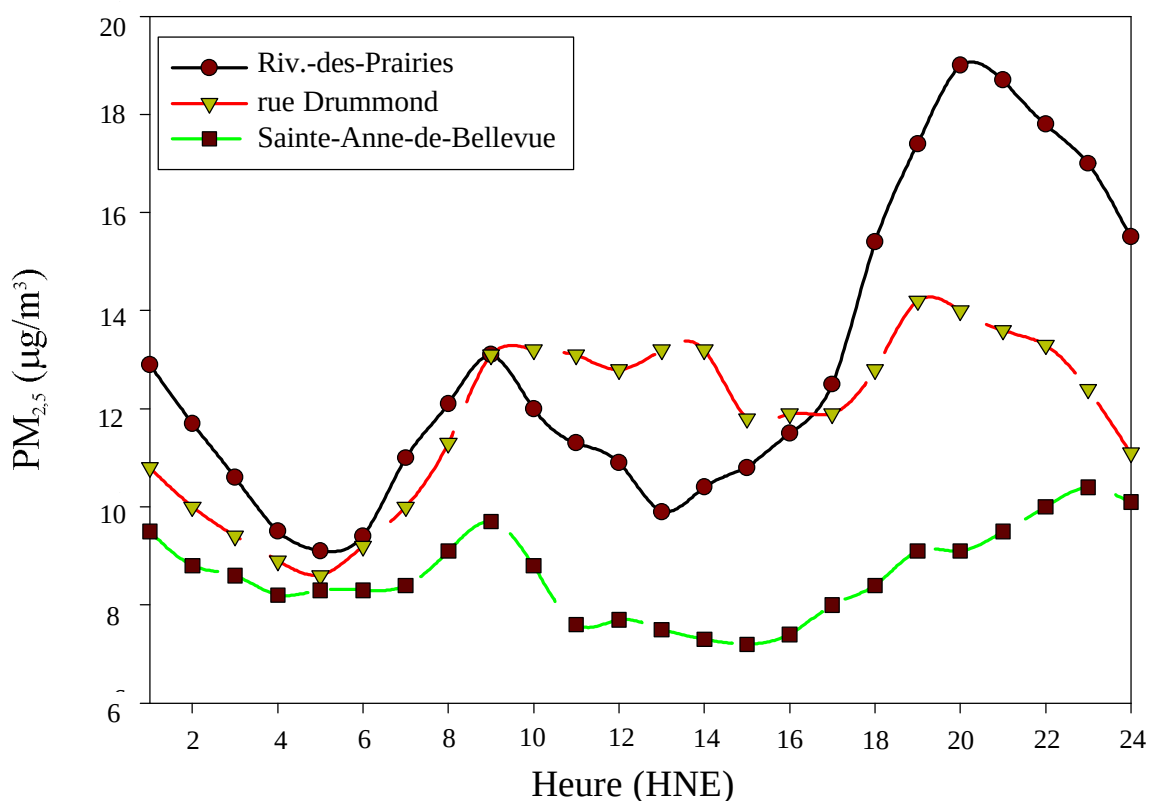


Figure n° 3.3.2 : Moyenne des concentrations horaires de $PM_{2,5}$ mesurées à différentes stations de la région de Montréal au cours de l'hiver 1998 - 1999.

3.3.3 Différence entre jour de semaine et fin de semaine

Afin d'étudier la cause de cette augmentation spectaculaire des concentrations de $PM_{2,5}$ en après-midi et en début de soirée à la station RDP, une discrimination entre la semaine et les fins de semaine fut faite, incluant également les jours fériés. La figure n° 3.3.3 montre le comportement horaire des trois stations de mesures sur le territoire de la CUM pour les jours de la semaine. La station SAB montre très peu de changement par rapport à la figure n° 3.3.2. Par contre, les concentrations observées à la station rue Drummond sont légèrement supérieures en après-midi les jours de semaine (augmentation d'environ $1 \mu g/m^3$). Quant à RDP, il n'y a que peu de différences entre les deux courbes si ce n'est que les concentrations sont inférieures en soirée les jours de semaine.

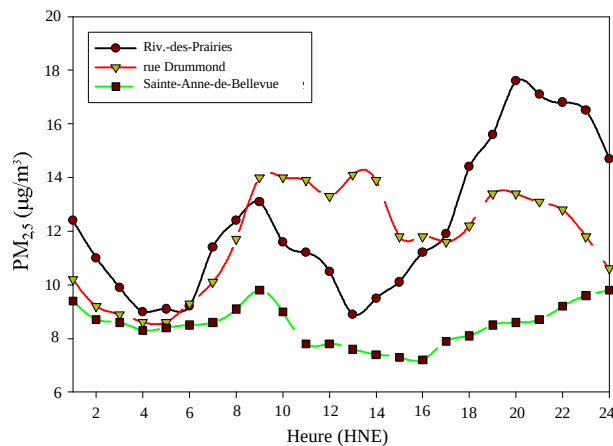


Figure n° 3.3.3 : Moyenne des concentrations horaires de $PM_{2,5}$ mesurées les jours de semaine (sauf les jours fériés) à différents sites de la région de Montréal au cours de l'hiver 1998-1999.

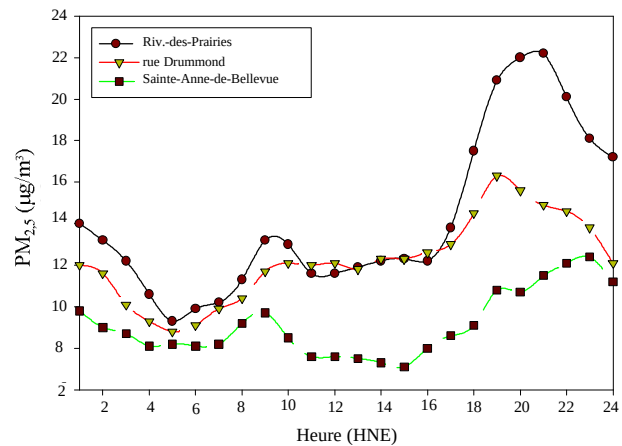


Figure n° 3.3.4 : Moyenne des concentrations horaires de $PM_{2,5}$ mesurées les jours de fin de semaine, incluant les jours fériés, à différents sites de la région de Montréal au cours de l'hiver 1998-1999.

En comparant les figures n° 3.3.3 et 3.3.4, on constate une différence dans le comportement horaire des stations. Pour SAB, il y a peu de variations durant la journée. Durant la soirée, les concentrations sont plus élevées de 2 à 3 $\mu g/m^3$ la fin de semaine. À la station rue Drummond, la différence de comportement est significative en matinée et en après-midi. Les concentrations de particules fines n'atteignent pas les mêmes valeurs en début de matinée (2 $\mu g/m^3$ de moins la fin de semaine). Cette différence est constante tout au long de l'après-midi. L'augmentation de fin d'après-midi et de début de soirée à la station rue Drummond est beaucoup plus marquée la fin de semaine que la semaine et atteint des valeurs plus élevées la fin de semaine. La station RDP, quant à elle, montre également un comportement horaire différent pour les concentrations mesurées la semaine et celles mesurées la fin de semaine. Les différences les plus significatives se retrouvent en fin de matinée et en après-midi. En effet, les concentrations de particules au lieu de diminuer durant cette période demeurent stables à près de 12 $\mu g/m^3$. Donc malgré l'augmentation diurne de la capacité de mélange de la basse atmosphère en après-midi, les concentrations demeurent relativement constantes dénotant un accroissement au niveau des émissions la fin de semaine à RDP. Cet accroissement n'est pas enregistré aux autres postes de mesure ce qui conduit à suspecter des émissions de sources locales. Avec le coucher du soleil, la chute des températures et, par conséquent la diminution de la hauteur de mélange atmosphérique, les concentrations augmentent rapidement en fin d'après-midi et en début de soirée pour atteindre des valeurs de 22,2 $\mu g/m^3$ vers 21 h, soit 5,1 $\mu g/m^3$ de plus que les jours de semaine ce qui représente une augmentation de 34 % par rapport aux concentrations mesurées à la même heure les jours de semaine.

3.3.4 Relation avec le vent

La figure n° 3.3.5 montre la distribution des fréquences d'occurrence de certains niveaux de concentration de particules selon la direction du vent. Les niveaux ont été sélectionnés en choisissant les entiers les plus proches pour les percentiles suivants : 50 %, 75 %, 85 %, 90 % et 98 % ce qui correspond en terme de concentration aux valeurs suivantes : 10, 15, 20, 25 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La longueur du segment détermine la probabilité d'occurrence de ce niveau pour une direction de vent donnée. D'après cette figure, la fréquence d'occurrence des vents ouest-sud-ouest est de 20,2 % à la station RDP. De ce pourcentage, (correspondant à la longueur totale du segment), 10,2 % des concentrations étaient inférieures à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 5,2 % étaient entre 10 et 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 2,6 % entre 15 et 20, 1,0 % entre 20 et 25, 1,3 % entre 25 et 50 % et 0 % supérieure à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Le tableau n° 3.3.3 résume la distribution de fréquence par direction de vent. Notons qu'au cours de la période hivernale 1998 - 1999, 9,5 % des données horaires ont dépassé 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les directions de vents propices à l'obtention de concentrations de $\text{PM}_{2,5}$ supérieures à 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont le nord-est et l'ouest-sud-ouest. La figure n° 3.3.6, quant à elle, montre la concentration moyenne de $\text{PM}_{2,5}$ à la station RDP selon la direction du vent. Les directions est à sud-est montrent des concentrations très élevées. Les vents en provenance de cette direction proviennent localement des quartiers résidentiels, mais aussi, pour le secteur sud-est, de l'industrie pétrochimique de Montréal située à près de 5 km du site de mesure. Il faut toutefois être prudent puisque ces directions ne sont pas fréquentes à la station (2,7 % du temps).

Les vents en provenance des secteurs ouest à ouest-nord-ouest montrent en général des concentrations de particules plus faibles que pour les autres secteurs. Ces vents sont en provenance d'espaces verts situés à proximité de la station et de la région de Laval et des basses Laurentides plus à l'ouest. Les secteurs compris entre nord-nord-est et est-nord-est avec une fréquence d'occurrence de près de 30 % constituent également des secteurs où les concentrations de $\text{PM}_{2,5}$ sont élevées. Ces vents proviennent des quartiers résidentiels.

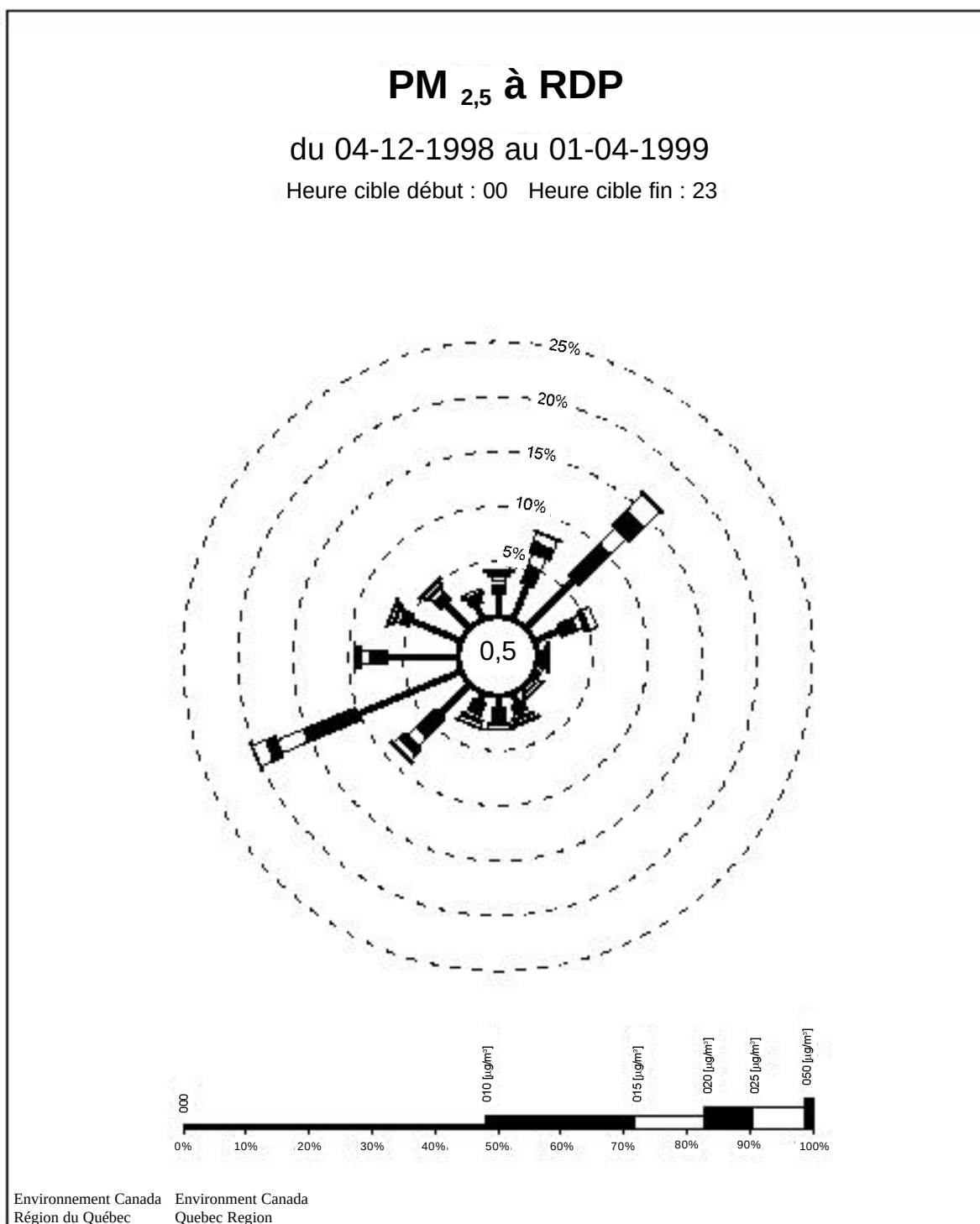


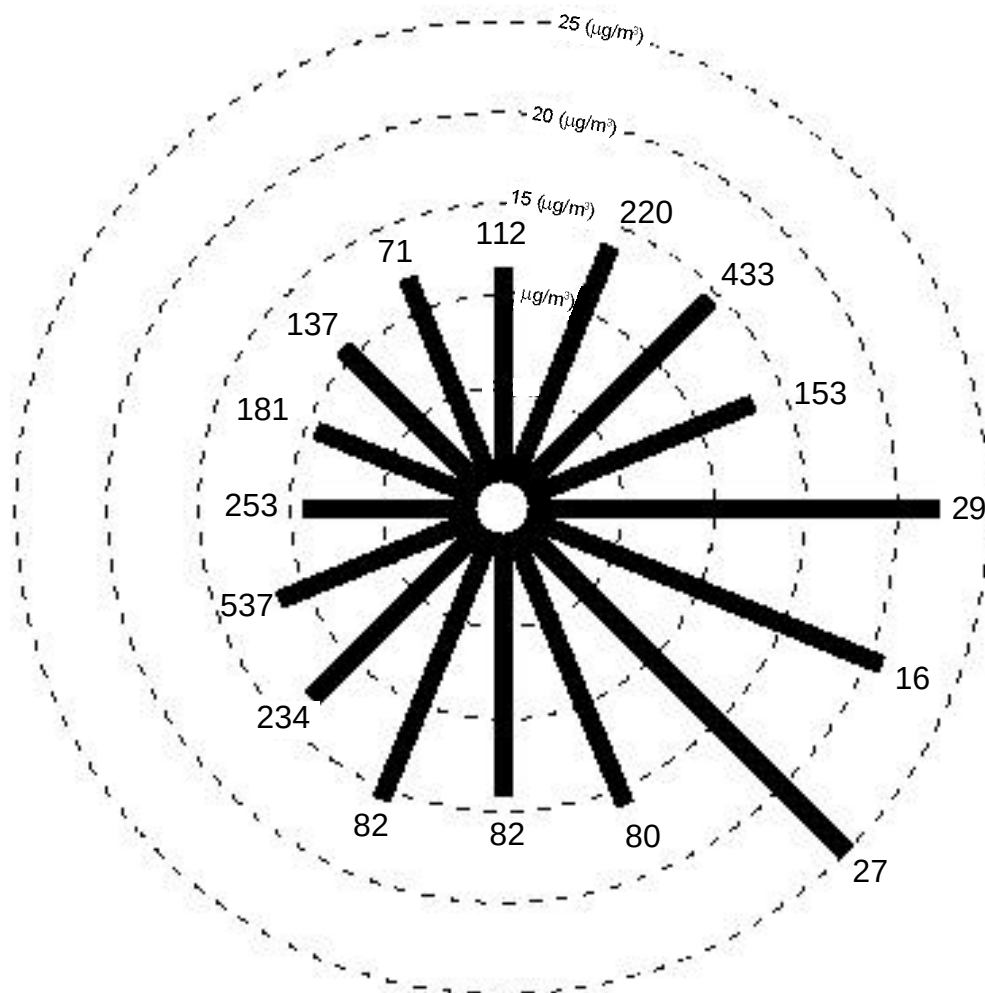
Figure n° 3.3.5 : Fréquence d'occurrence de certains seuils de valeurs de PM_{2,5} en fonction de la direction des vents à la station de RDP durant l'hiver 1998-1999.

PM_{2,5} à RDP

du 04-12-1998 au 01-04-1999

Heure cible début : 00

Heure cible fin : 23



Vents calmes : 0,5 % (n=13)

[PM_{2,5}] par vents calmes : 24,3 µg/m³

Environnement Canada Environnement Canada
Région du Québec Québec Region

Les chiffres à l'extrémité de chaque segment indiquent le nombre de cas ayant servi au calcul de la moyenne.

Figure n° 3.3.6 : Concentration moyenne de PM_{2,5} en µg/m³ par direction de vent à la station de RDP durant l'hiver 1998-1999.

La vitesse est également une composante du vent qui est essentielle au transport des polluants et à la dispersion horizontale et verticale de ceux-ci dans l'atmosphère. Une corrélation négative devrait donc exister entre la concentration des $PM_{2,5}$ mesurée à une station de mesure et la vitesse des vents. Durant l'hiver 1998-1999, cette hypothèse s'est avérée vraie pour la station RDP. Un coefficient de corrélation de -0,48 a été calculé entre ces deux paramètres (figure n° 3.3.7). En général, plus la vitesse du vent augmente et plus la concentration de particules diminue. Cette relation est plus marquée au cours de la journée que de la nuit comme l'indique la figure n° 3.3.8. Lors des périodes de vents calmes (vitesse du vent inférieure à 1 km/h), les concentrations de particules fines observées atteignent $24,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tableau n° 3.3.3 : Distribution de fréquence (en %) pour différentes concentrations de $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en fonction de la direction du vent à la station de Rivière-des-Prairies pendant l'hiver 1998-1999.

Nombre total d'observations : 2660					Fréquence des vents calmes : 0,5 %					[$PM_{2,5}$] par vents calmes : $24,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$							
Seuil	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSO	SO	OSO	O	ONO	NO	NNO	N	%
0-10	3,5	6,2	2,5	0,2	0,1	0,1	1,0	1,2	0,8	3,8	10,2	6,4	5,0	3,1	1,5	2,2	47,6
10-15	1,7	4,0	1,5	0,2	0,1	0,2	0,9	1,1	1,2	2,5	5,2	1,7	0,9	1,1	0,6	1,0	23,8
15-20	1,1	2,0	0,6	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	1,1	2,6	0,8	0,3	0,4	0,2	0,4	11,1
20-25	1,1	2,0	0,5	0,1	0,0	0,1	0,3	0,2	0,3	0,8	1,0	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	7,6
25-50	0,9	1,9	0,6	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,4	0,6	1,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	8,4
50 +	0,1	0,2	0,0	0,1	0,0	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	1,1
%	8,3	16,3	5,8	1,1	0,6	1,0	3,0	3,1	3,1	8,8	20,2	9,5	6,8	5,2	2,7	4,2	100,0

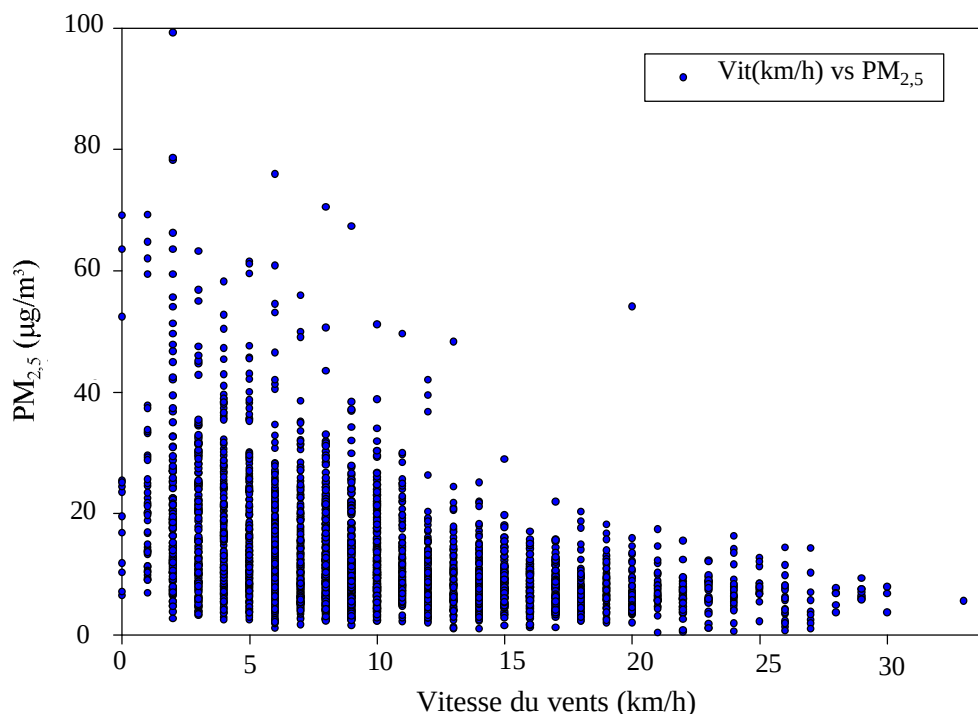


Figure n° 3.3.7 : Vitesse du vent (en km/h) en fonction de la concentration des $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) enregistrée à la station de Rivière-des-Prairies au cours de l'hiver 1998-1999.

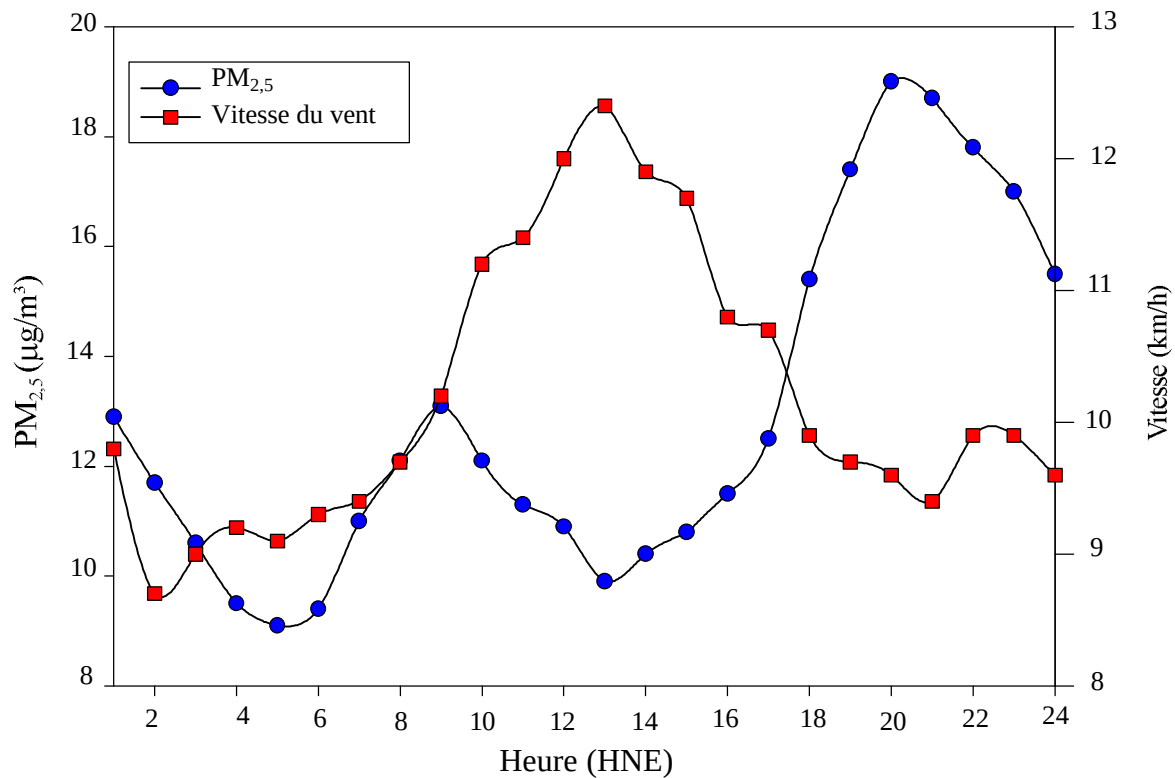


Figure n° 3.3.8 : Moyenne horaire de la vitesse du vent (en km/h) en fonction de la concentration des PM_{2,5} (µg/m³) enregistrée à la station de Rivière-des-Prairies au cours de l'hiver 1998-1999.

3.3.5 Relation avec la visibilité

La visibilité horizontale a été mesurée à la station RDP tout comme à l'Aéroport international de Montréal à Dorval. Le contenu dans l'atmosphère de particules fines peut affecter la visibilité. Il est apparu nécessaire de valider cette hypothèse dans un environnement soumis à des sources importantes de chauffage résidentiel au bois. La figure n° 3.3.9 montre la distribution de la concentration de particules en fonction de la visibilité horizontale. Cette distribution est similaire à celle obtenue entre les PM_{2,5} et la vitesse du vent. Plus les concentrations de particules sont importantes, plus la visibilité est basse. Le coefficient de corrélation de Spearman calculé entre ces deux paramètres est de -0,53.

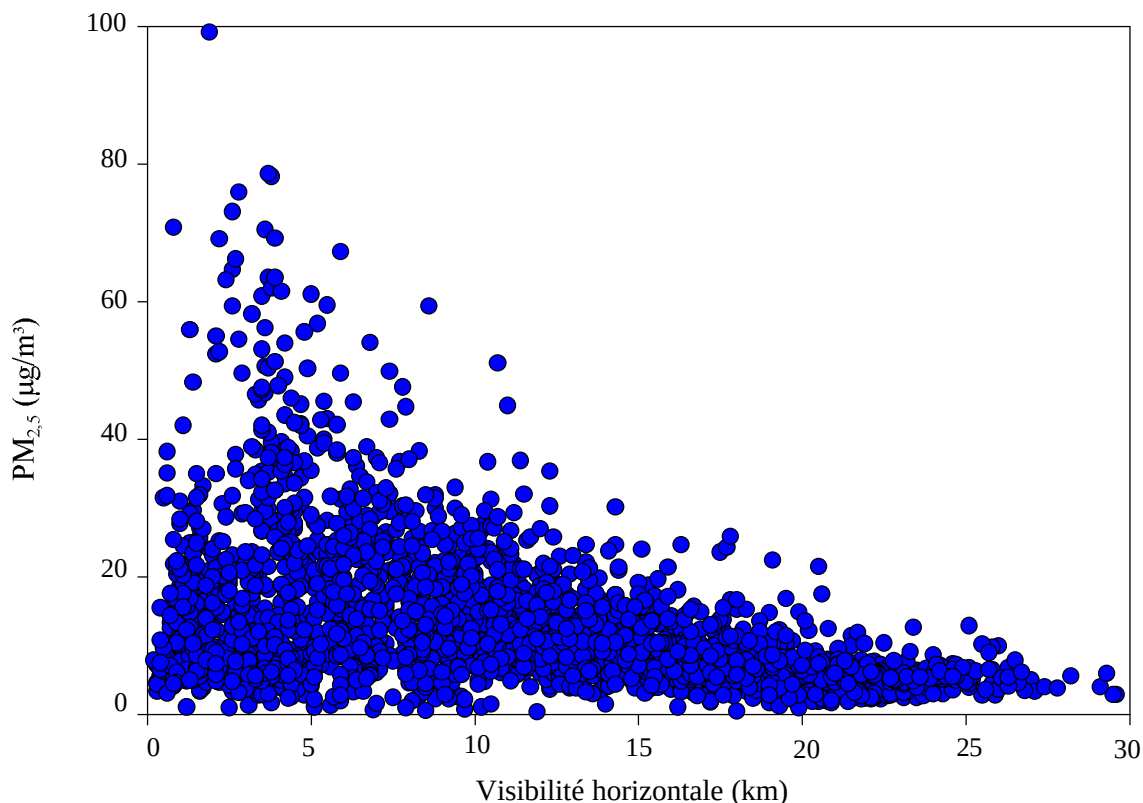


Figure n° 3.3.9 : Visibilité horizontale (en km) en fonction de la concentration de $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) enregistrée à la station de Rivière-des-Prairies au cours de l'hiver 1998-1999.

3.3.6 Comparaison avec les $PM_{2,5}$ mesurés à l'aide de l'échantillonneur dichotomique

La moyenne arithmétique sur 24 heures (minuit à minuit) a été obtenue en comparant les données de $PM_{2,5}$ mesurées par le TEOM à celles de l'échantillonneur dichotomique (figure n° 3.3.10). Il existe une différence considérable entre les deux méthodes de mesure même si le coefficient de Spearman calculé entre les deux groupes est de 0,897. Malgré le nombre très faible d'échantillons pour la comparaison (21), on peut tenter de comparer statistiquement les deux méthodes. La moyenne des échantillons de particules $2,5 \mu m$ recueillies avec l'échantillonneur dichotomique est de $16,75 \mu g/m^3$ comparativement à $10,17 \mu g/m^3$ pour le TEOM soit 60,7 % de la valeur de l'échantillonneur dichotomique. Cette différence entre les deux méthodes est documentée dans la littérature scientifique par Moore et Barthelmie (1995) qui, avec 1000 paires de données, ont démontré que le TEOM équipé d'une tête d'échantillonnage de $10 \mu m$ sous-estimait les données recueillies sur filtre "conventionnel" par un facteur de 14 % pendant la période de chauffage au bois et de 6 % le reste du temps. Ces résultats suggèrent une perte plus grande de matériel (semi-volatil) due à la volatilisation durant la période de combustion végétative. Meyer *et al.* (1992) suggèrent qu'une portion de cette volatilisation est due à la température d'échantillonnage du TEOM ($40^\circ C$ durant l'hiver)

Rupprecht et Patashnick (1993) suggèrent de diminuer la température d'échantillonnage à près de 30 °C pour diminuer une partie de cette volatilisation des composés volatils dans des situations où ces composés sont en abondance comme cela est le cas dans un milieu fortement influencé par le chauffage au bois.

En examinant la figure n° 3.3.10, on remarque que la plus grande différence entre les deux courbes se situe au centre du graphique, soit durant la période la plus froide. Le nombre d'échantillons ne permet pas de tirer de conclusion actuellement sur l'impact de la température d'échantillonnage, l'écart entre la température externe et celle de l'instrument, ou encore la charge du filtre sur la comparaison entre les deux méthodes pour estimer la masse de particules fines dans l'air ambiant.

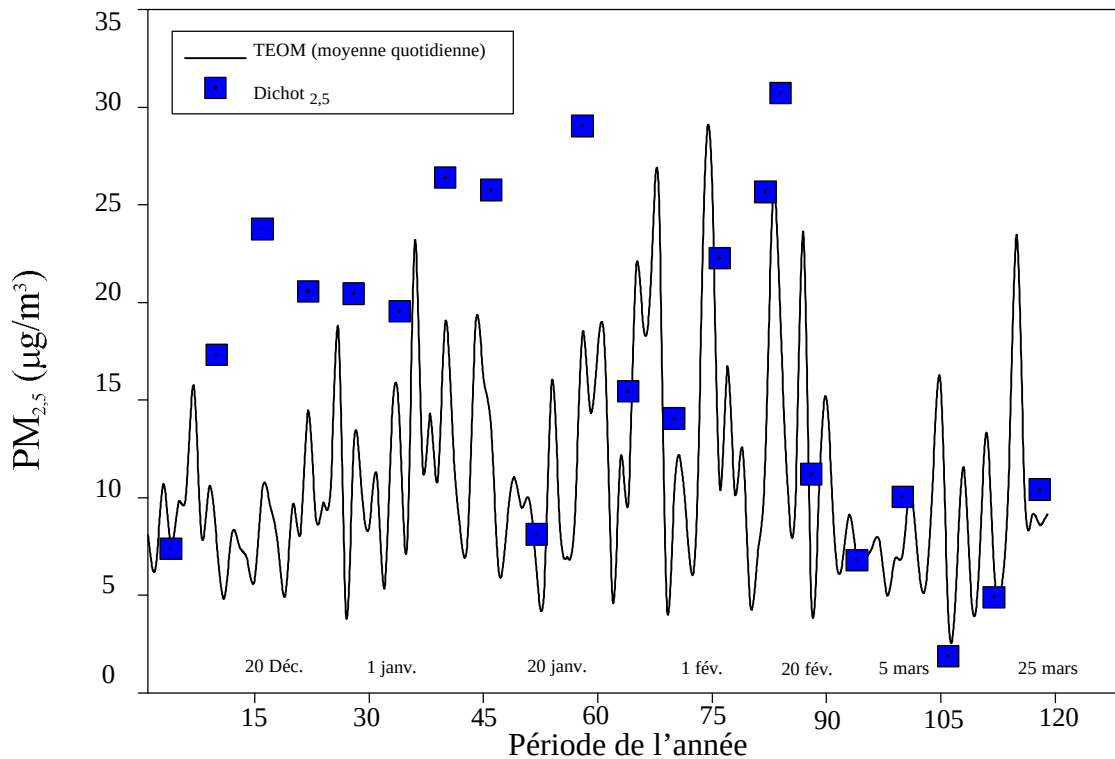


Figure n° 3.3.10 Comparaison entre les données quotidiennes de $PM_{2,5}$ mesurées à l'aide d'un TEOM et d'un échantillonneur dichotomique à la station de Rivière-des-Prairies durant l'hiver 1998-1999.

La figure n° 3.3.11 montre la droite de régression correspondant à la relation entre les deux méthodes d'échantillonnages. Cette relation s'exprime sous la forme suivante:

$$TEOM = 0,47 \text{ Dichot} + 2,73 \mu\text{g}/\text{m}^3 \quad \text{équation (2)}$$

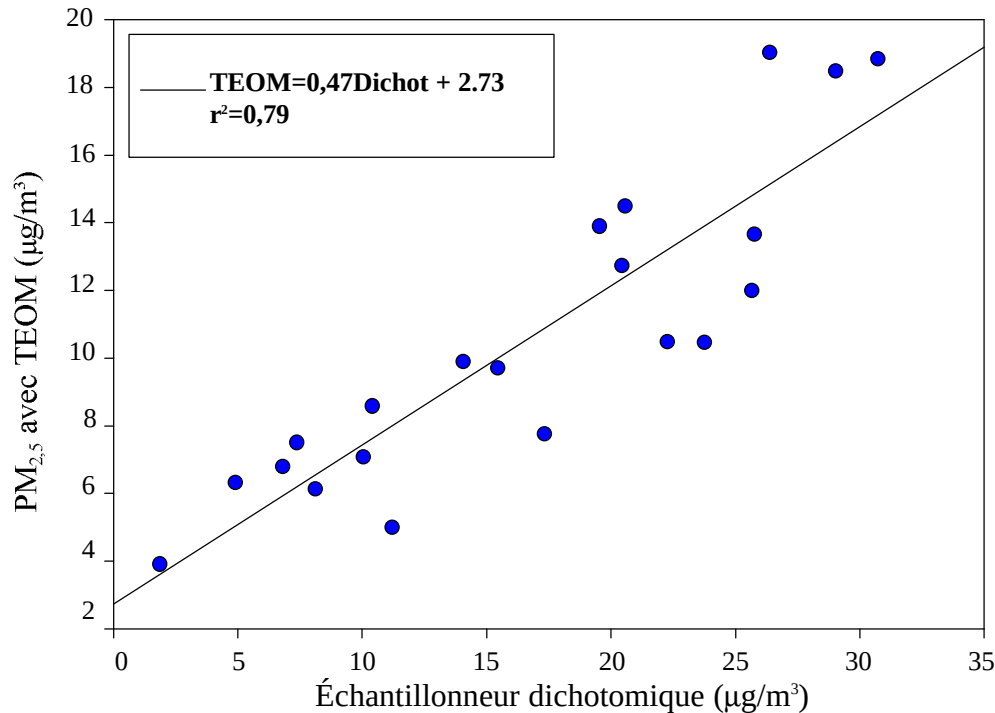


Figure n° 3.3.11 : Relation entre les valeurs de PM_{2,5} obtenues à l'aide du TEOM et celles obtenues avec l'échantillonneur dichotomique à la station de Rivière-des-Prairies durant l'hiver 1998-1999.

3.3.7 Quantification de l'apport local de particules fines.

L'un des objectifs principaux de l'étude est la caractérisation de l'apport du chauffage résidentiel au bois à la qualité de l'air d'un quartier résidentiel. À la lumière de la campagne de mesure de l'hiver 1998-1999, il est possible de faire une première estimation de l'augmentation de particules fines causée par la combustion végétale.

En prenant les données du TEOM, on estime à 24 % l'augmentation du niveau de particules fines à la station de RDP par rapport à la station du Centre-ville de Montréal (rue Drummond) comparativement à 74,3 % pour Sainte-Anne-de-Bellevue. Cette estimation ne tient pas compte d'une perte de masse sur le filtre du TEOM beaucoup plus grande dans un environnement riche en particules semi-volatiles comme c'est le cas à Rivière-des-Prairies. Si l'on corrige les concentrations de particules en provenance du TEOM par un facteur qui tient compte d'une volatilisation moyenne de 14 % (Moore et Barthelmie, 1995) en période de chauffage au bois aux stations témoins de la rue Drummond et de Sainte-Anne-de-Bellevue et de 39,3 % (section 3.3.6) à la station de RDP, on obtient :

$$[PM_{2,5}]C = [PM_{2,5}]mes + f[PM_{2,5}]mes \quad \text{équation (3)}$$

où : $[PM_{2,5}]C$ est la concentration de PM_{2,5} corrigée en fonction de la volatilisation
 $[PM_{2,5}]mes$ est la concentration de PM_{2,5} mesurée à la station par le TEOM
 f est le facteur de correction utilisé

Le tableau n° 3.3.4 présente les résultats de la correction appliquée aux mesures de $PM_{2,5}$ obtenue par le TEOM en fonction de la volatilisation.

Tableau n° 3.3.4 : Résultats de la correction due à la sous-estimation de la masse totale des particules fines par le TEOM.

	Drummond	RDP	SAB
PM _{2,5} quotidien estimé par le TEOM	10,4 ^{**}	10,17 [*]	7,4 ^{**}
Facteur de correction	0,14	0,393	0,14
PM _{2,5} corrigée	12,09	16,75	8,44

* Représente la moyenne quotidienne des concentrations de $PM_{2,5}$ en $\mu g/m^3$ obtenue avec le TEOM pour les journées commune d'échantillonnage avec l'échantillonneur dichotomique.

** Représente la valeur moyenne des concentrations quotidiennes durant l'hiver 1998-1999.

Cette correction permet maintenant de comparer de façon plus réaliste les différents sites de mesures sur le territoire de la CUM. Par rapport à la station de Sainte-Anne-de-Bellevue (SAB), qui représente une station semi-rurale, les particules mesurées à RDP sont 1,98 fois plus élevées. En ce qui concerne la station de la rue Drummond dont la principale source de $PM_{2,5}$ est le transport routier, les particules mesurées à RDP sont 1,39 fois plus élevées. On estime donc une augmentation de 38,5 % du niveau de particules à RDP par rapport à la rue Drummond et 99,6 % par rapport à SAB. Cette augmentation par rapport à la rue Drummond représente la contribution minimale des sources locales à l'augmentation du niveau de particules fines dans l'air ambiant à RDP. Par contre, l'augmentation par rapport à SAB représente la contribution maximale puisque cette comparaison utilise une station qui n'est pas influencée par des sources locales importantes et représente donc le niveau de fond montréalais en $PM_{2,5}$.

3.4. Comparaison entre les HAP et les PM mesurés sur 24 heures

3.4.1. Niveaux mesurés en continu

Le tableau n° 3.4.1 présente différents paramètres statistiques relatifs aux HAP et $PM_{2,5}$ mesurés en continu à Rivière-des-Prairies. Comme la distribution des données ne répond pas aux critères de normalité, la moyenne géométrique correspond mieux à la réalité. La moyenne géométrique des HAP s'élève à 40,0 ng/m³ et celle des $PM_{2,5}$ à 10,2 $\mu g/m^3$. La valeur maximale des HAP atteint 5 fois la valeur du 90^{ème} centile et celle des particules, 4 fois.

Tableau n° 3.4.1 : Distribution des valeurs de HAP et de PM_{2,5} mesurés en continu à Rivière-des-Prairies

	HAP ng/m ³	PM _{2,5} µg/m ³	HAP/PM _{2,5}
Moyenne arithmétique	74,3	12,90	0,005
Moyenne géométrique	40,0	10,18	0,004
Distribution en centile			
Minimum (0)	1	0,40	0
25	17	6,5	0,002
Médiane (50)	41	9,9	0,004
75	86	15,9	0,007
90	178	24,7	0,010
95	251	31,5	0,012
98	408	44,7	0,015
Maximum (100)	845	99,2	0,064

3.4.2. Comparaison HAP-particules fines

On a examiné la relation entre les PM₁₀ et les HAP mesurés au moyen du « Hivol » modifié. Les relations entre les HAP totaux et particulaires (ceux qui ont un poids moléculaires égal ou supérieur à celui du fluoranthène) et les PM₁₀ sont également modérément fortes (figure n° 3.4.1). Les coefficients de corrélation sont semblables, que ce soit pour les HAP totaux avec les PM₁₀ (r: 0,84; p<0,01) ou les HAP particulaires avec les PM₁₀ (r: 0,80; p<0,01).

Les relations entre les deux catégories de HAP et les PM_{2,5} s'avèrent également modérément fortes puisque les coefficient de corrélations s'élèvent à 0,76 et 0,74 (p<0,01) respectivement (figure n° 3.4.2). Globalement, les HAP totaux et particulaires sont reliés aux particules fines (PM₁₀ et PM_{2,5}). Notons que près des deux tiers des particules fines (68 %) mesurées à la station RDP ont un diamètre aérodynamique inférieure à 2,5 µm.

La contribution des HAP particulaires inférieurs à 1 µm à la masse totale des PM_{2,5} est négligeable (tableau 3.4.1). Cette contribution est en moyenne à près de 0,5 %. Le pourcentage de HAP sur PM_{2,5} est maximale au mois de janvier avec en moyenne 0,7 % et minimale au mois de mars avec 0,3 %. Le comportement horaire de ce pourcentage est similaire au PM_{2,5} avec un maximum vers 22 heures de 0,84 % et un minimum durant la nuit (vers 5 heures) à 0,27 %. De même, le comportement de ce ratio en semaine comparé à celui de la fin de semaine est également similaire à celui des PM_{2,5}.

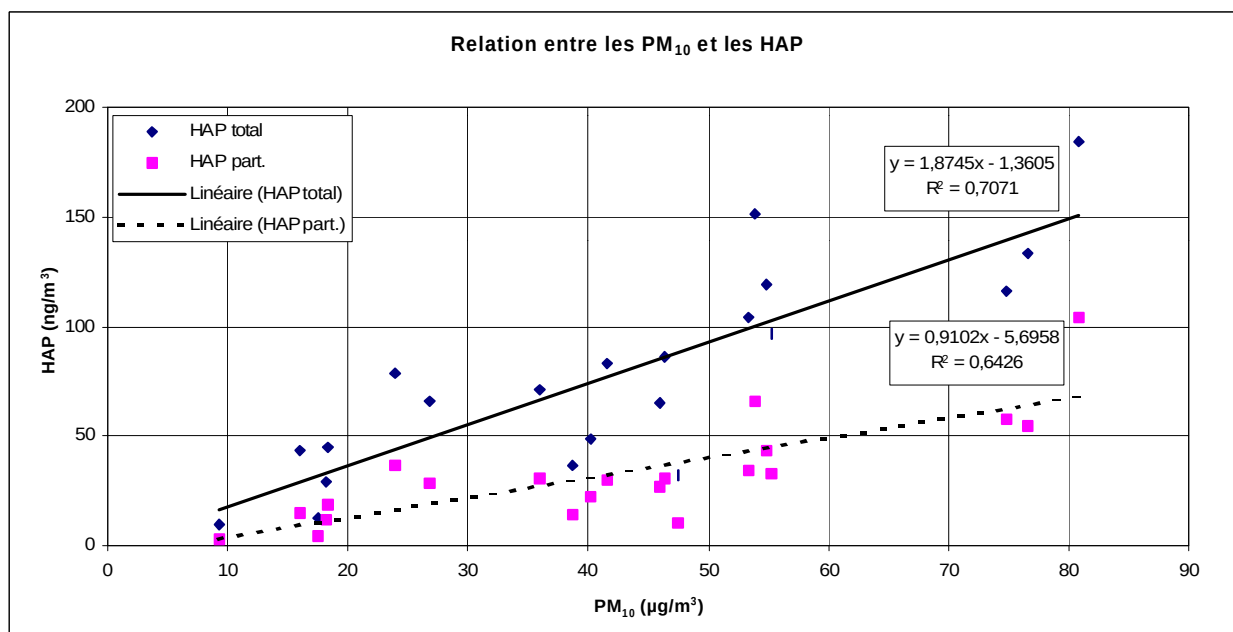


Figure n° 3.4.1 : Relation entre les HAP totaux et particulaires mesurés au moyen du « Hivol » modifié et les PM₁₀ mesurées au moyen de l'échantillonneur dichotomique

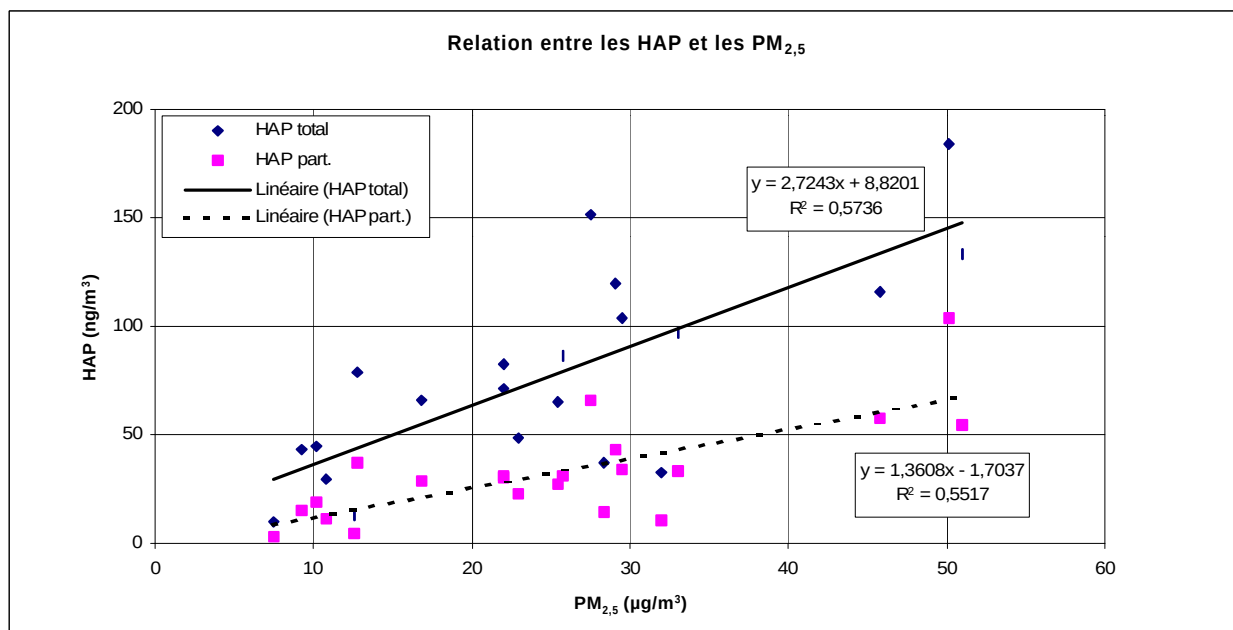


Figure n° 3.4.2 : Relation entre les HAP totaux et particulaires mesurés au moyen du « Hivol » modifié et les PM_{2,5} mesurées au moyen de l'échantillonneur dichotomique

3.5. Métaux

La détermination de 47 éléments différents dans les fractions fines ($PM_{2.5}$) et grossières ($PM_{2.5}$ à PM_{10}) a été faite sur tous les échantillons obtenus avec les échantillonneurs dichotomiques aux stations de mesure Rivière-des-Prairies, Anjou et à la station témoin rue Ontario. Le potassium étant un des éléments traceurs reconnus dans les particules émises à l'atmosphère par la combustion du bois, on a donc privilégié l'examen des concentrations de potassium et le ratio potassium à fer (K/Fe) en particulier dans la fraction fine des particules (FPWG, 1997).

La concentration moyenne de potassium mesurée sur les particules fines à Rivière-des-Prairies a été de $0,137 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les 21 échantillons prélevés pour la période décembre 1998 à mars 1999. Cette concentration a été de 52 % à 92 % plus élevée qu'aux stations Anjou ($0,090 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et rue Ontario ($0,071 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour la période correspondante (tableau n° 3.5.1). On observe également que, pour la station Rivière-des-Prairies, cette concentration moyenne de potassium sur les particules fines est environ 70 % plus élevée que sur les particules grossières (tableau n° 3.5.2). Ceci nous révèle bien la présence d'une source locale de particules fines contenant du potassium. Ceci est typique de la combustion du bois.

L'examen du ratio K/Fe s'avère être également très révélateur. En effet, ainsi que l'indique le tableau n° 3.5.1, le ratio K/Fe à la station Rivière-des-Prairies pour les particules fines est, avec une valeur de 4,88, deux fois plus élevé que celui mesuré aux deux autres stations, Anjou (K/Fe=2,14) et rue Ontario (K/Fe=2,22). Cette valeur pour le ratio K/Fe dans les particules fines à Rivière-des-Prairies est caractéristique et indicatrice d'une source possible de combustion du bois. D'ailleurs, le coefficient de corrélation entre les concentrations de potassium et de fer, plus faible pour les particules fines que pour les particules grossières, indique que la source de ces deux éléments dans les fractions fines et grossières est différente. En examinant uniquement les 16 journées communes d'échantillonnage des stations Rivière-des-Prairies et rue Ontario, l'écart s'avère être encore plus grand car le ratio K/Fe monte à 5,22 à Rivière-des-Prairies contre 2,30 à la station témoin de la rue Ontario (tableau n° 3.5.3).

Tableau n° 3.5.1 : Résultats potassium/fer issus des particules fines

Station de mesure	Nombre d'échantillons	Concentrations moyennes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Ratio K/Fe	Corrélation (K/Fe)
		K	Fe		
RDP	21	0,137	0,052	4,875	0,739
Rue Ontario	17	0,071	0,043	2,220	0,706
Anjou	12	0,090	0,057	2,135	0,329

Tableau n° 3.5.2 : Résultats potassium/fer issus des particules grossières

Station de mesure	Nombre d'échantillons	Concentrations moyennes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Ratio K/Fe	Corrélation (K/Fe)
		K	Fe		
RDP	21	0,080	0,193	0,556	0,893
Rue Ontario	17	0,070	0,182	0,388	0,926
Anjou	12	0,109	0,253	0,449	0,963

Tableau n° 3.5.3 : Résultats potassium/fer pour les journées communes d'échantillonnage

Station de mesure	Type de particule	Concentrations moyennes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Ratio K/Fe	Corrélation (K/Fe)
		K	Fe		
RDP	Fines	0,126	0,046	5,223	0,728
	Grossières	0,086	0,198	0,540	0,874
Rue Ontario	Fines	0,074	0,044	2,302	0,704
	Grossières	0,072	0,187	0,393	0,923

Il est également possible de déterminer la concentration corrigée de potassium K' en soustrayant systématiquement la proportion « normale » de potassium dans la poussière de ville typique pour le secteur étudié. Ceci a été fait en appliquant la relation suivante :

$$[K'] = [K] - 0,556 [Fe] \quad \text{équation (4)}$$

K et Fe sont les concentrations de potassium et de fer en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les particules fines à chaque échantillonnage, alors que le facteur 0,556 est le ratio moyen de K/Fe dans les particules grossières à la station Rivière-des-Prairies qui est représentatif du ratio de la poussière de rue. La concentration corrigée de potassium $[K']$ est de $0,108 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et le nouveau coefficient de corrélation entre K' et Fe diminue à 0,21 révélant encore plus clairement que la source du potassium dans les particules fines est différente de la poussière de rue normale. Ces résultats sont semblables à ceux obtenus par Lewis *et al.* (1988).

Finalement, la figure n° 3.5.1 montre la variation quotidienne du ratio K/Fe entre les trois stations de mesure. On visualise ainsi facilement que la valeur du ratio K/Fe de la station de Rivière-des-Prairies est régulièrement supérieure à celles obtenues aux deux autres stations.

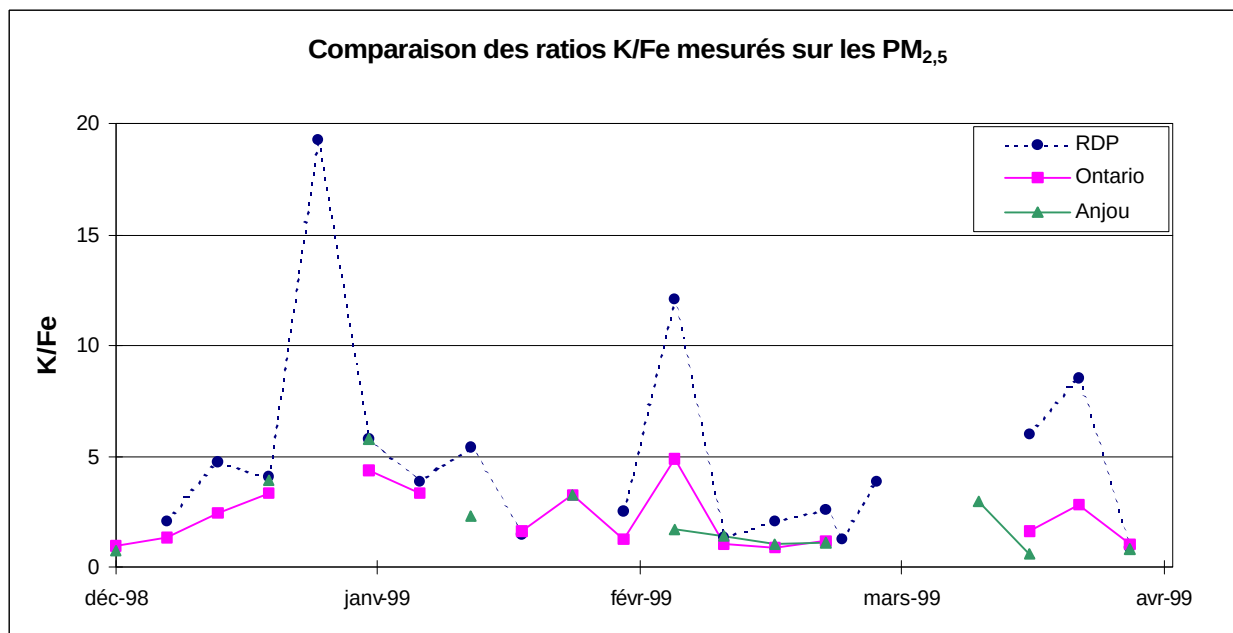


Figure n° 3.5.1 : Variation quotidienne du ratio K/Fe dans les PM_{2.5}

3.6. Composés organiques volatils (COV)

La détermination des concentrations de COV polaires et non polaires dans l'air ambiant a été réalisée en parallèle à la station RDP et à la station témoin rue Ontario par des prélèvements de 24 heures tous les six jours.

3.6.1. COV non polaires

À la station Rivière-des-Prairies, les prélèvements et les analyses ont été effectués par le personnel de la CUM conformément à la méthode TO-17 de l'EPA (US.EPA, 1999b). Un total de 49 composés différents ont été recherchés lors de 15 prélèvements qui se sont échelonnés du 25 décembre 1998 au 19 mars 1999 inclusivement. Le tableau n° 3.6.1 résume l'ensemble des résultats alors que toutes les données complètes sont disponibles à l'annexe n° 3 de ce document.

Quant à l'échantillonnage à la station témoin, la méthode TO-14 de l'EPA (US.EPA, 1999c) a été utilisée pour les prélèvements et les analyses, réalisées par le laboratoire d'Environnement Canada, ont permis de déterminer la concentration de 152 COV lors de 21 échantillonnages s'échelonnant du 1^{er} décembre 1998 au 31 mars 1999. Les résultats complets, qui se retrouvent à l'annexe n° 3 de ce document, sont résumés dans le tableau n° 3.6.2.

L'analyse comparative des composés communs à chacune des méthodes permet de comparer les moyennes arithmétiques pour 31 COV (tableau n° 3.6.3). On peut facilement remarquer que les concentrations moyennes pour la grande majorité des composés est exactement du même ordre de grandeur et que, compte tenu de la précision de chacune des méthodes d'analyse impliquée, aucune différence notable n'est observée entre les deux sites. Il n'y a que le dibromochlorométhane qui montre une concentration moyenne ($0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) beaucoup plus élevée à la station RDP qu'à la station rue Ontario ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$); aucune explication ne permet présentement de comprendre cet écart important. Les COV plus spécifiquement reliés au transport, comme les xylènes et les benzènes substitués, sont généralement plus élevés à la station rue Ontario, ce qui montre que le site de Rivière-des-Prairies est moins influencé par les émissions dues à ce secteur. Des études antérieures ont démontré que la combustion du bois ne semble pas émettre des COV non polaires spécifiques en concentration suffisamment importante pour être caractéristique d'un secteur influencé par le chauffage au bois (GRVD, 1998) comme celui de Rivière-des-Prairies.

Tableau n° 3.6.1 : Synthèse des résultats de COV non polaires à la station Rivière-des-Prairies pour la période du 25 décembre 1998 au 19 mars 1999 (méthode TO-17)

Composé non polaire* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	n	μ	σ	Minimum	Maximum
Trichlorofluorométhane	15	1,75	1,62	0,05	6,40
1,1-Dichloroéthène	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
Dichlorométhane	15	1,07	1,27	0,14	4,20
Trans-1,2-Dichloroéthène	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
1,1-Dichloroéthane	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
cis-1,2-Dichloroéthène	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
2,2-Dichloropropane	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
Trichlorométhane	15	0,20	0,19	0,05	0,55
Bromochlorométhane	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
1,1,1-Trichloroéthane	15	0,44	0,10	0,32	0,65
1,2-Dichloroéthane	15	0,03	0,01	0,03	0,06
1,1-Dichloropropène	15	0,06	0,04	0,03	0,19
Tétrachlorométhane	15	0,55	0,11	0,43	0,81
Benzène	15	2,60	1,33	0,70	5,26
Trichloroéthène	15	0,19	0,14	0,05	0,42
1,2-Dichloropropane	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
Dibromométhane	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
Bromodichlorométhane	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
cis-1,3-Dichloropropène	13	0,03	0,01	0,03	0,06
trans-1,3-Dichloropropène	15	0,13	0,09	0,05	0,26
Toluène	15	7,57	4,13	1,53	14,89
1,1,2-Trichloroéthane	15	0,18	0,11	0,05	0,39
1,3-Dichloropropane	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
Dibromochlorométhane	15	0,26	0,20	0,05	0,71
Tétrachloroéthène	15	0,40	0,28	0,12	1,05
1,2-Dibromoéthane	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
Chlorobenzène	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
1,1,1,2-Tétrachloroéthane	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
Ethylbenzène	15	0,90	0,48	0,24	1,76
m+p-Xylène	15	2,51	1,23	0,99	4,89
Styrène	15	0,20	0,15	0,05	0,59
o-Xylène	15	1,12	0,60	0,30	2,27
Tribromométhane	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
Isopropylbenzène	15	0,05	0,03	0,03	0,09
1,2,3-Trichloropropane	15	0,09	0,07	0,03	0,21
Bromobenzène	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
n-Propylbenzène	15	0,20	0,10	0,06	0,34
2-Chlorotoluène	15	0,06	0,05	0,03	0,21
4-Chlorotoluène	15	0,04	0,02	0,03	0,08
1,3,5-Triméthylbenzène	15	0,19	0,12	0,03	0,37
tert-Butylbenzène	15	0,09	0,08	0,03	0,26
1,2,4-Triméthylbenzène	15	0,76	0,33	0,32	1,28
sec-Butylbenzène	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
1,3-Dichlorobenzène	15	0,11	0,07	0,03	0,25
4-Isopropyltoluène	15	0,04	0,03	0,03	0,12
1,4-Dichlorobenzène	15	0,18	0,13	0,03	0,54
1,2-Dichlorobenzène	0	< L.D.	< L.D.	< L.D.	
n-Butylbenzène	15	0,04	0,03	0,03	0,15

* Analysé par la CUM par la méthode TO-17 de l'US.EPA (1999b)

n : nombre de valeurs supérieures à la limite de détection, μ : moyenne arithmétique, σ : écart-type, L.D. : Limite de détection

Tableau n° 3.6.2 : Synthèse des résultats de COV non polaires à la station témoin de la rue Ontario pour la période du 1^{er} décembre 1998 au 31 mars 1999 (TO-14)

Composé non polaire* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	n	μ	σ	Minimum	Maximum
Ethane	21	4,767	0,953	2,662	6,790
Ethylene	21	5,844	2,843	1,691	10,645
Acetylene	21	3,126	1,342	1,011	5,265
Propylene	21	1,845	0,993	0,432	4,218
Propyne	21	4,933	2,212	2,230	10,074
1-Propane	10	0,216	0,058	0,140	0,290
Isobutane	21	7,677	3,594	2,230	12,590
1-Butene/Isobutene	21	0,897	0,383	0,336	1,704
1,3-Butadiene	21	0,318	0,128	0,088	0,554
Butane	21	9,499	4,441	3,028	17,572
Trans-2-Butene	21	0,519	0,228	0,156	0,880
2,2-Dimethylpropane	21	0,049	0,019	0,000	0,076
1-Butyne	21	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Cis-2-Butene	21	0,511	0,230	0,132	0,830
Isopentane	21	6,800	2,640	2,636	11,302
1-Pentene	21	0,288	0,110	0,114	0,460
2-Methyl-1-Pentene	0	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
2-Methyl-1-butene	21	0,024	0,042	0,000	0,128
Pentane	21	3,073	1,132	1,286	5,022
Isoprene	17	0,030	0,051	0,000	0,150
Trans-2-Pentene	21	0,084	0,095	0,000	0,280
Cis-2-Pentene	21	0,382	0,161	0,146	0,602
2-Methyl-2-butene	21	0,077	0,082	0,000	0,260
2,2-Dimethylbutane	21	0,487	0,165	0,216	0,807
Cyclopentene	21	0,091	0,033	0,040	0,150
4-Methyl-1-pentene	21	0,003	0,015	0,000	0,070
3-Methyl-1-pentene	21	0,005	0,016	0,000	0,060
Cyclopentane	21	0,204	0,243	0,000	0,736
2,3-Dimethylbutane	21	0,527	0,194	0,222	0,842
Trans-4-Methyl-2-pentene	21	0,137	0,152	0,000	0,522
2-Methylpentane	21	2,174	0,820	0,880	3,428
Cis-4-Methyl-2-pentene	21	0,173	0,070	0,000	0,264
3-Methylpentane	21	1,422	0,524	0,580	2,202
1-Hexene	21	0,225	0,169	0,000	0,680
Hexane	21	1,406	1,020	0,462	5,320
Trans-2-Hexene	21	0,073	0,031	0,026	0,160
2-methyl-2-pentene	0	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
2-Ethyl-1-Butene	21	0,002	0,006	0,000	0,022
Trans-3-Methyl-2-pentene	21	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Cis-2-hexene	21	0,044	0,026	0,000	0,100
Cis-3-Methyl-2-pentene	21	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
2,2-Dimethylpentane	21	0,076	0,023	0,042	0,118
Methylcyclopentane	21	0,915	0,395	0,392	1,652

Tableau n° 3.6.2 : (suite)

Composé non polaire* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	n	μ	σ	Minimum	Maximum
2,4-Dimethylpentane	21	0,198	0,071	0,084	0,312
2,2,3-Trimethylbutane	21	0,006	0,012	0,000	0,030
1-Methylcyclopentene	21	0,040	0,025	0,000	0,090
Benzene	21	2,878	1,644	1,124	6,702
Cyclohexane	21	0,367	0,248	0,144	1,188
2-Methylhexane	21	0,831	0,304	0,364	1,340
2,3-Dimethylpentane	21	0,356	0,120	0,168	0,526
Cyclohexene	21	0,014	0,026	0,000	0,064
3-Methylhexane	21	0,918	0,318	0,448	1,426
1-Heptene	13	0,162	0,151	0,000	0,520
2,2,4-Trimethylpentane	21	0,557	0,275	0,178	1,318
Trans-3-Heptene	21	0,005	0,004	0,000	0,010
Cis-3-Heptene	3	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Heptane	21	0,682	0,230	0,360	1,116
Trans-2-Heptene	21	0,035	0,023	0,000	0,060
Cis-2-Heptene	21	0,039	0,047	0,000	0,110
2,2-Dimethylhexane	21	0,037	0,010	0,020	0,056
Methylcyclohexane	21	0,524	0,233	0,232	0,980
2,5-Dimethylhexane	21	0,151	0,046	0,074	0,222
2,4-Dimethylhexane	21	0,192	0,066	0,076	0,322
2,3,4-Trimethylpentane	21	0,188	0,074	0,076	0,360
Toluene	21	5,985	2,160	1,998	8,976
2-Methylheptane	21	0,406	0,131	0,200	0,680
1-Methylcyclohexene	21	0,014	0,022	0,000	0,070
4-Methylheptane	21	0,150	0,054	0,076	0,260
3-Methylheptane	21	0,356	0,133	0,056	0,640
Cis-1,3-Dimethylcyclohexane	21	0,116	0,054	0,050	0,248
Trans-1,4-Dimethylcyclohexane	21	0,063	0,028	0,030	0,122
2,2,5-Trimethylhexane	21	0,049	0,027	0,018	0,150
1-Octene	0	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Octane	21	0,301	0,135	0,128	0,670
Trans-1,2-Dimethylcyclohexane	21	0,081	0,042	0,034	0,178
Trans-2-Octene	21	0,007	0,017	0,000	0,060
Cis-1,4/t-1,3-Dimethylcyclohexane	21	0,050	0,017	0,028	0,082
Cis-2-Octene	0	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Cis-1,2-Dimethylcyclohexane	10	0,023	0,022	0,000	0,060
Ethylbenzene	21	1,174	0,423	0,468	1,900
2,5-Dimethylheptane	0	<L.D.	<L.D.	0,000	0,000
m et p-Xylene	21	4,238	1,573	1,570	7,010
4-Methyloctane	0	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
3-Methyloctane	0	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Styrene	21	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
o-Xylene	21	1,561	0,541	0,670	2,591
1-Nonene	0	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Nonane	21	0,290	0,141	0,120	0,580

Tableau n° 3.6.2 : (suite)

Composé non polaire* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	n	μ	σ	Minimum	Maximum
Iso-Propylbenzene	21	0,163	0,118	0,060	0,512
3,6-Dimethyloctane	21	0,046	0,023	0,000	0,099
n-Propylbenzene	21	0,456	0,371	0,150	1,570
3-Ethyltoluene	21	1,682	1,559	0,460	6,346
4-Ethyltoluene	21	0,819	0,777	0,200	3,072
1,3,5-Trimethylbenzene	21	1,029	1,060	0,200	4,138
2-Ethyltoluene	21	0,667	0,549	0,200	2,292
1-Decene	3	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Tert-Butylbenzene	21	0,001	0,004	0,000	0,020
1,2,4-Trimethylbenzene	21	3,183	3,163	0,720	12,396
Decane	21	0,416	0,179	0,150	0,884
Iso-Butylbenzene	21	0,034	0,012	0,020	0,066
Sec-Butylbenzene	21	0,040	0,013	0,020	0,078
1,2,3-Trimethylbenzene	21	0,636	0,536	0,170	2,236
p-Cymene	21	0,064	0,028	0,030	0,131
Indane	21	0,188	0,096	0,060	0,473
1,3-Diethylbenzene	21	0,081	0,040	0,030	0,195
1,4-Diethylbenzene	21	0,251	0,162	0,070	0,709
n-Butylbenzene	21	0,067	0,030	0,030	0,157
1,2-Diethylbenzene	21	0,036	0,024	0,020	0,132
Undecane	21	0,358	0,179	0,110	0,770
Naphthalene	21	0,344	0,171	0,110	0,690
Dodecane	21	0,193	0,129	0,044	0,550
Hexylbenzene	21	0,042	0,027	0,000	0,100
Freon22	19	58,717	76,310	0,000	237,790
Chloromethane	21	1,267	0,211	1,012	1,650
Freon114	21	0,182	0,043	0,136	0,302
Chlorure de vinyle	21	0,009	0,009	0,000	0,020
Bromomethane	21	0,105	0,021	0,078	0,140
Chloroethane	21	0,073	0,034	0,000	0,140
Freon11	21	1,718	0,092	1,520	1,906
Freon12	21	3,030	0,464	2,290	3,996
Bromure d'éthyle	21	0,094	0,112	0,000	0,290
1,1-Dichloroethylene	21	0,016	0,016	0,000	0,040
Dichloromethane	21	1,060	0,547	0,320	2,180
Trans-1,2-Dichloroethylene	21	0,003	0,007	0,000	0,020
1,1-dichloroethane	21	0,177	0,204	0,000	0,550
Cis-1,2-Dichloroethylene	21	0,005	0,010	0,000	0,030
Bromochloromethane	0	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Chloroforme	21	0,137	0,030	0,098	0,210
1,2-Dichloroethane	21	0,068	0,014	0,044	0,090
1,1,1,-Trichloroethane	21	0,421	0,023	0,380	0,483
Tétrachlorure de carbone	21	0,639	0,035	0,560	0,700
Dibromomethane	21	0,054	0,012	0,034	0,070
1,2-Dichloropropane	21	0,000	0,000	0,000	0,000

Tableau n° 3.6.2 : (suite)

Composé non polaire* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	n	μ	σ	Minimum	Maximum
Bromodichloromethane	5	0,000	0,000	0,000	0,000
Trichloroethylene	11	0,167	0,094	0,092	0,414
Cis-1,3-Dichloropropene	21	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Trans-1,3-Dichloropropene	21	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
1,1,2-Trichloroethane	21	0,004	0,011	0,000	0,030
Bromotrichloromethane	6	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Dibromochloromethane	21	0,022	0,013	0,000	0,040
EDB	21	0,004	0,010	0,000	0,032
Tétrachloroéthylène	21	0,833	0,869	0,200	4,422
Chlorure de benzyle	21	0,033	0,009	0,020	0,060
Chlorobenzène	21	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
Bromoforme	21	0,017	0,017	0,000	0,044
1,4-Dichlorobutane	21	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
1,1,2,2-Tetrachloroethane	21	0,017	0,014	0,000	0,040
1,3-Dichlorobenzene	21	<L.D.	<L.D.	<L.D.	
1,4-Dichlorobenzene	21	1,596	0,707	0,566	3,230
1,2-Dichlorobenzene	21	0,002	0,009	0,000	0,040
1,2,4-Trichlorobenzene	21	0,037	0,041	0,000	0,100
Hexachlorobutadiene	21	<L.D.	<L.D.	<L.D.	

*Analyse par Environnement Canada par la méthode TO-14 de l'US EPA (1999c)

n : nombre de valeurs supérieures à la limite de détection, μ : moyenne arithmétique, σ : écart-type, L.D. : limite de détection

Tableau n° 3.6.3 : Comparaison des deux sites d'échantillonnage de COV non polaires (moyennes arithmétiques du 25 décembre 1998 au 19 mars 1999)

Composé non polaire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Station d'échantillonnage	
	Rivière-des-Prairies*	Rue Ontario**
Trichlorofluorométhane	1,75	1,72
Dichlorométhane	1,07	1,06
Trichlorométhane	0,20	0,14
1,1,1-Trichloroéthane	0,44	0,42
1,2-Dichloroéthane	0,03	0,07
1,1-Dichloropropène	0,06	N.D.
Tétrachlorométhane	0,55	0,64
Benzène	2,60	2,88
Trichloroéthène	0,19	0,17
cis-1,3-Dichloropropène	0,03	< L.D.
trans-1,3-Dichloropropène	0,13	< L.D.
Toluène	7,57	5,99
1,1,2-Trichloroéthane	0,18	< L.D.
Dibromochlorométhane	0,26	0,02
Tétrachloroéthène	0,40	0,83
Ethylbenzène	0,90	1,17
m+p-Xylène	2,51	4,24
Styrène	0,20	< L.D.
o-Xylène	1,12	1,56
Isopropylbenzène	0,05	0,16
1,2,3-Trichloropropane	0,09	N.D.
n-Propylbenzène	0,20	0,46
2-Chlorotoluène	0,06	N.D.
4-Chlorotoluène	0,04	N.D.
1,3,5-Triméthylbenzène	0,19	1,03
tert-Butylbenzène	0,09	< L.D.
1,2,4-Triméthylbenzène	0,76	3,18
1,3-Dichlorobenzène	0,11	< L.D.
4-Isopropyltoluène	0,04	N.D.
1,4-Dichlorobenzène	0,18	1,60
n-Butylbenzène	0,04	0,07

< L.D. = Inférieur à la limite de détection, N.D. = Données non disponibles

* CUM, méthode TO-17 // ** Environnement Canada, méthode TO-14

3.6.2 COV polaires

Parmi les seize aldéhydes et cétones mesurés par la méthode TO-11 (US.EPA, 1999a) aux deux stations d'échantillonnage, on note que pour la majorité des composés (tableaux n° 3.6.4 et n° 3.6.5), la concentration moyenne pour la période étudiée est tout à fait du même ordre de grandeur sauf pour l'acroléine. Cette substance est classée dans le groupe 3 de l'IARC (IARC, 1999), soit une substance inclassable en ce qui concerne son potentiel cancérigène chez l'humain, et dans le groupe C de l'US.EPA (US.EPA, 1999d) soit un cancérigène possible chez l'humain, mais uniquement sur la base de données animales limitées. Le m-tolualdéhyde et le benzaldéhyde ont également une importance particulière à la station Rivière-des-Prairies.

En effet, l'acroléine présente une moyenne de $0,77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à la station Rivière-des-Prairies par rapport à $0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à la station témoin rue Ontario, avec des valeurs journalières maximales respectives à ces deux stations de $3,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0,70 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Quant au m-tolualdéhyde, la moyenne de $0,52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et le maximum de $1,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont particulièrement élevés à Rivière-des-Prairies par rapport à la station rue Ontario qui montre une moyenne de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et un maximum de $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ seulement. Les différences sont moindres pour le benzaldéhyde mais mérite tout de même notre attention.

Tableau n° 3.6.4 : Synthèse des résultats de COV polaires à la station RDP pour la période du 1^{er} décembre 1998 au 31 mars 1999

Aldéhydes et cétones ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	n	μ	σ	Minimum	Maximum
Formaldéhyde	18	3,28	1,74	0,88	7,59
Acétaldéhyde	18	1,98	0,95	0,51	3,53
Acroléine	18	0,77	1,17	0,00	3,50
Acétone	18	2,61	0,78	1,20	4,25
Propionaldéhyde	18	0,52	0,41	0,00	1,31
Crotonaldéhyde	18	0,13	0,22	0,00	0,85
2-butanone (MEK)/butyraldéhyde	18	0,96	0,48	0,00	1,57
Benzaldéhyde	18	0,43	0,22	0,06	0,91
Isovaléraldéhyde	18	0,11	0,20	0,00	0,63
Valéraldéhyde	18	0,28	0,29	0,00	0,85
o-Tolualdéhyde	18	0,03	0,14	0,00	0,59
m-Tolualdéhyde	18	0,53	0,32	0,00	1,05
p-Tolualdéhyde	18	0,00	0,00	0,00	0,00
Méthyl Isobutyl Cétone (MIBK)	18	0,17	0,19	0,00	0,63
Hexanaldéhyde	18	0,17	0,15	0,00	0,59
2,5-diméthylbenzaldéhyde	18	0,00	0,00	0,00	0,00
Concentration totale moyenne	18	11,72	5,44	3,83	21,23
n : nombre d'échantillons, μ : moyenne arithmétique, σ : écart-type					

Tableau n° 3.6.5 : Synthèse des résultats de COV polaires à la station rue Ontario pour la période du 1^{er} décembre 1998 au 31 mars 1999

Aldéhydes et cétones ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	n	μ	σ	Minimum	Maximum
Formaldéhyde	20	3,10	0,65	1,97	3,93
Acétaldéhyde	20	2,23	0,79	1,21	3,57
Acroléine	20	0,26	0,18	0,03	0,70
Acétone	20	3,43	0,90	2,12	4,96
Propionaldéhyde	20	0,51	0,12	0,34	0,77
Crotonaldéhyde	20	0,06	0,03	0,00	0,11
2-butanone (MEK)/butyraldéhyde	20	1,17	0,40	0,50	1,77
Benzaldéhyde	20	0,17	0,07	0,07	0,37
Isovaléraldéhyde	20	0,12	0,09	0,00	0,28
Valéraldéhyde	20	0,14	0,10	0,00	0,29
o-Tolualdéhyde	20	0,00	0,01	0,00	0,04
m-Tolualdéhyde	20	0,02	0,03	0,00	0,09
p-Tolualdéhyde	20	0,00	0,00	0,00	0,00
Méthyl Isobutyl Cétone (MIBK)	20	0,12	0,08	0,00	0,25
Hexanaldéhyde	20	0,16	0,10	0,00	0,35
2,5-diméthylbenzaldéhyde	20	0,00	0,00	0,00	0,00
Concentration totale moyenne	20	11,47	2,80	6,62	15,20
n : nombre d'échantillons, μ : moyenne arithmétique, σ : écart-type					

Une comparaison plus exhaustive des concentrations moyennes d'acroléine, du benzaldéhyde et du m-tolualdéhyde permet de penser que les concentrations mesurées à la station Rivière-des-Prairies pour l'acroléine et le m-tolualdéhyde en particulier sont significativement différentes de celles des autres stations d'échantillonnage. Le tableau n° 3.6.6 montre les moyennes annuelles mesurées en 1998 à trois stations du réseau de la CUM.

Tableau n° 3.6.6 : Concentrations moyennes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) d'acroléine, benzaldéhyde et m-tolualdéhyde

Composé	Station d'échantillonnage				
	RDP	Rue Ontario	PAT*	Rue Ontario	ADM**
	01/12/98 - 31/03/99		1998		
Acroléine	0,77	0,26	0,14	0,17	0,11
Benzaldéhyde	0,43	0,17	0,16	0,24	0,36
m-Tolualdéhyde	0,53	0,02	0,03	0,13	0,12

* PAT : Pointe-aux-Trembles

** ADM : Station aéroport de Montréal

L'augmentation respective de 150 à 200 % des concentrations moyennes d'acroléine et de benzaldéhyde laisse présager la présence d'une source locale importante de ces deux substances. La combustion du bois étant une source bien connue d'acroléine (20 à 120 mg/kg de bois brûlé) selon l'EPA (1993), tout porte à croire que cette augmentation est due à l'utilisation des poêles à bois dans ce secteur.

De plus, l'examen des données disponibles pour ces trois composés dans le rapport de Tremblay et Dann (1995), révèle que, pour l'acroléine en particulier, les concentrations sont généralement beaucoup plus élevées à la station Rivière-des-Prairies autant pour la moyenne que pour les maximums 24 heures. En effet, en milieu urbain, les concentrations moyennes d'acroléine ont varié entre 1990 et 1993 de 0,06 à 0,16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ alors que les maximum 24 heures étaient de 0,37 à 0,87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sauf pour l'année 1992 avec un maximum de 2,10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4. Conclusion

Les objectifs visés par la campagne d'échantillonnage sur le chauffage pendant l'hiver 1998-1999 ont été en partie atteints. Les concentrations de divers polluants dans un quartier où la principale source locale d'émission de polluants dans l'air ambiant provient de l'utilisation du chauffage résidentiel au bois. Ainsi, les concentrations de particules fines, d'hydrocarbures aromatiques polycycliques, de certains métaux et composés organiques volatils mesurés à la station principale de Rivière-des-Prairies durant l'hiver 1998-1999 ont été plus élevées que sur le reste du territoire de la CUM. On estime que le chauffage au bois dans la zone étudiée contribue pour 40 % à 60 % des hydrocarbures aromatiques polycycliques, certains métaux et composés organiques volatils et pour plus de 40 % des particules fines mesurés dans l'air ambiant

Néanmoins, des études additionnelles permettraient de :

- a) confirmer les résultats obtenus
- b) vérifier certaines des hypothèses avancées pour quantifier l'impact du chauffage au bois au niveau local
- c) développer des outils prévisionnels d'épisodes de pollution causés par la combustion du bois reliant, de façon adéquate, facteurs chimiques et météorologiques.

5. Recommandations

Les auteurs suggèrent une série de recommandations essentielles à une bonne compréhension de la problématique relative à la combustion du bois. Ces recommandations, à court et à moyen terme, portent spécifiquement sur l'environnement et sur la santé (ie. les études d'exposition de la population).

5.1. Recommandations plus spécifiques à l'environnement

À court terme :

- Évaluer la performance de l'échantillonneur en continu utilisé pour mesurer les particules fines dans un environnement influencé par la combustion du bois :
 - évaluer l'effet de la température d'échantillonnage du TEOM sur le taux de volatilisation des matières semi-volatiles;
 - évaluer la capacité du TEOM à reproduire les mesures;
 - augmenter la fréquence d'échantillonnage des particules fines $PM_{2,5}$ au moyen de l'échantillonneur dichotomique pour évaluer les résultats du TEOM dans un milieu fortement influencé par le chauffage au bois;
- Déterminer la composition des particules afin de pouvoir mieux identifier les sources. On suggère en particulier de déterminer les quantités de carbone élémentaire;
- Mesurer en continu le monoxyde de carbone (CO) à la station RDP;
- Mesurer les HAP simultanément à la station RDP et à la station de référence rue Ontario.
- Poursuivre dans la mesure du possible le programme de mesure autant l'été que l'hiver pour discerner plus facilement l'impact du chauffage au bois sur les niveaux des différents polluants mesurés.

À moyen terme :

- Évaluer la prévisibilité des périodes de concentrations élevées de particules en période hivernale;
- Poursuivre les mesures pour une deuxième saison complète (hiver et été) afin de confirmer les observations faites;
- Estimer la contribution du chauffage résidentiel au bois aux niveaux de dioxines et furannes en les mesurant aux sites de RDP et rue Ontario;
- Comparer les résultats en COV non polaires obtenus par les méthodes TO-14 et TO-17 (mesure déjà prise à RDP);
- Améliorer le suivi temporel d'indicateurs spécifiques à la combustion du bois au moyen d'échantillonneur dichotomique séquentiel;
- S'assurer de la représentativité de la station RDP en vue d'évaluer l'impact de la combustion du bois sur la qualité de l'air;
- Vérifier l'existence ou non d'un meilleur marqueur de la combustion du bois en milieu urbain.

5.2. Recommandations plus spécifiques à la santé

Elles sont au nombre de cinq.

À court et moyen terme :

- Déterminer la distribution géographique des points chauds montréalais quant à l'utilisation de système de combustion de bois (analyses plus poussées d'un sondage réalisé en partenariat par la DSP, EC, le MENV et la CUM);
- Déterminer les habitudes d'utilisation de système de chauffage au bois sur le territoire de la CUM afin d'améliorer les inventaires d'émissions (de telles informations découleront également du sondage réalisé en partenariat par la DSP, EC, le MENV et la CUM);
- Déterminer l'impact, en termes d'exposition de la population, de l'utilisation de systèmes de combustion du bois (étude pilote de la DSP subventionnée par l'Initiative de recherche sur les substances toxiques, programme de recherche Santé Canada – Environnement Canada);

À long terme :

- L'étude pilote devrait permettre de développer des outils de mesure facilement applicables à d'autres quartiers. Si tel est le cas, il serait alors possible d'envisager de faire des campagnes de mesures ponctuelles dans les différents quartiers identifiés en fonction de leurs degrés d'utilisation de système de combustion du bois;
- Le cas échéant, si l'étude pilote d'exposition de la population aux polluants émis par la combustion du bois révèle des niveaux significatifs d'exposition de certains groupes d'individus utilisateurs ou non utilisateurs de système de chauffage au bois, un devis épidémiologique, voire une approche indirecte, devrait être développé afin d'évaluer les impacts santé de cette source de contaminants.

6. Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Christine Vincent, André Boisvert, Pierre Paquette, Bruno Harvey et Bruno Lafortune pour l'installation, la calibration, l'entretien et l'opération de l'instrumentation. Nous tenons également à remercier le personnel des laboratoires d'Environnement Canada et de la Communauté urbaine de Montréal. Un merci tout spécial à Manon Lafontaine pour l'édition et la mise en page de ce rapport.

7. Références bibliographiques

- AEP (Alberta Environmental Protection), 1999,
Air Quality Monitoring in Medicine Hat. January 7 to March 25, 1998
Disponible: <http://www.gov.ab.ca/env/air/airqual/medhat98.pdf> [décembre 1999]
- Canadian Facts, 1997
Residential Firewood combustion in Canada Volumes I, II, III. Report to National
Emission Inventory and Projections Task Group (NEIPTG). Unpublished report. Hull QC
- Dann, T. 1989
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the ambient air of Toronto, Ontario and Montreal,
Quebec. Pollution measurement division, conservation and Protection, Environment Canada,
Ottawa. Report PMD 89-14.
- Environnement Canada, 1998.
Inventaire des poêles à bois et du bois brûlé au Canada.
Rapport en préparation.
- Environnement Canada, 1995.
Inventaire national des rejets de polluants.
Rapport sommaire 1995, 238 pages [En ligne].
Disponible: <http://www.ec.gc.ca/pdb/inrp/95/inrp95rs.pdf> [6 novembre 1998].
- EPA, 1993
A summary of the emissions characterization and nonrespiratory effects of wood smoke,
Rapport de l'EPA, EPA-453/R-93-036
- FPWG (Federal Provincial Working Group on Air Quality Objectives and Guidelines) 1997,
National ambient air quality objectives for particulate matter : 1. Science review document.
Final – PM Science assessment document, CEPA/FPAC WGAQOG. Octobre 1997.
- Germain A., 1997,
Hydrocarbures aromatiques polycycliques. État de la situation au Québec de 1989 à 1994.
Rapport Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région du
Québec, Montréal (Québec) 108 pages + annexes.
- GVRD, mars 1998
Wood smoke tracers. Air Resources Branch, mars 1998
- IARC (International Agency for Research on Cancer), 1999,
Acrolein (group 3) – Summary and evaluation (Last updated 05/27/1997)
Disponible: http://193.51.164.11/cgi/iHound/Chem/iH_Chem_Frames.html [22 octobre 1999]
- Lewis, C.W., Baumgardner, R.E., Stevens, R.K., Clarlton, L.D. and Lentas J., 1988
Contribution of woodsmoke and motor vehicle emissions to ambient aerosol mutagenicity.
Environmentale Science Technology, 22, pp 968-971, 1988

- Meyer, M., Lyek, J., Ono, D., 1992
 Continous PM₁₀ measurements in a woodsmoke environment. Air and Waste Management Association transaction Series NO. 22. Pittsburg, PA pp 24-38
- Moore C.T., Barthelmie, R.J., 1995
 A review of comparative manual and automated PM₁₀ data. Final draft, Western States Air Resources Council (WESTAR), Portland, OR.
- Rau J.A. and Huntzicker J.J., 1984,
 Composition and size distribution of residential wood smoke aerosols. Presented at the 21st annual meeting of the Air and Waste Management Association, Pacific Northwest International Section, Portland, OR, November.
- Regroupement montréalais pour la qualité de l'air (RMQA), 1998,
 Pollution atmosphérique et impacts sur la santé et l'environnement dans la grande région de Montréal.
 ISBN : 2-89494-118-8, 356 pages.
- Rupprecht & Patashnick, 1993
 Technical Note 4, Low temperature operation of the TEOM Series 1400 PM₁₀ monitor.
 Rupprecht & Patashnick co., Inc., October
- Tremblay, J et T. Dann, 1995
 Les composés organiques volatils dans l'air ambiant au Québec (1989-1993).
 Direction de la protection de l'Environnement, Région du Québec, Montréal 448 pages.
- US.EPA, 1999a,
 Compendium method TO-11A : Determination of formaldehyde in ambient air using absorbent cartridge followed by high performance liquid chromatography (HPLC) [Active sampling methodology].
 Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, Cincinnati, OH 45268. EPA/625/R-96/010b.
 Disponible: <http://www.epa.gov:80/ttnamti1/files/ambient/airtox/to-11ar.pdf> [22 octobre 1999].
- US.EPA, 1999b,
 Compendium method TO-17 : Determination of volatile organic compounds in ambient air using active sampling on to sorbent tubes.
 Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, Cincinnati, OH 45268. EPA/625/R-96/010b.
 Disponible: <http://www.epa.gov:80/ttnamti1/files/ambient/airtox/to-17r.pdf> [22 octobre 1999].

- US.EPA, 1999c,
Compendium method TO-14A : Determination of volatile organic compounds (VOCs) using specially prepared canisters with subsequent analysis by gas chromatography.
Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, Cincinnati, OH 45268. EPA/625/R-96/010b.
Disponibile: <http://www.epa.gov:80/ttnamti1/files/ambient/airtox/to-14ar.pdf> [22 octobre 1999].
- US.EPA, 1999d,
Integrated Risk Information System (IRIS) : Acrolein CASRN 107-02-8 (Last revised 02/01/1994).
Disponibile: <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/subst/0364.htm> [22 octobre 1999].
- US.EPA, 1991,
Characterization of the wintertime Boise, Idaho, Air Shed. A comprehensive field study report for the US.EPA office of Air Quality Planning and Standards.
US.EPA, Research Triangle Park, NC. PB92-136803.
- Watson J.G., 1979,
Chemical element balance receptor model methodology for assessing the sources of fine and total particulate matter.
PhD thesis, Oregon Graduate Center, Beaverton, OR. University Microfilms International, Ann Arbor, MI.
- Wolff G.T., Countess R.J., Groblicki P.J., Ferman M.A., Cadle S.H. and Muhlbaier J.L., 1981,
Visibility-reducing species in the Denver « brown cloud » - II. Sources and temporal patterns. *Atmospheric Environment*, 15(12), 2485-2502.

Annexes

Annexe n° 1 : Photos du site



Annexe n° 2 : Caractéristique et limite de détection (ng/m³ en assumant 1000 m³ échantillonnés)
des différents HAP mesurés dans les échantillons prélevés avec le Hivol modifié

Composés analysés	Abréviation	Potentiel cancérogène	Pot. canc. chez l'humain	Poids moléculaire	Nombre de cycles	limite de détection
Acénaphthylène	Acy	*		152	3	< 0,005
Acénaphène	Ace			154	3	< 0,006
Fluorène	Flu	nul		166	3	< 0,005
2-Méthyl-Fluorène	2-MeFlu			180	3	< 0,005
Phénanthrène	Phe	nul		178	3	< 0,005
Anthracène	Antc	nul		178	3	< 0,005
Fluoranthène	Flt	nul		202	4	< 0,005
Pyrène	Pyr	nul		202	4	< 0,005
Benzo(a)fluorène	BaFlu	nul		216	4	< 0,005
Benzo(b)fluorène	BbFlu	nul		216	4	< 0,053
1-Méthylpyrène	1-MePyr			216	4	< 0,053
Benzo(g,h,i)fluoranthène	BghiFlt	nul		226	5	< 0,005
Benz(a)anthracène	BaAnt	faible	probable	228	4	< 0,053
Chrysène	Chr	très faible	possible	228	4	< 0,013 - < 0,014
Triphénylène	Trip			228	4	< 0,013 - < 0,014
7-Me-Benz(a)anthracène	7-MeBaAnt			240	4	< 0,012 - < 0,053
Benzo(b)fluoranthène	BbFlt	moyen	probable	252	5	< 0,005
Benzo(k)fluoranthène	BkFlt	moyen	probable	252	5	< 0,005
Benzo(e)pyrène	BeP	nul		252	5	< 0,013
Benzo(a)pyrène	BaP	élevé	probable	252	5	< 0,013
Pérylène	Per	nul		252	5	< 0,013 - < 0,052
2-Méthylcholanthrène	2-MCho	élevé		268	5	< 0,013 - < 0,052
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	IndPyr	moyen	probable	276	6	< 0,005
Dibenz(a,h)+(a,c) anthracène	Dbah+acA	élevé	probable	278	5	< 0,013 - < 0,052
Benzo(b)chrysène	BbChr			278	5	< 0,013 - < 0,055
Benzo(g,h,i)pérylène	BghiPer	très faible		276	6	< 0,005
Anthrantrène	Ant	moyen	possible	276	6	< 0,013 - < 0,056

Annexe n° 3 : Résultats complets des COV polaires et non polaires (TO-17) mesurés à RDP

Aldéhydes et cétone	19 déc.	25 déc.	31 déc.	6 jan.	12 janv.	24 janv.	30 janv.	5 fév.	11 fév.	17 fév.
	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)
Formaldéhyde	7,59	4,60	4,08	2,40	4,23	2,06	5,97	2,09	3,06	2,89
Acétaldéhyde	3,44	2,60	2,68	1,80	2,84	1,27	3,53	1,22	1,60	1,87
Acroléine	0,59	0,00	0,00	0,00	0,13	0,18	1,00	0,39	0,40	2,34
Acétone	4,25	3,02	2,70	2,58	3,15	1,84	3,03	1,98	2,26	2,51
Propionaldéhyde	1,27	0,50	1,00	0,67	1,06	0,46	1,31	0,30	0,45	0,23
Crotonaldéhyde	0,21	0,15	0,12	0,00	0,15	0,07	0,85	0,22	0,00	0,00
2-butanone (MEK)/butyraldéhyde	1,35	0,95	1,02	1,38	1,42	0,53	1,46	0,88	0,99	0,92
Benzaldéhyde	0,87	0,91	0,39	0,25	0,43	0,39	0,56	0,41	0,41	0,06
Isovaléraldéhyde	0,32	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Valéraldéhyde	0,11	0,07	0,16	0,13	0,18	0,38	0,41	0,00	0,58	0,69
o-Tolualdéhyde	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
m-Tolualdéhyde	0,86	0,92	0,29	0,39	0,42	0,26	1,00	0,49	0,69	0,90
p-Tolualdéhyde	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Méthyl Isobutyl cétone(MIBK)	0,18	0,00	0,09	0,63	0,24	0,11	0,29	0,16	0,20	0,08
Hexanaldéhyde	0,18	0,10	0,09	0,10	0,00	0,59	0,20	0,19	0,08	0,07
2,5-Diméthylbenzaldéhyde	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Concentration totale moyenne	21,23	13,82	12,70	10,33	14,26	8,14	19,62	8,34	10,74	12,57

Aldéhydes et cétone	23 fév.	25 fév.	1 mars	7 mars	13 mars	19-mars	25-mars	31-mars
	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)	Concentration (µg/m ³)
Formaldéhyde	4,60	4,53	1,62	2,27	2,46	0,88	1,21	2,46
Acétaldéhyde	3,14	2,85	1,54	0,90	1,42	0,51	0,52	1,88
Acroléine	3,50	3,29	0,00	0,00	1,89	0,07	0,09	0,00
Acétone	3,74	3,36	2,07	2,15	1,90	1,20	1,90	3,30
Propionaldéhyde	0,42	0,46	0,08	0,00	0,61	0,13	0,00	0,33
Crotonaldéhyde	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00
2-butanone (MEK)/butyraldéhyde	1,57	1,29	0,21	0,00	1,12	0,24	0,50	1,41
Benzaldéhyde	0,48	0,61	0,36	0,28	0,54	0,19	0,14	0,39
Isovaléraldéhyde	0,63	0,56	0,17	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00
Valéraldéhyde	0,58	0,74	0,00	0,85	0,17	0,00	0,00	0,06
o-Tolualdéhyde	0,00	0,00	0,00	0,59	0,00	0,00	0,00	0,00
m-Tolualdéhyde	0,60	1,05	0,00	0,71	0,33	0,18	0,11	0,42
p-Tolualdéhyde	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Méthyl Isobutyl cétone(MIBK)	0,23	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58
Hexanaldéhyde	0,05	0,20	0,29	0,00	0,05	0,42	0,26	0,19
2,5-Diméthylbenzaldéhyde	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Concentration totale moyenne	19,54	19,18	3,98	7,64	9,28	3,83	4,72	11,03

Annexe n° 3 : (suite)

COV non-polaires	25-déc-98 Concentration (µg/m ³)	31-déc-98 Concentration (µg/m ³)	06-janv-99 Concentration (µg/m ³)	12-janv-99 Concentration (µg/m ³)	24-janv-99 Concentration (µg/m ³)	30-janv-99 Concentration (µg/m ³)	05-févr-99 Concentration (µg/m ³)	11-févr-99 Concentration (µg/m ³)	17-févr-99 Concentration (µg/m ³)	23-févr-99 Concentration (µg/m ³)	25-févr-99 Concentration (µg/m ³)
Trichlorofluorométhane	6,40	3,41	1,54	0,95	1,00	2,28	2,93	1,00	1,81	1,85	1,38
1,1-Dichloroéthène											
Dichlorométhane	3,69	1,76	4,20	1,26	0,46	0,28	0,45	0,18	0,25	1,44	0,35
trans-1,2-Dichloroéthène											
1,1-Dichloroéthane											
cis-1,2-Dichloroéthène											
2,2-Dichloropropane											
Trichlorométhane	0,51	0,28	0,05	0,05	0,33	0,45	0,05	0,05	0,05	0,20	0,05
Bromochlorométhane											
1,1,1-Trichloroéthane	0,54	0,57	0,41	0,53	0,65	0,48	0,38	0,33	0,46	0,51	0,34
1,2-Dichloroéthane	0,03	0,06	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,06	0,03
1,1-Dichloropropène	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,19	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Tétrachlorométhane	0,47	0,62	0,46	0,52	0,81	0,61	0,47	0,46	0,43	0,73	0,48
Benzène	2,65	3,95	2,59	5,26	2,45	3,99	1,50	2,00	1,82	4,73	2,79
Trichloroéthène	0,32	0,30	0,42	0,38	0,34	0,16	0,16	0,05	0,05	0,27	0,05
1,2-Dichloropropane											
Dibromométhane											
Bromodichlorométhane											
cis-1,3-Dichloropropène			0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,06	0,03
trans-1,3-Dichloropropène	0,21	0,19	0,25	0,26	0,18	0,17	0,05	0,05	0,05	0,22	0,05
Toluène	10,99	10,62	13,68	14,89	9,94	8,17	5,41	4,97	5,17	10,97	5,30
1,1,2-Trichloroéthane	0,21	0,26	0,27	0,39	0,24	0,13	0,10	0,17	0,05	0,39	0,18
1,3-Dichloropropane											
Dibromochlorométhane	0,18	0,39	0,71	0,41	0,59	0,17	0,17	0,05	0,16	0,45	0,16
Tétrachloroéthène	0,26	0,57	1,05	0,61	0,86	0,26	0,26	0,18	0,22	0,66	0,24
1,2-Dibromoéthane											
Chlorobenzène											
1,1,1,2-Tétrachloroéthane											
Ethylbenzène	0,85	0,90	1,31	1,43	1,08	1,76	0,59	0,66	0,56	1,72	0,88
m+p-Xylène	2,43	2,29	3,50	3,77	3,03	4,89	1,57	1,67	1,47	4,69	2,32
Styrène	0,21	0,15	0,32	0,38	0,29	0,23	0,05	0,05	0,05	0,59	0,18
o-Xylène	1,23	1,11	1,52	1,72	1,42	2,27	0,72	0,73	0,65	2,12	1,06
Tribromométhane											
1,1,2,2-Tétrachloroéthane											
Isopropylbenzène	0,03	0,06	0,07	0,09	0,08	0,09	0,03	0,03	0,03	0,09	0,03
1,2,3-Trichloropropane	0,19	0,13	0,12	0,19	0,21	0,03	0,07	0,03	0,06	0,06	0,03
Bromobenzène											
n-Propylbenzène	0,21	0,22	0,25	0,32	0,33	0,34	0,16	0,11	0,14	0,34	0,21
2-Chlorotoluène	0,03	0,03	0,07	0,21	0,07	0,09	0,03	0,03	0,03	0,09	0,06
4-Chlorotoluène	0,03	0,03	0,03	0,03	0,07	0,08	0,03	0,03	0,03	0,07	0,03
1,3,5-Triméthylbenzène	0,23	0,19	0,27	0,31	0,32	0,33	0,16	0,03	0,03	0,37	0,22
tert-Butylbenzène	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,25	0,12	0,08	0,09	0,26	0,17
1,2,4-Triméthylbenzène	0,84	0,70	0,96	1,10	1,28	1,20	0,57	0,38	0,46	1,23	0,81
sec-Butylbenzène											
1,3-Dichlorobenzène	0,03	0,25	0,03	0,03	0,03	0,18	0,13	0,09	0,10	0,19	0,13
4-Isopropyltoluène	0,03	0,03	0,03	0,03	0,12	0,07	0,03	0,03	0,03	0,06	0,03
1,4-Dichlorobenzène	0,54	0,25	0,18	0,19	0,35	0,03	0,13	0,08	0,10	0,18	0,13
1,2-Dichlorobenzène											
n-Butylbenzène	0,03	0,03	0,03	0,03	0,15	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03

Annexe n° 3 : (suite)

COV non-polaires	01-mars-99 Concentration (µg/m ³)	07-mars-99 Concentration (µg/m ³)	13-mars-99 Concentration (µg/m ³)	19-mars-99 Concentration (µg/m ³)
Trichlorofluorométhane	1,50	0,05	0,05	0,05
1,1-Dichloroéthène				
Dichlorométhane	0,82	0,45	0,31	0,14
trans-1,2-Dichloroéthène				
1,1-Dichloroéthane				
cis-1,2-Dichloroéthène				
2,2-Dichloropropane				
Trichlorométhane	0,05	0,26	0,55	0,05
Bromochlorométhane				
1,1,1-Trichloroéthane	0,43	0,35	0,34	0,32
1,2-Dichloroéthane	0,03	0,03	0,03	0,03
1,1-Dichloropropène	0,05	0,05	0,08	0,03
Tétrachlorométhane	0,53	0,55	0,52	0,53
Benzène	1,82	1,25	1,48	0,70
Trichloroéthène	0,18	0,05	0,05	0,05
1,2-Dichloropropane				
Dibromométhane				
Bromodichlorométhane				
cis-1,3-Dichloropropène	0,03	0,03	0,03	0,03
trans-1,3-Dichloropropène	0,05	0,05	0,05	0,05
Toluène	6,77	2,19	2,95	1,53
1,1,2-Trichloroéthane	0,17	0,09	0,05	0,05
1,3-Dichloropropane				
Dibromochlorométhane	0,27	0,05	0,15	0,05
Tétrachloroéthène	0,40	0,12	0,21	0,12
1,2-Dibromoéthane				
Chlorobenzène				
1,1,1,2-Tétrachloroéthane				
Ethylbenzène	0,78	0,28	0,49	0,24
m+p-Xylène	2,18	1,03	1,81	0,99
Styrène	0,19	0,05	0,05	0,14
o-Xylène	0,98	0,34	0,60	0,30
Tribromométhane				
1,1,2,2-Tétrachloroéthane				
Isopropylbenzène	0,03	0,03	0,03	0,03
1,2,3-Trichloropropane	0,09	0,03	0,03	0,03
Bromobenzène				
n-Propylbenzène	0,21	0,07	0,10	0,06
2-Chlorotoluène	0,03	0,03	0,03	0,03
4-Chlorotoluène	0,03	0,03	0,03	0,03
1,3,5-Triméthylbenzène	0,21	0,03	0,14	0,03
tert-Butylbenzène	0,16	0,03	0,07	0,03
1,2,4-Triméthylbenzène	0,78	0,32	0,50	0,33
sec-Butylbenzène				
1,3-Dichlorobenzène	0,19	0,10	0,14	0,10
4-Isopropyltoluène	0,03	0,03	0,03	0,03
1,4-Dichlorobenzène	0,19	0,10	0,14	0,10
1,2-Dichlorobenzène				
n-Butylbenzène	0,03	0,03	0,03	0,03

Annexe n° 4 : Limites de détection relatives aux COV polaires (méthode TO-11)

Aldéhydes et cétone	Limite de détection* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Formaldéhyde	0,01
Acétaldéhyde	0,01
Acroléine	0,01
Acétone	0,01
Propionaldéhyde	0,01
Crotonaldéhyde	0,06
2-butanone (MEK)/butyraldéhyde	0,05
Benzaldéhyde	0,01
Isovaléraldéhyde	0,08
Valéraldéhyde	0,05
o-Tolualdéhyde	0,03
m-Tolualdéhyde	0,01
p-Tolualdéhyde	0,04
Méthyl Isobutyl cétone(MIBK)	0,08
Hexanaldéhyde	0,04
2,5-Diméthylbenzaldéhyde	0,06

* En assumant un débit de 1L/min pendant 24 heures

Annexe n° 5 : Limites de détection relatives aux COV non-polaires (méthode TO-17)

COV (non-polaires)	Limite de détection* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1-Trichlorofluorométhane	0,09
2-1,1-Dichloroéthène	0,04
3-Dichlorométhane	0,04
4-trans-1,2-Dichloroéthène	0,04
5-1,1-Dichloroéthène	0,04
6-cis-1,2-Dichloroéthène	0,04
7-2,2-Dichloropropane	0,04
8-Trichlorométhane	0,13
9-Bromochlorométhane	0,09
11-1,1,1-Trichloroéthane	0,04
12-1,2-Dichloroéthane	0,04
13-1,1-Dichloropropène	0,04
14-Tétrachlorométhane	0,04
15-Benzène	0,04
16-Trichloroéthène	0,09
17-1,2-Dichloropropane	0,04
18-Dibromométhane	0,04
19-Bromodichlorométhane	0,04
20-cis-1,3-Dichloropropène	0,04
21-trans-1,3-Dichloropropène	0,09
22-Toluène	0,04
23-1,1,2-Trichloroéthane	0,04
24-1,3-Dichloropropane	0,04
25-Dibromochlorométhane	0,09
26-Tétrachloroéthène	0,04
27-1,2-Dibromoéthane	0,04
28-Chlorobenzène	0,04
29-1,1,1,2-Tétrachloroéthane	0,09
30-Ethylbenzène	0,04
32-m+p-Xylène	0,04
33-Styrène	0,09
34-o-Xylène	0,04
35-Tribromométhane	0,09
36-1,1,2,2-Tétrachloroéthane	0,09
37-Isopropylbenzène	0,04
38-1,2,3-Trichloropropane	0,04
39-Bromobenzène	0,04
40-n-Propylbenzène	0,04
41-2-Chlorotoluène	0,04
42-4-Chlorotoluène	0,04
43-1,3,5-Triméthylbenzène	0,09
44-tert-Butylbenzène	0,04
45-1,2,4-Triméthylbenzène	0,04
46-sec-Butylbenzène	0,04
47-1,3-Dichlorobenzène	0,04
48-4-Isopropyltoluène	0,04
49-1,4-Dichlorobenzène	0,04
50-1,2-Dichlorobenzène	0,09
51-n-Butylbenzène	0,09

* En assumant un débit de 15 ml/min pendant 24 heures

Annexe n°6a : Valeurs journalières des HAP mesurés sur 24 heures à Rivière-des-Prairies du 7 décembre 1998 au 31 mars 1999

Produits ng/m³	7-déc-98	13-déc-98	19-déc-98	25-déc-98	31-déc-98	6-janv-99	12-janv-99	18-janv-99	24-janv-99	30-janv-99
Acénaphthylène	1,80	4,01	21,94	13,75	10,44	10,88	19,15	8,89	1,77	11,63
Acénaphène	0,00	1,04	3,36	2,82	3,02	3,18	6,59	2,18	0,95	2,58
Fluorène	3,20	4,65	8,49	8,06	6,22	8,97	14,04	14,54	5,75	9,54
2-Me-Fluorène	0,00	0,00	1,84	1,43	0,98	2,08	2,40	3,05	1,70	1,89
Phénanthrène	11,48	14,44	30,17	25,60	16,02	25,21	39,96	42,69	14,57	28,12
Anthracène	1,05	1,76	3,59	3,42	1,46	2,70	3,83	4,66	1,46	4,37
Fluoranthène	3,14	5,40	9,71	8,22	7,41	8,10	15,72	12,87	5,19	12,49
Pyrène	2,53	4,04	7,67	6,47	5,06	6,14	12,42	9,82	3,76	10,28
Benzo(a)Fluorène	0,37	0,54	0,82	0,87	0,63	0,55	1,32	0,88	0,36	1,44
Benzo(b)Fluorène	0,15	0,27	0,51	0,55	0,34	0,36	0,86	0,60	0,17	0,75
1-Me-Pyrène	0,20	0,32	0,51	0,52	0,32	0,37	0,88	0,56	0,18	1,06
Benzo(g,h,i)Fluoranthène	0,52	0,75	1,45	1,49	1,18	0,97	2,21	1,40	0,37	2,94
Benz(a)Anthracène	0,48	0,93	1,56	1,42	1,00	1,35	3,39	1,79	0,40	3,50
Chrysène	0,67	1,63	2,23	2,06	2,31	1,96	5,58	2,56	1,46	5,35
Triphénylène	0,17	0,40	0,63	0,57	0,56	0,81	1,56	0,68	0,41	0,00
7-Me-Benzo(a)Anthracène	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Benzo(b)Fluoranthène	1,00	2,68	2,94	2,80	2,90	3,43	8,67	4,30	2,33	6,95
Benzo(k)Fluoranthène	0,31	0,84	0,77	0,86	0,77	0,79	1,68	0,91	0,58	0,97
Benzo(e)Pyrène	0,52	1,46	1,41	1,34	1,40	1,55	3,48	1,87	1,30	3,25
Benzo(a)Pyrène	0,41	0,81	1,21	0,99	0,76	0,94	2,58	1,45	0,41	2,89
Pérylène	0,12	0,37	0,16	0,14	0,09	0,14	0,26	0,19	0,00	0,00
2-Me-Cholanthrène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indéno(1,2,3-cd)Pyrène	0,44	0,92	1,16	1,14	0,99	0,98	2,02	1,37	0,69	2,52
Dibenzo(a,c)&(a,h)Anthracène	0,06	0,15	0,15	0,14	0,12	0,15	0,32	0,19	0,13	0,32
Benzo(b)Chrysène	0,04	0,07	0,09	0,08	0,05	0,06	0,15	0,10	0,03	0,18
Benzo(g,h,i)Pérylène	0,50	0,96	1,28	1,24	1,07	1,21	2,26	1,57	0,85	2,41
Anthanthrène	0,07	0,12	0,16	0,13	0,10	0,11	0,27	0,21	0,03	0,41
Total HAP	29,25	48,57	103,81	86,11	65,23	82,95	151,63	119,34	44,85	115,89
PST($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	21,47	34,64	59,33	57,70	54,42	41,74	53,93	47,78	22,92	95,14

Annexe n°6b : Valeurs journalières des HAP mesurés sur 24 heures à Rivière-des-Prairies du 7 décembre 1998 au 31 mars 1999
(suite)

Produits ng/m ³	5-févr-99	11-févr-99	17-févr-99	23-févr-99	25-févr-99	1-mars 99	7-mars-99	13-mars-99	19-mars-99	25-mars-99	31-mars-99
Acénaphthylène	5,75	6,30	15,70	20,52	12,21	6,54	4,72	7,74	0,67	0,86	3,36
Acénaphène	1,37	2,20	4,14	2,81	6,21	2,18	1,39	1,87	0,41	0,55	0,95
Fluorène	3,78	6,71	10,32	11,56	13,21	6,40	4,12	6,00	1,28	1,54	4,16
2-Me-Fluorène	0,82	1,68	1,73	4,04	2,17	1,49	0,94	1,08	0,29	0,33	1,24
Phénanthrène	8,88	20,95	28,43	34,60	41,58	23,33	15,03	19,05	4,02	4,86	12,10
Anthracène	1,14	2,79	3,57	4,97	4,77	1,87	1,95	1,45	0,36	0,31	1,11
Fluoranthène	3,12	7,28	9,87	14,31	21,96	10,22	4,69	8,11	1,20	1,51	4,03
Pyrène	2,40	5,52	7,07	11,67	15,80	6,56	3,61	5,43	0,77	1,08	2,82
Benzo(a)Fluorène	0,31	0,61	0,80	1,54	1,81	0,66	0,42	0,43	0,06	0,08	0,34
Benzo(b)Fluorène	0,14	0,31	0,41	0,85	0,79	0,33	0,25	0,21	0,03	0,04	0,14
1-Me-Pyrène	0,19	0,36	0,48	1,02	1,16	0,29	0,25	0,20	0,03	0,05	0,19
Benzo(g,h,i)Fluoranthène	0,53	1,38	1,18	2,77	2,71	0,76	0,68	0,79	0,11	0,20	0,63
Benz(a)Anthracène	0,46	1,44	1,40	3,17	5,40	0,88	0,67	0,67	0,03	0,12	0,49
Chrysène	0,68	2,76	2,18	3,88	11,57	3,28	0,91	2,16	0,15	0,24	0,78
Triphénylène	0,15	0,54	0,50	0,00	0,00	0,84	0,20	0,52	0,05	0,06	0,22
7-Me-Benzo(a)Anthracène	0,00	0,00	0,00	0,07	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Benzo(b)Fluoranthène	0,88	3,71	2,93	3,86	16,25	5,22	1,05	3,45	0,21	0,37	1,33
Benzo(k)Fluoranthène	0,27	1,04	0,82	1,09	4,05	1,32	0,36	1,18	0,05	0,10	0,38
Benzo(e)Pyrène	0,43	1,89	1,45	1,79	7,69	2,69	0,51	1,84	0,10	0,18	0,65
Benzo(a)Pyrène	0,00	1,22	1,30	2,57	4,53	0,87	0,49	1,00	0,04	0,14	0,50
Pérylène	0,09	0,00	0,00	0,53	0,00	0,10	0,05	0,07	0,00	0,02	0,11
2-Me-Cholanthrène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indéno(1,2,3-cd)Pyrène	0,43	1,19	1,11	2,28	4,44	1,21	0,43	1,12	0,08	0,18	0,61
Dibenzo(a,c)&(a,h)Anthracène	0,05	0,16	0,16	0,30	0,72	0,21	0,05	0,15	0,00	0,00	0,07
Benzo(b)Chrysène	0,03	0,08	0,09	0,21	0,29	0,05	0,03	0,04	0,00	0,00	0,04
Benzo(g,h,i)Pérylène	0,43	1,22	1,09	2,03	4,29	1,41	0,43	1,14	0,08	0,20	0,61
Anthanthrène	0,06	0,14	0,20	0,58	0,45	0,05	0,06	0,09	0,00	0,02	0,09
Total HAP	32,40	71,50	96,91	133,00	184,08	78,76	43,32	65,78	10,01	13,04	36,97
PST(µg/m³)	75,61	77,73	79,00	110,82	95,03	25,85	24,01	37,72	30,44	41,42	132,47

Annexe n°6c : Valeurs journalières des HAP mesurés de 16 heures à minuit à Rivière-des-Prairies du 7 décembre 1998 au 31 mars 1999

Produits ng/m ³	7-déc-98	13-déc-98	19-déc-98	25-déc-98	31-déc-98	6-janv-99	12-janv-99	18-janv-99	24-janv-99	30-janv-99
Acénaphthylène	4,15	8,23	3,85	58,89	12,76	15,28	34,20	30,56	2,02	11,95
Acénaphène	1,55	1,93	0,78	8,52	3,25	5,44	4,47	4,26	1,76	2,93
Fluorène	2,99	4,06	1,79	18,07	7,27	7,24	10,32	10,36	2,42	8,62
2-Me-Fluorène	0,00	0,01	0,29	3,27	1,09	1,93	1,91	2,11	0,94	7,77
Phénanthrène	9,35	11,29	5,84	52,99	15,32	23,42	27,76	37,79	8,46	23,53
Anthracène	1,10	1,93	0,47	7,64	1,57	2,26	3,07	4,12	0,80	3,88
Fluoranthène	3,03	5,21	2,07	10,49	6,20	4,33	11,67	9,81	5,34	6,64
Pyrène	2,45	4,16	1,35	7,95	3,96	3,04	9,72	6,88	3,64	5,91
Benzo(a)Fluorène	0,44	0,60	0,18	1,13	0,58	0,31	1,30	0,67	0,30	1,14
Benzo(b)Fluorène	0,19	0,29	0,09	0,69	0,32	0,17	0,95	0,44	0,14	0,60
1-Me-Pyrène	0,23	0,36	0,09	0,63	0,25	0,24	0,99	0,46	0,13	0,77
Benzo(g,h,i)Fluoranthène	0,64	1,05	0,34	2,15	1,17	0,52	2,43	1,00	0,31	1,97
Benz(a)Anthracène	0,56	1,03	0,28	1,84	0,73	0,44	3,46	1,02	0,30	2,34
Chrysène	0,85	1,41	0,52	3,36	2,08	0,49	3,30	1,05	1,58	3,37
Triphénylène	0,20	0,35	0,23	0,99	0,65	0,30	1,06	0,68	0,42	0,73
7-Me-Benzo(a)Anthracène	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Benzo(b)Fluoranthène	1,09	1,93	0,77	4,44	2,76	1,02	5,73	2,42	2,54	4,38
Benzo(k)Fluoranthène	0,32	0,58	0,21	1,30	0,67	0,27	1,37	0,64	0,56	1,28
Benzo(e)Pyrène	0,55	0,93	0,36	2,11	1,28	0,47	2,56	1,11	1,39	2,11
Benzo(a)Pyrène	0,46	0,82	0,25	1,15	0,50	0,31	2,60	0,65	0,36	1,89
Pérylène	0,00	0,22	0,01	0,16	0,01	0,01	0,29	0,11	0,01	0,56
2-Me-Cholanthrène	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Indéno(1,2,3-cd)Pyrène	0,50	0,94	0,30	1,75	0,96	0,43	1,93	0,91	0,80	1,94
Dibenzo(a,c)&(a,h)Anthracène	0,07	0,13	0,01	0,22	0,12	0,01	0,26	0,13	0,13	0,25
Benzo(b)Chrysène	0,05	0,07	0,01	0,12	0,01	0,01	0,15	0,01	0,02	0,14
Benzo(g,h,i)Pérylène	0,54	0,98	0,32	1,89	1,02	0,53	2,11	0,96	0,86	1,90
Anthanthrène	0,08	0,17	0,01	0,19	0,08	0,01	0,27	0,11	0,03	0,31
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total HAP	31,38	48,68	20,38	191,97	64,58	68,44	133,88	118,26	35,24	96,91
PST(µg/m ³)	28,64	44,50	20,38	113,78	92,21	30,94	63,60	48,80	35,70	101,46

Annexe n°6d : Valeurs journalières des HAP mesurés de 16 heures à minuit à Rivière-des-Prairies du 7 décembre 1998 au 31 mars 1999

Produits ng/m ³	5-févr-99	11-févr-99	17-févr-99	23-févr-99	25-févr-99	01-mars-99	07-mars-99	13-mars-99	19-mars-99	25-mars-99	31-mars-99
Acénaphthylène	8,82	11,27	24,06	25,18	24,68	11,53	6,39	12,64	2,01	2,88	11,58
Acénaphène	2,01	4,02	7,47	7,17	3,75	6,48	2,38	4,25	0,83	0,94	2,79
Fluorène	5,17	7,96	14,97	13,00	14,89	8,40	5,59	9,82	1,76	1,84	6,62
2-Me-Fluorène	1,00	1,30	5,44	5,24	2,26	1,66	1,37	2,01	0,40	0,39	1,49
Phénanthrène	12,33	22,27	39,73	35,27	51,93	33,88	19,27	32,16	6,11	6,80	22,42
Anthracène	1,70	2,35	5,37	5,55	7,62	2,36	2,25	2,60	0,51	0,36	2,79
Fluoranthène	4,73	7,32	12,75	16,65	23,51	15,50	6,15	13,64	1,93	2,37	6,83
Pyrène	3,56	5,24	9,61	14,51	18,06	9,43	4,54	8,81	0,98	1,50	4,54
Benzo(a)Fluorène	0,51	0,65	1,33	2,18	2,41	0,85	0,60	0,78	0,06	0,11	0,54
Benzo(b)Fluorène	0,22	0,32	0,70	1,22	1,20	0,42	0,34	0,39	0,01	0,06	0,23
1-Me-Pyrène	0,32	0,37	0,84	1,63	1,44	0,32	0,39	0,34	0,01	0,07	0,29
Benzo(g,h,i)Fluoranthène	1,04	1,17	2,11	2,93	3,36	1,01	0,99	1,56	0,14	0,32	1,06
Benz(a)Anthracène	0,81	1,09	2,60	4,18	4,98	1,16	1,07	1,29	0,01	0,18	0,67
Chrysène	1,38	2,26	2,94	3,92	6,88	6,09	1,38	4,82	0,21	0,38	1,34
Triphénylène	0,30	0,56	0,54	0,70	1,64	1,87	0,42	1,39	0,09	0,13	0,35
7-Me-Benzo(a)Anthracène	0,01	0,01	0,01	0,08	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Benzo(b)Fluoranthène	1,84	2,98	3,74	4,63	8,68	10,21	1,65	8,39	0,35	0,64	2,16
Benzo(k)Fluoranthène	0,51	0,76	1,09	1,36	2,52	2,48	0,52	1,92	0,07	0,17	0,53
Benzo(e)Pyrène	0,88	1,47	1,76	2,22	4,22	5,27	0,77	4,18	0,16	0,30	1,03
Benzo(a)Pyrène	0,56	0,84	2,15	3,50	4,10	0,95	0,65	1,86	0,01	0,22	0,50
Pérylène	0,18	0,01	0,55	0,66	1,03	0,11	0,08	0,15	0,01	0,01	0,20
2-Me-Cholanthrène	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Indéno(1,2,3-cd)Pyrène	0,86	1,04	2,18	2,69	3,29	2,14	0,68	2,29	0,12	0,30	1,01
Dibenzo(a,c)&(a,h)Anthracène	0,11	0,14	0,28	0,37	0,50	0,38	0,08	0,30	0,01	0,01	0,12
Benzo(b)Chrysène	0,06	0,01	0,20	0,30	0,32	0,01	0,01	0,08	0,01	0,01	0,01
Benzo(g,h,i)Pérylène	0,86	1,04	2,07	2,79	3,34	2,47	0,65	2,37	0,12	0,32	0,91
Anthanthrène	0,09	0,10	0,36	0,79	0,62	0,01	0,10	0,15	0,01	0,01	0,01
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total HAP	49,86	76,55	144,84	158,73	197,24	124,97	58,33	118,19	15,85	20,28	69,99
PST(µg/m ³)	132,39	105,48	129,29	164,92	81,47	53,61	51,21	76,49	57,85	60,95	86,56