

166023

Canada

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Laurier Poissant, Jean-François Koprivnjak
et Martin Fecteau



Mars

TD
427
.A84
P65
2000
c.1

Environnement Canada Environnement Canada

Saint-Laurent
Vision 2000

**Publié avec l'autorisation du ministère de l'environnement
©Ministre des Approvisionnement et Services Canada, 2000
No de catalogue : En56-137/1999F
ISBN : 0-662-83784-3**

TD
427
AB4
P65
2000
e.1

Liste des réviseurs externes

Dr Marcel Baril
(Université Laval)

Dr Ray Hoff (Service de l'environnement
atmosphérique - Downsview)

Dr Steve Beauchamp
(Service de l'environnement
atmosphérique- Région Atlantique)

Dr Keith Puckett (Service de
l'environnement atmosphérique -
Downsview)

Dr Patrick Béron
(Université du Québec à Montréal)

Dr Marius Lachance
(Institut national de recherche
scientifique, INRS-EAU)

Dr Claude Delisle
(École Polytechnique, Université de
Montréal)

Dr Enricho Torslachi
(Université du Québec à Montréal)

Dr Charles Gobeil
(Pêches et Océans- Rimouski)

M. Luke Trip
Environnement Canada - Ottawa

Dr Michèle Heitz
(Université de Sherbrooke)

CENTRE DE DOCUMENTATION CSL
105, McGill, 2ième étage
Montréal (Québec) H2Y 2E7
Tél.: (514) 283-2762
Fax: (514) 283-7166
29|03|01

Remerciements

Ce rapport de recherche sur les substances toxiques aéroportées dans la vallée du Saint-Laurent ne serait être complet sans avoir adressé des remerciements aux différentes personnes liées de près ou de loin à la réalisation de ce projet. Ainsi, les auteurs voudraient remercier Messieurs Gérald Vigeant, Jean Tremblay, Marc Besner, Ken Lum, René Servranckx, Richard Matthieu, Alain Casimir, Martin Pilote et Bruno Harvey d'Environnement Canada, ainsi que les Drs Jacques Turcotte, de l'Université de Laval, et Michel Bertrand, de l'Université de Montréal, ainsi que leur personnel pour le support d'analyse chimique. Des remerciements spéciaux sont également adressés au Service de l'Environnement Atmosphérique à Downsview ainsi qu'à Madame Sylvia Cussion du Ministère de l'Environnement de l'Ontario, attachée au réseau des Grands Lacs "*Integrated Atmospheric Deposition Network*", pour les services de contrôle de la qualité qui ont été gracieusement prêtés à ce projet. Des remerciements sont adressés aux réviseurs externes pour leurs contributions et apports de commentaires judicieux. Finalement, des remerciements à tous les gestionnaires du Plan d'Action SLV2000 pour les crédits qui ont soutenu le projet.

CENTRE DE DOCUMENTATION CSL
101 McGill, 3ième étage
Montréal (Québec) H3T 2E2
Tél.: (514) 393-5166
Fax: (514) 393-7166

Avant-Propos

Le suivi des substances toxiques aéroportées au Canada a pris son élan, il y a environ deux décennies, par l'entremise de différentes initiatives de recherche et de monitoring liées à la problématique des Grands Lacs et de l'Arctique canadien. Face à cette reconnaissance des impacts de plus en plus reconnus des voies atmosphériques dans la contamination des écosystèmes, il a été entrepris au cours du Plan d'Action Saint-Laurent Vision 2000 de scruter l'atmosphère et d'étudier l'impact de celle-ci sur l'environnement du fleuve Saint-Laurent.

Le présent rapport constitue une première québécoise en matière de suivi des substances toxiques aéroportées. Bien que des efforts aient été accomplis antérieurement ou parallèlement à cette étude au Québec, notamment en ce qui a trait aux milieux urbains et industriels, les résultats présentés dans ce rapport sont pour la plupart novateurs et inédits pour et dans un contexte de milieu dit de "bruit de fond". Il est à souligner qu'hormis toute la pléiade de données scientifiques recueillies, une infrastructure complète a été mise en place. Ainsi un réseau d'échantillonnage constitué de trois stations maîtresses a été établi le long des rives du Saint-Laurent, de Saint-Anicet à Mingan. Ce réseau couvre tant les aspects du transport à longue distance en provenance de l'Amérique du Nord ou de l'Eurasie, que d'émissions de sources domestiques ou régionales.

La production scientifique liée directement à ce projet peut être jugée colossale compte tenu des ressources humaines et budgétaires. L'ensemble des réalisations a donné lieu à une quinzaine d'articles scientifiques, une vingtaine de présentations, onze rapports internes, trois maîtrises de recherche, un doctorat ainsi que quatre subventions de recherche liées à la problématique. De plus, plusieurs stagiaires du milieu collégial (3) et universitaire (5) sont venus accroître et parfaire leurs connaissances en cours de projet (voir annexe A1).

Il est finalement à souligner l'importance de l'héritage scientifique engendré par cette initiative et espérer que les principaux points soulevés par cette recherche puissent être précurseurs de nouvelles initiatives toutes aussi enrichissantes collectivement et que des suites d'aide à la prise de décision soient mises en place afin de mettre à profit ces connaissances à travers l'Action.

Page blanche / blank page

Liste des réviseurs externes	i
Remerciements	ii
Avant-propos	iii
Table des matières	v
Liste des figures	vi
Liste des tableaux	xii
Sommaire	xvi

Table des matières

	page
Chapitre 1 - Objectifs	1
Chapitre 2 - Problématique générale	4
Références	9
Chapitre 3 - Paramètres chimiques scrutés et leurs propriétés chimiques	11
3.1 Concentrations atmosphériques ailleurs en Amérique du Nord	13
3.1.1 Éléments traces inorganiques	13
3.1.2 Les composés organiques	29
3.2 Propriétés physico-chimiques	50
Références	64
Chapitre 4 - Localisation des stations et méthodes d'échantillonnage	74
Références	78
Chapitre 5 - Méthodes analytiques	79
5.1 Substances organiques	79
5.1.1 Schéma analytique	79
5.1.2 Préparation des supports d'échantillonnage	80
5.1.3 Extraction des supports d'échantillonnage	80
5.1.4 Fractionnement	81
5.1.5 Description de l'analyse chromatographique	82
5.2 Substances inorganiques	84
5.2.1 Échantillonnage et procédure analytique des métaux traces et ions majeurs	84
Références	86

Chapitre 6 - Procédures d'assurance et de contrôle de la qualité	87
6.1 <i>Contrôle externe de la qualité</i>	87
6.1.1 <i>Suivi par Environnement Canada</i>	87
6.1.2 <i>Étude inter-laboratoire de l' "Integrated Atmospheric Deposition Network" (IADN)</i>	87
6.2. <i>Description des procédures interne d'assurance et de contrôle de la qualité.</i>	88
6.2.1 <i>Contrôle des procédures analytiques pour les analyses organiques par l'Université de Montréal- Laboratoire du Dr Michel Bertrand.</i>	88
6.2.1.1 <i>Contrôle des supports d'échantillonnage</i>	88
6.2.1.2 <i>Contrôle du prélèvement</i>	89
6.2.1.3 <i>Contrôle du traitement préparatif des échantillons</i>	89
6.2.1.4 <i>Contrôle de l'analyse chromatographique</i>	90
6.2.1.5 <i>Contrôle de la procédure globale d'analyse</i>	91
6.2.2 <i>Contrôle des procédures analytiques pour les analyses inorganiques par l'Université Laval- Laboratoire du Dr Jacques Turcotte</i>	91
6.2.2.1 <i>Contrôle interne</i>	92
6.2.2.2 <i>Contrôle entre laboratoire</i>	92
6.2.2.3 <i>Contrôle d'assurance de la qualité</i>	92
6.2.2.4 <i>Bilan ionique</i>	92
<i>Références</i>	94
Chapitre 7 - Présentation des données	95
7.1 <i>Statistiques sommaires</i>	95
7.2 <i>Variations spatiales</i>	118
7.3 <i>Facteurs d'enrichissement à la croûte terrestre</i>	128
7.4 <i>Variations temporelles</i>	130
7.5 <i>Rose de concentration des polluants</i>	143
7.5.1 <i>Méthodologie de la présentation des données</i>	143
7.5.2 <i>Résultats</i>	144
<i>Références</i>	154
Chapitre 8 - Modélisation des dépôts atmosphériques	156
8.1 <i>Description du modèle</i>	156
8.1.1 <i>Régions considérées</i>	158
8.1.2 <i>Algorithmes de calcul et hypothèses</i>	161
8.1.3 <i>Marges d'erreur du modèle de déposition</i>	173
8.2 <i>Résultats et discussion</i>	174
8.2.1 <i>Dépôts sur l'ensemble du bassin</i>	174
8.2.2 <i>Dépôt sur le plan d'eau du Saint-Laurent</i>	202
8.3 <i>Conclusions</i>	205
<i>Références</i>	206

Chapitre 9 - Évaluation et application d'un modèle de fugacité	209
9.1 Introduction	209
9.2 Sites et Méthodes	209
9.2.1 Description du modèle CHEMCAN	209
9.2.2 Sites et méthodes d'échantillonnages	211
9.2.3 Méthode d'évaluation du modèle	211
9.3 Résultats et Discussion	213
9.3.1 Limites du modèle	213
9.3.2 Capacité du modèle CHEMCAN pour estimer les concentrations dans l'air et l'eau	214
9.3.3 Capacité du modèle CHEMCAN à estimer les émissions des contaminants à partir des concentrations dans l'air et dans l'eau	216
9.4 Conclusions	217
Références	220
Chapitre 10 - Modèle de reconnaissance des sources potentielles	222
10.1 Introduction	222
10.2 Méthode	222
10.3 Résultats et discussion	225
10.4 Conclusions	235
Références	260
Chapitre 11 - Le cycle du mercure atmosphérique	263
11.1 Les concentrations de mercure atmosphérique au Québec	264
11.2 Résultats et discussion	265
11.2.1 Série temporelle des mesures mercurielles	267
11.2.2 Les processus complexes inhérents au cycle de vie du mercure atmosphérique	269
11.2.3 Mesure d'échange gazeux du mercure entre le sol, l'air et l'eau	272
11.3 Conclusions	277
Références	278
Chapitre 12 - Conclusions	281
Chapitre 13 - Recommandations	285
A1 - Liste des productions scientifiques au cours du projet sur la contamination atmosphérique au fleuve Saint-Laurent	292
A2 - Organigramme des annexes incluses dans le disque compact	298

Liste des figures

	page
Figure 2.1	4
Figure 2.2	7
Figure 4.1	74
Figure 5.1	81
Figure 5.2	82
Figure 5.3	85
Figure 5.4	85
Figure 6.1	90
Figure 7.1	119
Figure 7.1	120
Figure 7.2	121
Figure 7.3	122
Figure 7.3	123
Figure 7.4	124
Figure 7.5	125
Figure 7.6	126
Figure 7.7	127
Figure 7.8	127
Figure 7.9	130
Figure 7.10	133
Figure 7.11	134
Figure 7.11	135
Figure 7.12	136
Figure 7.12	137

Figure 7.13	Variation médiane mensuelle des métaux traces dans les précipitations à Villeroy pour la période de 1993 à 1996	138
Figure 7.14	Variation médiane mensuelle des HAP (phénanthrène, anthracène, fluoranthène, benzo(a)pyrène, pyrène) l'air à Villeroy pour la période de 1993 à 1996	139
Figure 7.15	Variation médiane mensuelle des HAP (phénanthrène, anthracène, fluoranthène, benzo(a)pyrène, pyrène) l'air à Villeroy pour la période de 1993 à 1996	139
Figure 7.16	Variation médiane mensuelle de certains organochlorés l'air à Villeroy pour la période de 1993 à 1996	140
Figure 7.17	Variation médiane mensuelle de certains organochlorés les précipitations à Villeroy pour la période de 1993 à 1996	141
Figure 7.18	Exemple de relation entre les COSV (log conc.) et la température réciproque.	142
Figure 7.19	Roses des vents associées aux roses de concentrations pour l'ensemble du réseau	145
Figure 7.20	Roses de concentration à Saint-Anicet (inorganiques)	146
Figure 7.21	Roses de concentration à Saint-Anicet (organiques)	147
Figure 7.22	Roses de concentration à Saint-Anne de Bellevue (inorganiques)	148
Figure 7.23	Roses de concentration à L'Assomption (inorganiques)	149
Figure 7.24	Roses de concentration à Villeroy (inorganiques)	150
Figure 7.25	Roses de concentration à Villeroy (organiques)	151
Figure 7.26	Roses de concentration à Mingan (inorganiques)	152
Figure 7.27	Roses de concentration à Mingan (organiques)	153
Figure 8.1	Zones d'influence sont associées aux stations d'échantillonnage des substances toxiques aéroportées	160
Figure 8.2	Carte des dépôts atmosphériques annuels du calcium sur le bassin du Saint-Laurent	176
Figure 8.3	Carte des dépôts atmosphériques annuels du magnésium sur le bassin du Saint-Laurent	177
Figure 8.4	Carte des dépôts atmosphériques annuels des chlorures sur le bassin du Saint-Laurent	178
Figure 8.5	Carte des dépôts atmosphériques annuels du sodium sur le bassin du Saint-Laurent	179
Figure 8.6	Carte des dépôts atmosphériques annuels du potassium sur le bassin du Saint-Laurent	180
Figure 8.7	Carte des dépôts atmosphériques annuels des nitrates sur le bassin du Saint-Laurent	181
Figure 8.8	Carte des dépôts atmosphériques annuels des sulfates sur le bassin du Saint-Laurent	182
Figure 8.9	Carte des dépôts atmosphériques annuels de l'ammonium sur le bassin du Saint-Laurent	183
Figure 8.10	Carte des dépôts atmosphériques annuels de l'aluminium sur le bassin du Saint-Laurent	184

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Figure 8.11	Carte des dépôts atmosphériques annuels de l'arsenic sur le bassin du Saint-Laurent	185
Figure 8.12	Carte des dépôts atmosphériques annuels du cadmium sur le bassin du Saint-Laurent	186
Figure 8.13	Carte des dépôts atmosphériques annuels du chrome sur le bassin du Saint-Laurent	187
Figure 8.14	Carte des dépôts atmosphériques annuels du cuivre sur le bassin du Saint-Laurent	188
Figure 8.15	Carte des dépôts atmosphériques annuels du manganèse sur le bassin du Saint-Laurent	189
Figure 8.16	Carte des dépôts atmosphériques annuels du nickel sur le bassin du Saint-Laurent	190
Figure 8.17	Carte des dépôts atmosphériques annuels du plomb sur le bassin du Saint-Laurent	191
Figure 8.18	Carte des dépôts atmosphériques annuels du sélénium sur le bassin du Saint-Laurent	192
Figure 8.19	Carte des dépôts atmosphériques annuels du zinc sur le bassin du Saint-Laurent	193
Figure 8.20	Carte des dépôts atmosphériques annuels de B(a)P sur le bassin du Saint-Laurent	194
Figure 8.21	Carte des dépôts atmosphériques annuels du phénanthrène sur le bassin du Saint-Laurent	195
Figure 8.22	Carte des dépôts atmosphériques annuels du pyrène sur le bassin du Saint-Laurent	196
Figure 8.23	Carte des dépôts atmosphériques annuels du α -HCH sur le bassin du Saint-Laurent	197
Figure 8.24	Carte des dépôts atmosphériques annuels du lindane sur le bassin du Saint-Laurent	198
Figure 8.25	Carte des dépôts atmosphériques annuels du HCB sur le bassin du Saint-Laurent	199
Figure 8.26	Dynamique temporelle et spatiale du pyrène dans le fleuve	200
Figure 8.27	Exemple typique de la dynamique temporelle et spatiale du HCB dans le fleuve	201
Figure 10.1	Carte des sources potentielles d'arsenic à Villeroy	236
Figure 10.2	Carte des sources potentielles d'arsenic à Mingan	237
Figure 10.3	Carte des sources potentielles de cadmium à Villeroy	238
Figure 10.4	Carte des sources potentielles de cadmium à Mingan	239
Figure 10.5	Carte des sources potentielles de chrome à Villeroy	240
Figure 10.6	Carte des sources potentielles de chrome à Mingan	241
Figure 10.7	Carte des sources potentielles du cuivre à Villeroy	242
Figure 10.8	Carte des sources potentielles du cuivre à Mingan	243
Figure 10.9	Carte des sources potentielles du manganèse à Villeroy	244
Figure 10.10	Carte des sources potentielles du manganèse à Mingan	245
Figure 10.11	Carte des sources potentielles du nickel à Villeroy	246

Figure 10.12	Carte des sources potentielles du nickel à Mingan	246
Figure 10.13	Carte des sources potentielles du plomb à Villeroy	248
Figure 10.14	Carte des sources potentielles du plomb à Mingan	249
Figure 10.15	Carte des sources potentielles du sélénium à Villeroy	250
Figure 10.16	Carte des sources potentielles de sélénium à Mingan	251
Figure 10.17	Carte des sources potentielles du zinc à Villeroy	252
Figure 10.18	Carte des sources potentielles du zinc à Mingan	253
Figure 10.19	Carte des sources potentielles du α -HCH à Villeroy	254
Figure 10.20	Carte des sources potentielles du α -HCH à Mingan	255
Figure 10.21	Carte des sources potentielles du lindane à Villeroy	256
Figure 10.22	Carte des sources potentielles du lindane à Mingan	257
Figure 10.23	Carte des sources potentielles du HCB à Villeroy	258
Figure 10.24	Carte des sources potentielles du HCB à Mingan	259
Figure 11.1	Sources nord-américaines de mercure atmosphérique en 1990	265
Figure 11.2	Roses des vents, du mercure et de l'ozone à Saint-Anicet et Mingan	266
Figure 11.3	Sources potentielles de mercure atmosphérique affectant la région de Saint-Anicet (1994 à 1996)	268
Figure 11.4	Séries temporelles du mercure atmosphérique mesuré à Saint-Anicet et Mingan	269
Figure 11.5	Concentration saisonnière du mercure dans les eaux de précipitation	272
Figure 11.6	Techniques de mesure des flux de mercure	273
Figure 11.7	Mesure des flux de mercure entre le sol et l'air et comparaison de deux méthodes, la chambre à flux dynamique et le système micrométéorologique	274
Figure 11.8	La mesure des échanges air-eau du mercure au lac Saint-François	274
Figure 11.9	Cycle diurne des flux de mercure (sol-air)	275
Figure 11.10	Flux de mercure mesuré sur le fleuve (air-eau)	275
Figure 11.11	Mécanismes physico-chimiques probables lors d'échanges gazeux mercuriels à l'interface air-eau	276
Figure 11.12	Le bilan régional du mercure dans le haut Saint-Laurent	277

Liste des tableaux

	page
Tableau 3.1	Liste de composés (air et précipitation) 11
Tableau 3.2	Niveaux acceptables (mg/m ³) d'éléments trace dans l'air exprimés comme le seuil de nocivité (SN), le seuil limite moyen pondéré par le temps (SLM) (pour une exposition de 8 hres/jr ou 40 hres/sem), et la DL _{0,05} (dose à laquelle il y a une augmentation de 5 % de mortalité due au cancer) 12
Tableau 3.3	Seuils toxiques des pesticides organochlorés : SLM (seuil limite moyen pondéré par le temps) pour une exposition de 8 hres/jr, 5 jrs/sem sans effets nocifs; CQA (consommation quotidienne acceptable); DL _{0,05} (dose à laquelle il y a une augmentation de 5 % de mortalité de rats ou de souris due au cancer) 12
Tableau 3.4	Description des composés ciblés 13
Tableau 3.5	Concentrations d'éléments traces inorganiques trouvées dans l'air échantillonné en milieu rural et éloigné en Amérique du Nord 20
Tableau 3.6	Concentrations d'éléments traces dans les précipitations échantillonnées aux sites ruraux en Amérique du Nord 25
Tableau 3.7	Concentrations de HAP en phase particulaire (pg/m ³) aux sites ruraux en Amérique du Nord 30
Tableau 3.8	Concentrations de HAP dans la phase gazeuse (pg/m ³) aux sites ruraux en Amérique du Nord 33
Tableau 3.9	Concentrations de HAP dans les précipitations (ng/L) aux sites ruraux en Amérique du Nord 36
Tableau 3.10	Concentrations de pesticides organochlorés dans l'air (pg/m ³) en milieu rural et éloigné 41
Tableau 3.11	Concentrations de pesticides organochlorés dans les précipitations (ng/L) en milieu rural et éloigné 43
Tableau 3.12	Concentrations moyennes des congénères de BPC dans l'air (phase gazeuse, pg/m ³) en milieu rural et éloigné 46
Tableau 3.13	Concentrations de BPC dans les précipitations (ng/L). Le nombre de congénères n'est pas spécifié pour le BPC total 48
Tableau 3.14	Propriétés physico-chimiques des éléments traces 51
Tableau 3.15	Propriétés physico-chimiques des HAP, des pesticides organochlorés et des congénères de BPC 52
Tableau 3.16	Rapports de lessivage pour des éléments traces inorganiques 55
Tableau 3.17	Lessivage théorique ($\omega = RT/H$) (25°C) et W (pluie/air) pour certains contaminants organiques 56
Tableau 3.18	Tension de vapeur liquide (p°_L en Pa) calculée à trois températures pour certains HAP, pesticides organochlorés et congénères de BPC 58
Tableau 3.19	Fraction d'un contaminant dans la phase particulaire (ϕ) à trois températures pour certains HAP, pesticides organochlorés et congénères de BPC 60

Tableau 3.20	Demi-vie atmosphérique (photolyse) pour certains HAP et pesticides organochlorés (EPA, 1989)	62
Tableau 3.21	Temps de vie photochimique (jours) dans l'atmosphère pour certains HAP, pesticides organochlorés et congénères de BPC	63
Tableau 4.1	Liste des instruments d'échantillonnage et fréquences d'échantillonnage	77
Tableau 5.1	Liste des analytes choisis	79
Tableau 5.2	Ions utilisés pour fin de quantification par GC/MS des produits chlorés	83
Tableau 5.3	Ions utilisés pour fin de quantification des HAP	83
Tableau 7.1	Concentration en ions dans les précipitations ($\mu\text{g/L}$)	
Tableau 7.1a	Saint-Anicet	96
Tableau 7.1b	Sainte-Anne-de-Bellevue	96
Tableau 7.1c	L'Assomption	97
Tableau 7.1d	Villeroy	97
Tableau 7.1e	Mingan	98
Tableau 7.2	Concentration en ions dans l'air (phase particulaire) (ng/m^3)	
Tableau 7.2a	Saint-Anicet	99
Tableau 7.2b	Sainte-Anne-de-Bellevue	99
Tableau 7.2c	L'Assomption	99
Tableau 7.2d	Villeroy	99
Tableau 7.2e	Mingan	99
Tableau 7.3	Concentration en métaux dans les précipitations ($\mu\text{g/L}$)	
Tableau 7.3a	Saint-Anicet	100
Tableau 7.3b	Sainte-Anne-de-Bellevue	100
Tableau 7.3c	L'Assomption	101
Tableau 7.3d	Villeroy	101
Tableau 7.3e	Mingan	102
Tableau 7.4	Concentration en métaux dans l'air (phase particulaire) (ng/m^3)	
Tableau 7.4a	Saint-Anicet	103
Tableau 7.4b	Sainte-Anne-de-Bellevue	103
Tableau 7.4c	L'Assomption	104
Tableau 7.4d	Villeroy	104
Tableau 7.4e	Mingan	105
Tableau 7.5	Concentration en HAP dans l'air (phase gazeuse - pg/m^3)	
Tableau 7.5a	Saint-Anicet	106
Tableau 7.5b	Villeroy	106
Tableau 7.5c	Mingan	107
Tableau 7.6	Concentration en HAP dans l'air (phase particulaire - pg/m^3)	
Tableau 7.6a	Saint-Anicet	108
Tableau 7.6b	Villeroy	108
Tableau 7.6c	Mingan	109

Tableau 7.7	Concentration en HAP dans les précipitations (ng/L)	
Tableau 7.7a	Saint-Anicet	110
Tableau 7.7b	Villeroy	110
Tableau 7.7c	Mingan	111
Tableau 7.8	Concentration en organochlorés dans l'air (phase gazeuse - pg/m ³)	
Tableau 7.8a	Saint-Anicet	112
Tableau 7.8b	Villeroy	112
Tableau 7.8c	Mingan	113
Tableau 7.9	Concentration en organochlorés dans l'air (phase particulaire - pg/m ³)	
Tableau 7.9a	Saint-Anicet	114
Tableau 7.9b	Villeroy	114
Tableau 7.9c	Mingan	115
Tableau 7.10	Concentration en organochlorés dans les précipitations (pg/L)	
Tableau 7.10a	Saint-Anicet	116
Tableau 7.10b	Villeroy	116
Tableau 7.10c	Mingan	117
Tableau 8.1	Substances toxiques inorganiques considérées dans la modélisation des dépôts atmosphériques	157
Tableau 8.2	Substances toxiques organiques considérées dans la modélisation des dépôts atmosphériques	157
Tableau 8.3	Périodes d'échantillonnage par station et type de toxique	158
Tableau 8.4	Zones d'influence des stations d'échantillonnage et sections du fleuve Saint-Laurent correspondantes	159
Tableau 8.5	Zones d'influence des stations d'échantillonnage et sous-bassins hydrographiques correspondants	159
Tableau 8.6	Vitesses de déposition particulaire choisies	163
Tableau 8.7	Facteurs de correction de V_d en fonction de la température	164
Tableau 8.8	Facteurs de correction de V_d en fonction de la hauteur de rugosité du milieu selon les saisons	164
Tableau 8.9	Facteurs de correction de V_d en fonction de la hauteur de rugosité et de la température	165
Tableau 8.10	Site des mesures de concentration des composés organiques dans l'air et dans l'eau servant à la modélisation des échanges gazeux	168
Tableau 8.11	Périodes d'échantillonnage des composés organiques dans l'air (phase gazeuse) et l'eau (phase dissoute)	169
Tableau 8.12	Concentration dissoute dans le fleuve (pg/L) utilisées pour chacune des régions modélisées	170
Tableau 8.12	(suite) Concentration dissoute dans le fleuve (pg/L) utilisées pour chacune des régions modélisées	171
Tableau 8.13	Valeurs de D_a et α_x utilisées dans le modèle	172
Tableau 8.14	Constante d'Henry (Pa m ³ /mol) en fonction de la température	172
Tableau 8.15	Correction de la constante d'Henry (Pa m ³ /mol) en fonction de la salinité	173

Tableau 8.16	Déposition atmosphérique des éléments traces sur le Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996)	203
Tableau 8.17	Déposition atmosphérique des ions majeurs sur le Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996)	203
Tableau 8.18	Déposition atmosphérique des organochlorés sur le Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996)	204
Tableau 8.19	Déposition atmosphérique des HAP sur le Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996)	204
Tableau 9.1	Propriétés physico-chimiques (20°C) des HAP et pesticides organochlorés employés lors de l'évaluation du modèle CHEMCAN.	212
Tableau 9.2	Flux et concentrations dans l'air et l'eau advectés dans le domaine et employés par le modèle CHEMCAN	213
Tableau 9.3	Comparaison des concentrations dans l'air et l'eau estimées par le modèle et observées dans l'air à Villeroy en 1992 (moyenne annuelle) et dans le fleuve Saint-Laurent (plusieurs études).	215
Tableau 9.4	Effet d'une modification de certains paramètres employés par le modèle sur les concentrations	218
Tableau 9.5	Présentation des différents scénarios de simulation appliqués au modèle CHEMCAN.	219
Tableau 10.1	Description des procédures d'échantillonnages, Villeroy et Mingan.	223
Tableau 11.1	Statistiques sommaires des concentrations (ng/m ³) de gazeuse mercurielle au quart journalier (six heures) au Québec.	266
Tableau 11.2	Comparaison des concentrations de mercure dans les précipitations à différents endroits de l'est de l'Amérique du Nord.	271

Page blanche / blank page

Sommaire

L'air et l'eau sont des lieux privilégiés dans lesquels les substances, toxiques et non toxiques, circulent et interagissent. Ce projet d'acquisition de connaissances sur les substances toxiques aéroportées et effectué dans le cadre du Plan d'Action Saint-Laurent Vision 2000 (SLV 2000) illustre hors de tout doute cet état de fait.

La connaissance exacte et précise du cycle des substances toxiques aéroportées est indispensable aux gestionnaires qui devront élaborer des stratégies environnementales visant à éliminer ou du moins diminuer les effets de cette pollution dans la vallée du Saint-Laurent.

Ainsi, l'étude entreprise dans le cadre de SLV 2000 vise cinq objectifs principaux pouvant rendre des outils d'aide à la prise de décision :

- i) Déterminer les concentrations de substances toxiques cibles dans l'air et les précipitations au-dessus du bassin du Saint-Laurent;*
- ii) Estimer les dépôts annuels de ces substances le long du fleuve;*
- iii) Évaluer la distribution spatio-temporelle de ces dépôts;*
- iv) Déterminer leur origine probable;*
- v) Estimer la contribution de la contamination atmosphérique à la contamination chimique du Saint-Laurent.*

En plus de ces objectifs principaux, d'autres objectifs se sont ajoutés au cours du projet tels que le développement technologique et la formation de jeunes scientifiques dans le domaine des substances toxiques aéroportées.

Les cycles de vie atmosphériques des substances toxiques

L'étude présente les résultats d'analyse de composés semi-volatils toxiques (HAP, BPC et pesticides organochlorés) et de métaux traces (mercure, plomb, cadmium, par exemple) dans l'atmosphère québécoise mesurés en milieu rural et périurbain (Saint-Anicet, Sainte-Anne-de-Bellevue, L'Assomption, Villeroy et Mingan) entre les années 1993 et 1996. Dans l'ensemble, les valeurs des concentrations rencontrées dans les précipitations et dans l'air sont à l'intérieur des fourchettes des valeurs comparables mesurées ailleurs en milieu rural en Amérique du Nord.

La bulle urbaine de Montréal (zone du grand Montréal) ajoute en général à la dégradation de la qualité de l'air par l'émission de composés toxiques. Le plomb, l'arsenic, le cadmium, le manganèse, le nickel et le zinc sont tous mobilisés par les activités industrielles, domestiques et de transport du grand Montréal.

La source responsable des concentrations de lindane dans l'atmosphère est locale et serait reliée à la culture du maïs. Le lindane est un des principaux insecticides utilisés au Canada, particulièrement pour protéger les semences dans la culture du maïs. Les données indiquent un pic maximal de lindane dans l'atmosphère au cours du mois de mai, époque de l'année où le maïs est cultivé.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (ex : phénanthrène et pyrène) majoritairement associés à la combustion incomplète ou à certains procédés industriels seraient principalement d'origine locale, puisque leur temps de vie est relativement court dans l'air. Cependant, leur transport sur de longues distances est possible par les nuages où leur temps de vie, en phase aqueuse, est plus grand. Les concentrations de HAP sont plus importantes à l'entrée du couloir fluvial, soit à Saint-Anicet, que partout ailleurs le long du réseau d'échantillonnage.

Certains biphényles polychlorés (BPC) pourraient migrer du sol vers l'atmosphère en période estivale. Un ajout spontané est mesuré au printemps et à l'automne. Bien que cette dynamique soit encore mal comprise, des phénomènes cycliques, tels la chute des feuilles et la micticité des lacs, pourraient favoriser leur déplacement dans les réservoirs environnementaux et leur circulation dans l'atmosphère. Encore une fois, la station de Saint-Anicet enregistre les concentrations en BPC les plus importantes dans l'air.

De façon intrigante et surprenante, les concentrations de BPC, et de quelques autres organochlorés, sont importantes dans les eaux de précipitation à Mingan. La station de Mingan, la plus septentrionale du réseau, pourrait être affectée par du transport à longue distance en provenance de l'Eurasie. Le transport de polluants en provenance de l'Eurasie à travers l'Arctique canadien a été démontré dans le cadre du Programme sur les Contaminants du Nord (PCN).

Par ailleurs, des composés tels les hexachlorobenzènes (HCB) et α -hexachlorocyclohexane (α -HCH) pourraient être associés au phénomène de "distillation globale" et au transport à longue distance en provenance de certains pays d'Asie, notamment l'Inde et la Chine. Leurs concentrations dans l'air sont à toutes fins pratiques similaires pour toutes les stations le long du fleuve Saint-Laurent.

Les secteurs urbains, industriels et ruraux ont tous une part d'imputabilité et de responsabilité face à la problématique des substances toxiques aéroportées.

Des processus complexes

Les mécanismes de lessivage des polluants par les précipitations sont complexes. Pour certains composés, l'adéquation du rapport de lessivage avec le modèle de solubilisation basé sur la constante d'Henry peut être avancée, pour d'autres non. Deux phénomènes peuvent être attribuables à cette discordance, soit la dépendance de la constante d'Henry avec la température, qui rend difficile l'évaluation adéquate de ω (coefficient de lessivage), et/ou le lessivage de particules atmosphériques riches en composés organiques semi-volatils (COSV) fixes non échangeable.

Le mercure est principalement présent dans l'atmosphère sous forme gazeuse. Certaines recherches ont visé à quantifier les échanges de ce métal lourd entre le sol et l'air ainsi qu'entre l'eau et l'air. Il est possible de mesurer de façon précise le mercure dans l'air et l'eau, car les techniques analytiques sont au point et disponibles. Les données recueillies à Saint-Anicet ont mené à des résultats très informatifs. Les données accumulées au cours de l'été 1995 aux sites terrestres et aquatiques de Saint-Anicet indiquent que l'action du vent est sans doute ce qui différencie le plus les flux air-sol des flux air-eau. Le vent favorise l'évasion du mercure dans le sol vers l'atmosphère, alors qu'au-dessus de l'eau, c'est le contraire. L'évasion du mercure contenu dans l'eau vers l'atmosphère sera plus prononcée lorsque la couche d'air située immédiatement au-dessus de l'eau (de 0 à 100 cm) connaît des conditions stables et que des processus REDOX (oxydoréduction) sont opérants. Les échanges sol/air sont de 6 à 8 fois plus importants que les échanges eau/air. Les flux sont à leur apogée pendant le jour, à la fois entre le sol et l'air et entre l'eau et l'air. Le mercure, une fois pénétré dans l'eau du fleuve est piégé et devient disponible pour s'accumuler dans les sédiments, le biota ou être transporté vers le Golfe Saint-Laurent.

Les dépôts atmosphériques

L'estimation des dépôts par extrapolation de certains résultats sur de plus grands ensembles est réalisée pour les métaux lourds et pour certains composés organiques. Les résultats démontrent que la bulle urbaine de Montréal contribue en une augmentation des dépôts toxiques au fleuve.

Les substances organiques semi-volatiles peuvent être échangées d'un réservoir à un autre (du fleuve vers l'atmosphère ou vice versa), en fonction des concentrations mesurées dans l'air et dans l'eau et de leur fugacité. Ces échanges fluctuent dans l'espace et dans le temps. Ainsi, certains composés transitent dans l'eau du fleuve en sous-saturation par rapport à leur phase gazeuse dans l'air (e.g., le pyrène), alors que pour d'autres, des conditions de sursaturation prévalent (HCB).

La cartographie des sources potentielles

Pour la plupart des composés cibles, des cartes de sources potentielles ont été dessinées à l'aide des données de rétro-trajectoires et des mesures chimiques aux stations, permettant de déterminer l'origine potentielle des substances. Le but de ces recherches est de connaître le lien existant entre la source des polluants et leur milieu récepteur en vue de mieux contrôler la situation. À titre d'exemple, cet outil de modélisation a permis de corroborer que les émissions de mercure de l'Est des États-Unis d'Amérique affectent les concentrations de mercure atmosphérique dans la vallée du Saint-Laurent.

Dans l'ensemble, l'étude révèle des données inédites qui ont permis de mettre en lumière des aspects particuliers du cycle de vie des substances toxiques aéroportées dans la vallée du Saint-Laurent. Ce rapport et l'ensemble des publications scientifiques inhérentes au projet ne sont que le prélude d'une masse d'information encore à élucider et qui, on l'espère, pourra émerger dans un avenir rapproché.

Pensons globalement, agissons localement est un paradigme fondamental à la réussite d'une mitigation des effets des substances toxiques sur l'environnement. "*Pensons globalement*" implique une connaissance de l'impact que nous avons sur notre milieu et de l'impact qu'ont les zones avoisinantes sur le nôtre.

Ce rapport consiste en un outil d'aide à la décision. Il sera intéressant de suivre les actions qui en découleront dans le contrôle et la mitigation des impacts des substances toxiques aéroportées sur l'environnement.

Chapitre 1 - Objectifs

L'air et l'eau sont des lieux privilégiés dans lesquels les substances, toxiques et non toxiques, circulent et interagissent. Dans le cadre du Plan d'Action Saint-Laurent Vision 2000 (SLV 2000), il a donc été prévu de réaliser des travaux de recherche afin de connaître avec plus de précision la teneur et la quantité des polluants atmosphériques présents dans l'air et les précipitations sur le bassin du Saint-Laurent.

Trois familles de composés organiques (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, Pesticides organochlorés et Biphénylpolychlorés) ainsi que plusieurs métaux (e.g., cadmium, cuivre, mercure, plomb, zinc) et un métalloïde (arsenic) sont scrutés.

Cette connaissance est indispensable aux gestionnaires qui devront élaborer des stratégies environnementales en vue d'éliminer ou du moins diminuer les effets de cette pollution dans la vallée du Saint-Laurent.

L'étude entreprise dans le cadre de SLV 2000 vise cinq objectifs principaux :

- i) Déterminer les concentrations de substances toxiques cibles dans l'air et les précipitations au-dessus du bassin du Saint-Laurent;*
- ii) Estimer les dépôts annuels de ces substances le long du fleuve;*
- iii) Évaluer la distribution spatio-temporelle de ces dépôts;*
- iv) Déterminer leur origine probable;*
- v) Estimer la contribution de la contamination atmosphérique à la contamination chimique du Saint-Laurent.*

Ces objectifs sont couverts par les treize chapitres de ce rapport qui présentent cinq ans de travaux de recherche, et qui synthétisent une pléiade d'information relative aux substances toxiques. S'ajoutent à ce rapport, une quinzaine d'articles scientifiques publiés dans divers journaux nationaux et internationaux qui viennent étayer l'information; d'autres seront rédigés ultérieurement.

Le chapitre deux présente la problématique générale relative aux processus des substances toxiques aéroportées dans l'environnement.

Le chapitre trois, en plus de faire une présentation des divers paramètres ciblés par cette étude, fait une revue de la littérature en termes de caractérisation des paramètres et des propriétés chimiques qui leur sont associées ainsi que les concentrations rencontrées ailleurs en Amérique du Nord.

Le chapitre quatre présente les stations d'échantillonnage utilisées au cours du projet et offre une description sommaire de leur environnement.

Les chapitres cinq et six présentent les méthodes analytiques et les programmes d'assurance et de contrôle de la qualité des échantillonnages et des analyses. Il est primordial d'obtenir des données de qualité, représentatives le plus possible des conditions environnementales prévalantes.

Le chapitre sept constitue un des chapitres charnières de ce rapport. Il vise à présenter les données en termes de statistiques sommaires, de comparaisons spatio-temporelles et de roses des polluants, en plus de décrire sommairement les processus inhérents à la dynamique environnementale des diverses substances étudiées.

Également dans cette optique, le chapitre huit fait la présentation d'un modèle simple de dépôts atmosphériques sur l'ensemble du bassin versant ainsi que sur le plan d'eau du fleuve Saint-Laurent jusqu'au Golfe inclusivement. Ici, il ne faut pas prendre le sens "modèle simple" comme simpliste mais plutôt dans le sens de simplification des phénomènes physiques et chimiques complexes liés à la dynamique des substances toxiques et à leur déposition.

Le chapitre neuf est à ce titre complémentaire à l'effort précédent en explorant et appliquant un modèle de fugacité sur des conditions et paramétrisations adaptées au sud du Québec. L'utilisation du modèle a permis, dans certains cas, de valider certaines observations empiriques.

La contribution atmosphérique à la pollution du fleuve Saint-Laurent et la connaissance du cycle de vie des substances toxiques dans la vallée du Saint-Laurent sont d'une grande importance pour les décideurs. Les trois chapitres (observations et modélisations) précédents le confirment. *Pensons globalement, agissons localement* est un paradigme fondamental à la réussite d'une mitigation des effets des substances toxiques sur l'environnement. "*Pensons globalement*" implique une connaissance de l'impact que nous avons sur notre milieu et de l'impact qu'ont les zones avoisinantes sur le nôtre.

Le chapitre dix vise à reconnaître les sources potentielles contribuant aux apports toxiques dans la vallée du Saint-Laurent. L'application d'un modèle source-récepteur basé sur les observations chimiques et les rétro-trajectoires nous permet d'identifier des zones locales, régionales et continentales affectant la qualité de la composante atmosphérique de notre environnement global.

Le chapitre onze fait exclusivement place au mercure. Le mercure est l'un des composés toxiques les plus néfastes pour notre environnement. L'atmosphère est la principale et la plus efficace voie de transfert du mercure dans l'environnement. Le mercure fut également utilisé comme élément clé dans le développement de nouvelles technologies

de mesure environnementale. Ce développement technologique fut reconnu sur la scène internationale par une participation à une inter-comparaison, regroupant six équipes de recherche (États-Unis, Allemagne, Suède, Canada) portant sur les techniques de mesure de flux de mercure à Reno (Nevada) en septembre 1997. Grâce aux opportunités de recherche suscitées par SLV 2000 sur le mercure atmosphérique, ce chapitre présente quelques aspects de ces activités.

Les chapitres douze et treize tentent de tirer une conclusion aux travaux de SLV 2000 des cinq dernières années sur les substances toxiques aéroportées et de recommander des avenues de recherche ultérieures.

L'annexe A1 dresse la liste des productions scientifiques découlant directement ou indirectement du projet.

Finalement, l'annexe A2 présente l'organigramme du contenu du disque compact qui regroupe diverses informations complémentaires au rapport.

Chapitre 2 - Problématique générale

L'activité humaine et les phénomènes naturels génèrent et mobilisent des substances chimiques toxiques qui pénètrent dans l'environnement. L'atmosphère et l'hydrosphère sont des lieux privilégiés via lesquels ces substances circulent et interagissent. Plusieurs études mettent en lumière l'importance des voies atmosphériques dans la détérioration de l'environnement. L'acidification des lacs au Canada et en Scandinavie (Bobée *et al.*, 1982; Henriksen, 1979), la pollution de l'Arctique canadien (Barrie *et al.*, 1992; Bidleman *et al.*, 1989; 1995), la contamination des rivières du Nord québécois (Poissant et Béron, 1993) et des Grands Lacs (Strachan et Eisenreich, 1990) sont quelques exemples concrets de ces interactions. L'atmosphère constitue, d'une part un réservoir dans lequel les polluants se déplacent par advection et diffusion. D'autre part, elle constitue un puits chimique et physique plus ou moins important par lequel les polluants sont transformés et/ou déposés.

La répartition des éléments traces et des composés organiques dans l'atmosphère est déterminée par des facteurs physiques et chimiques tels que les conditions météorologiques, la taille des particules, la déposition sèche et humide, la répartition entre les phases gazeuses et particulaires, les réactions avec les oxydants (e.g., l'hydroxyle, l'ozone et les radicaux azotés), les réactions photochimiques, ainsi que la nature et la source des polluants (figure 2.1).

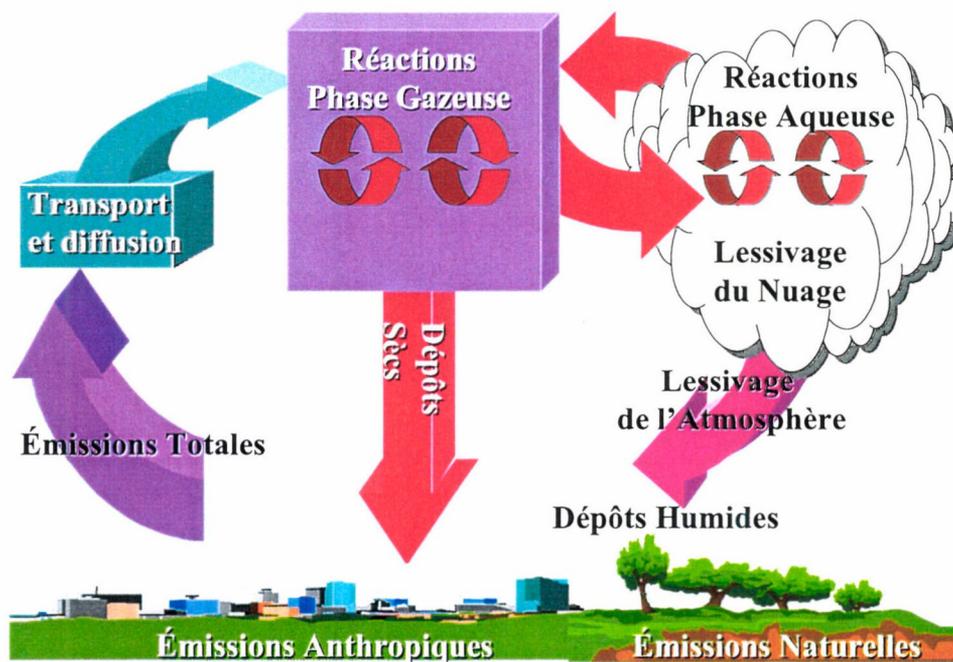


Figure 2.1 Cycle des polluants toxiques atmosphériques.

Les polluants peuvent circuler dans l'atmosphère sous diverses phases : gazeuse, aérosols ou particules. La répartition des éléments et composés en phase particulaire dans l'atmosphère est affectée par la taille des particules, que l'on divise en trois classes : le mode noyaux d'Aitken ($< 0,1 \mu\text{m}$ en diamètre), le mode d'accumulation ($0,1 - 2 \mu\text{m}$) et le mode grossier ($> 2 \mu\text{m}$). Les particules du mode noyaux d'Aitken agissent comme des gaz et ils sont sujets à la déposition par diffusion brownienne. Les particules du mode d'accumulation ont le temps de résidence atmosphérique le plus long. La gravité a peu d'effet sur ces particules et leur vitesse de déposition est inférieure à celle des particules des autres modes. Cette zone s'appelle le vide de Greenfield ("Greenfield gap"). Ces particules sont éliminées principalement de l'atmosphère par la déposition humide lors de la formation des gouttelettes de nuages (*rainout*). Les particules de taille grossière ont un temps de résidence atmosphérique de courte durée vu qu'elles sont attirées par la force gravitationnelle (déposition sèche) peu après avoir été émises (Müller, 1982) et ce, en accord avec la loi de Stokes. Les particules sont aussi sujettes aux phénomènes physiques tels que les processus météorologiques (e. g., stabilité, précipitation) (Bodek *et al.*, 1988).

En raison de leur tension de vapeur et de leur temps de vie différents, les polluants volatils ont plus ou moins tendance à se disperser dans l'environnement et à y persister. Par exemple, les composés organiques semi-volatils (COSV), qui ont des tensions de vapeur se situant entre 10^{-4} et 10^{-11} atm., subissent généralement des changements de phase dans l'atmosphère en fonction des températures ambiantes. Ces changements de phase permettent aux molécules d'être préférentiellement "sorbées" (absorbées/adsorbées) aux surfaces, diluées dans l'air ou partagées entre les deux phases (Bidleman, 1988). Junge (1977) a proposé un modèle sur le partage des COSV entre leur phase gazeuse (g) et particulaire (p) exprimé par l'équation 1 :

$$\phi = p / (p+g) \approx c\Theta / (p^\circ + c\Theta) \quad (1)$$

où ϕ est la fraction particulaire du COSV dans l'air, c est une constante ($1,7\text{E}-04 \text{ atm.cm}$), Θ est la surface spécifique moyenne des aérosols (cm^2/cm^3) dans l'air et p° la tension de vapeur saturante (atm).

La répartition d'un composé entre les phases gazeuses et particulaires est fonction de la nature de la particule ainsi que des propriétés du composé. Les COSV associés à des particules atmosphériques peuvent être dans la fraction non échangeable (fixée), i.e. adsorbées aux sites actifs de la particule ou enrobés à l'intérieur de la matrice particulaire. Ils peuvent également être dans une fraction échangeable (volatile) en équilibre avec la phase gazeuse tel que décrit selon l'équation de Clausius-Clayperon (Bidleman, 1988).

Ces composés peuvent également suivre une dynamique dite de distillation globale : ils peuvent être volatilisés dans les régions tempérées ou tropicales et être transportés par le vent vers des régions plus froides pour se condenser sur les surfaces (Mackay *et al.*, 1986; 1992; Pankow, 1993).

Le mercure atmosphérique suit également une dynamique similaire au COSV et fait d'ailleurs l'objet d'un chapitre spécifique (chapitre 11).

Les puits atmosphériques chimiques, qui amènent une décomposition des molécules dans l'air, sont régis par des réactions en phase homogène et/ou hétérogène (Finlayson-Pitts et Pitts, 1988). Le premier type de réaction, beaucoup plus important et mieux documenté, procède par deux voies. La photolyse, dont le taux de réaction suit une cinétique du premier ordre (équation 2), pourrait constituer un premier puits d'importance pour les espèces dont la zone actinique correspond au rayonnement ultraviolet ($\lambda = 290-320$ nm) pénétrant la basse atmosphère (tels les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)) :

$$\frac{\partial [\text{Molécules}]}{\partial t} = -K_p [\text{Molécules}] \quad (2)$$

où K_p est la constante photolytique (1/s), $[\text{Molécules}]$ la concentration du COSV et t le temps.

Pour certaines formes moléculaires, l'oxydation constitue également un puits d'importance dont la cinétique réactionnelle dans la troposphère est généralement du second ordre (équation 3) (Arey *et al.*, 1986)

$$\frac{\partial [\text{Molécules}]}{\partial t} = -K_{ox} [\text{Oxydant}] [\text{Molécules}] \quad (3)$$

où K_{ox} est la constante d'oxydation et $[\text{Oxydant}]$, la concentration de l'oxydant. À titre d'exemple, une concentration en OH \cdot de 4E05 molécules/cm³ (0,015 ppt) (moyenne pour 24 heures) limite le temps de vie photochimique du phénanthrène à environ 2,2 jours ($K_{\text{phén.}}/[\text{OH}\cdot]$) dans la région de Villeroy (Poissant *et al.*, 1994a).

Ainsi, ce puits, en relation avec le transport moyen des masses d'air (925 millibar) rencontrées au centre de la vallée du Saint-Laurent, limite l'origine des zones émettrices potentielles du phénanthrène, par exemple, à quelques centaines de kilomètres du lieu de réception (figure 2.2). D'autres espèces moins réductrices pourraient avoir des temps de vie chimique beaucoup plus longs, les prédisposant ainsi au transport à longue distance (e.g., Hexachlorobenzène, Biphényles polychlorés).

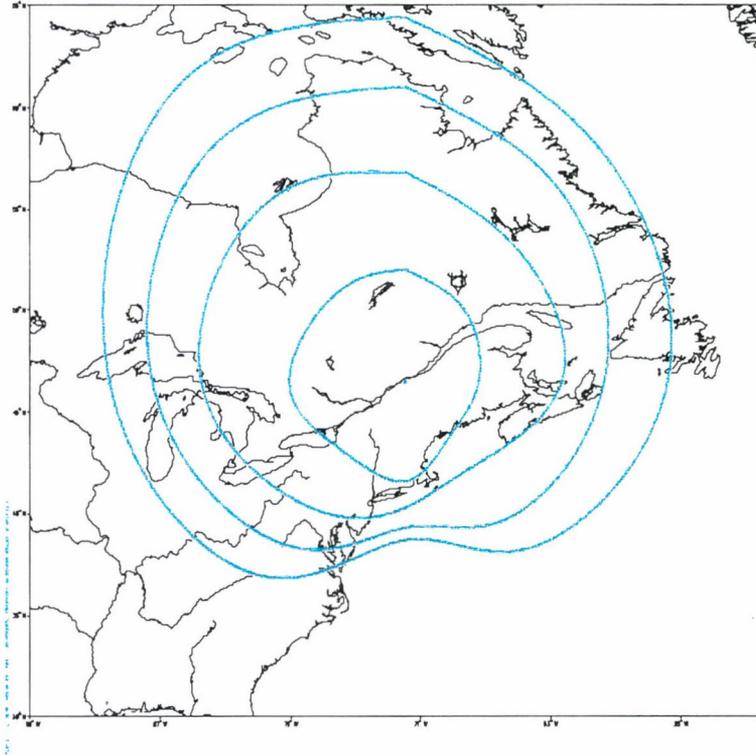


Figure 2.2 Régions de sources atmosphériques basées sur les rétro-trajectoires de 5 jours à 925 mb. Les lignes de contours représentent la médiane des rétro-trajectoires à toutes les 24 heures.

Également, comme mentionné ci-dessus, les COSV peuvent se condenser sur les surfaces (sol ou particule) en fonction de la température selon une relation typique de Clausius-Clapeyron (Bidleman, 1988) exprimée comme suit :

$$\log P = m/T + b \quad (4)$$

où P est la tension de vapeur (atm), T la température (Kelvin) et m et b des constantes. Ils peuvent aussi être adsorbés en suivant une relation illustrée par Pankow (1993), ou encore être injectés directement dans l'atmosphère lors d'activités spécifiques telles que l'agriculture.

Les précipitations sont d'importants mécanismes de lessivage (élimination) des particules atmosphériques. Elles peuvent agir par lessivage interne (*in-cloud scavenging*), piégeage des particules lors de formation des gouttelettes et/ou par lessivage externe (*below-cloud scavenging*), captage et entraînement des particules par les précipitations lors de leur chute (Poissant et Béron, 1991 et 1994; Poissant *et al.*, 1994b). Quant aux gaz, leur incorporation dans les précipitations est normalement régie par leur constante d'Henry. Le rapport de lessivage théorique (ω) qui détermine la solubilité d'un gaz dans les précipitations est un bon indicateur des processus mis en présence dans le lessivage atmosphérique des COSV par les précipitations. Ce dernier devrait évaluer, pour des composés dont le coefficient de partage (ϕ) et la constante d'Henry (H) sont faibles, le rapport (W_v) entre la concentration des composés dans les précipitations et la concentration dans l'air (phase gazeuse), tel que :

$$\omega = RT/H \quad \approx \quad W_v = \frac{[\text{précipitation}]}{[\text{phase gazeuse}]} \quad (5)$$

où R ($8.21E-05 \text{ atm. m}^3/\text{mol/K}$) est la constante des gaz parfaits, T la température ($^{\circ}\text{K}$), et H la constante d'Henry ($\text{atm.m}^3/\text{mol}$).

Théoriquement, pour des composés ayant une constante d'Henry élevée, la dissolution dans les gouttelettes de pluie est négligeable et seule la fraction particulaire peut contribuer à l'enrichissement des concentrations dans les précipitations. Dans ce cas, le coefficient W_p ($[\text{précipitation}]/[\text{air}]_{\text{particule}}$) est hautement variable et est contrôlé par des facteurs météorologiques et par la géométrie des particules (Bidleman, 1988). La constante d'Henry est fortement dépendante de la température; H diminue par un facteur 2 à chaque diminution de 5°C de la température (Eastcott *et al.*, 1988).

Ainsi, les divergences entre les valeurs expérimentales et théoriques pourraient s'expliquer en partie par un manque d'adéquation de la température ou par la présence dans l'atmosphère de formes de COSV fixes et non échangeables. Ceci favoriserait la forme particulaire des COSV au détriment de sa phase gazeuse indépendamment de leur tension de vapeur, les équations 1 et 4 deviendraient inopérantes.

Les mécanismes de déposition gazeuse et particulaire sont décrits au chapitre 8.

Références

Arey J., B. Zielinska, R. Atkinson, A.M. Winer, T. Ramdahl et J.N. Pitts (1986), The formation of nitro-PAH from the gas-phase reactions of fluoranthene and pyrene with the OH radical in the presence of NO_x. *Atmospheric Environment*, 20(12) : 2339-2345.

Barrie L.A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, R. Shearer, B. Tracey, et T. Bidleman (1992), Arctic contaminants : sources, occurrence and pathways. *The Science of the Total Environment*, 122:1-74.

Bidleman T.F. (1988), Atmospheric processes : wet and dry of organic compounds are controlled by their vapor-particle partitioning. *Environ. Sci. & Technol.*, 4 : 361-367.

Bidleman T.F., G.W. Patton, M.D. Walla, B.T. Hargrave, W.P. Vass, P. Erickson, B. Fowler, V. Scott, et D.J. Gregor (1989), Toxaphene and other organochlorines in Arctic Ocean fauna : evidence for atmospheric delivery, *Arctic*, 42 : 307-313.

Bidleman T.F., et L.L. McConnell (1995), A review of field experiments to determine air-water gas exchange of persistent organic pollutants, *The Science of the Total Environ.*, 159 : 101-117.

Bobée B., Y. Grimard, M. Lachance, et A. Tessier (1982), *Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec*. Rapport scientifique No 140 pour le ministère de l'Environnement du Québec, Service de la Qualité des eaux, 246 p.

Bodek I., W.J. Lyman, W.F. Reehl et D.H. Rosenblatt (1988), *Environmental inorganic chemistry: Properties, processes and estimation methods*, Tome 1, Pergamon Press Inc., 1045 p.

Eastcott L., W.Y. Shiu, et D. Mackay (1988), Environmentally relevant physical-chemical properties of hydrocarbons : a review of data and development of simple correlations. *Oil & Chemical Pollution* 4:191-216.

Finlayson-Pitts B.J., et J.N. Pitts (1988), *Atmospheric Chemistry : Fundamental and experimental techniques*. John Wiley & Sons, New York, 1095 p.

Henriksen A. (1979), A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwaters. *Nature*, 278 : 542-545.

Junge C.E. (1977), *Basic considerations about trace constituents in the atmosphere as related to the fate of global pollutants*. In : Fate of pollutants in the air and water environments (Ed. Suffet), part I, p. 7-26, John Wiley, New York.

Mackay D., S. Paterson, et W.H. Schroeder (1986), Model describing the rates of transfer processes of organic chemicals between atmosphere and water. *Environ. Sci. & Technol.* 20 : 810-816.

Mackay D., W.Y. Shiu, et K.C. Ma (1992), *Illustrated Handbook of Physical- Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals*. vol 1, Lewis Publishers, Boca Raton, 245p.

Pankow J.F. (1993), A simple box model for the annual cycle of partitioning of semi-volatile organic compounds between the atmosphere and the earth's surface. *Atmospheric Environment*, 27A(7) : 1139-1152.

Poissant L., et P. Béron (1991), Hypothèses relatives à la contamination de la pluie sur l'île de Montréal. *Sciences et techniques de l'eau*, 24(2) : 167-173.

Poissant L., et P. Béron (1993), Mise en évidence d'une contamination atmosphérique des eaux de surface au nord du 55^e parallèle québécois. *Sciences et Techniques de l'Eau*, 26(1) : 13-19.

Poissant L., et P. Béron (1994), Parameterized rainwater quality model in urban environment. *Atmospheric Environment*, 28(2) : 305-310.

Poissant L., J.F. Koprivnjak, M. Besner, J. Tremblay et K. Lum (1994a), Mesure de substances toxiques aéroportées à Villeroy (Québec) pour l'année 1992. *Compte rendu du 6e colloque sur les substances toxiques, Montréal, 10 et 11 mai 1994*, p. 257-278.

Poissant L., J.P. Schmit, et P. Béron (1994b), Trace inorganic elements in rainfall in the Montreal Island. *Atmospheric Environment*, 28 : 339-346.

Strachan W.M.J. et S.J. Eisenreich (1990), Mass balance accounting of chemicals in the Great Lakes. In : *Long Range Transport of Pesticides* (D.A. Kurtz, editor), p. 291-301.

Chapitre 3 - Paramètres chimiques scrutés et leur propriétés

L'objectif de ce chapitre est de fournir aux scientifiques et intervenants impliqués dans le domaine des substances toxiques aéroportées une référence concise de la littérature récente et pertinente portant sur les régions rurales et éloignées en Amérique du Nord. Le tableau 3.1 donne la liste des composés organiques et inorganiques dont les propriétés physico-chimiques et les concentrations autant dans l'air que dans les précipitations seront examinées dans la présente revue.

Tableau 3.1 Liste de composés (air et précipitation)

Éléments traces inorganiques	Composés traces organiques		
	HAP	BPC	Pesticides organochlorés
Al (aluminium)*	Acénaphène	congénères 77, 101, 105, 138, 118, 126, 128, 169 180	α -HCH γ -HCH (lindane) γ -chlordan p,p'-DDE p,p'-DDT HCB mirex
As (arsenic)	Acénaphthylène		
Cd (cadmium)	Anthracène		
Cr (chrome)	Benzo(a)anthracène		
Cu (cuivre)	Benzo(b)fluoranthène		
Fe (fer)*	Benzo(k)fluoranthène		
Hg (mercure)	Benzo(ghi)perylène		
Mn (manganèse)	Benzo(a)pyrène		
Ni (nickel)	Benzo(e)pyrène		
Pb (plomb)	Chrysène		
Se (sélénium)	Dibenzo(ah)anthracène		
Zn (zinc)	Fluoranthène		
Ions majeurs*	Fluorène		
	Indéno(123-cd)pyrène		
	Phénanthrène		
	Pyrène		

* ne sont pas toxiques mais sont mesurés pour des fins de comparaison

Les métaux traces ainsi que les composés organiques sont des substances dont le degré de toxicité est variable. Des seuils de toxicité sont présentés pour certains éléments traces inorganiques (tableau 3.2) et certains pesticides organochlorés (tableau 3.3).

Tableau 3.2 Niveaux acceptables (mg/m³) d'éléments trace dans l'air exprimés comme le seuil de nocivité (SN), le seuil limite moyen pondéré par le temps (SLM) (pour une exposition de 8 hres/jr ou 40 hres/sem), et la DL_{0,05} (dose à laquelle il y a une augmentation de 5 % de mortalité due au cancer)

Élément trace	SN	SLM	DL _{0,05}
Al		10000 ^e (poussières)	
As		10 ^e	
Cd		10 ^e	5,1 ^{a, f}
Cr		500 (métal); 50 (VI) (sol.); 10 (VI) (ins.) ^e	4,6 ^a ; 0,66 ^a (VI)
Cu		1000 (poussières); 200 (vapeurs) ^e	
Fe		5000 ^e (vapeurs d'oxyde)	
Hg	50 ^b - 25 ^c	200 ^e	
Mn	5000 ^c	40-1000 ^{a, g}	
Ni	1000(sol.); 10000 (ins.) ^a	50 ^e (sol. et insol.)	
Pb		50 ^e	
Se		200 ^e	
Zn		5000-10000 ^{d, e} (vapeurs et poussières de ZnO)	

a: EC et SC (1994a; 1994b;1994c); b: ATSDR (1992) - moyenne pondérée par le temps pour une exposition chronique (> 364 jours) au Hg métallique; c: Stokes et al. (1988); d: ATSDR (1989): pour oxyde de zinc; e: ACGIH (1993); f: pour chlorure de cadmium; g: combinaison de composés solubles de nickel contenant de l'oxygène et du soufre.

Tableau 3.3 Seuils toxiques des pesticides organochlorés : SLM (seuil limite moyen pondéré par le temps) pour une exposition de 8 hres/jr, 5 jrs/sem sans effets nocifs; CQA (consommation quotidienne acceptable); DL_{0,05} (dose à laquelle il y a une augmentation de 5 % de mortalité de rats ou de souris due au cancer)

Pesticide	SLM ^{a, d} air (mg/m ³)	SLM ^a eau (mg/L)	CQA ^b (mg/kg)	DL ^b _{0,05} (mg/kg)
lindane	0,5	0,005	0,008	88 - 270
chlordan	0,5	0,003	0,0005	457 - 590
DDT	1	0,05	0,02 ^c	113 - 118
HCB	-	-	0,0006 ^c	-
Mirex	-	-	-	600

a: Durham (1976)

b: Pesticide Manual (1991)

c: mortel à 500 mg/kg (Merck Index, 1983)

d: ACGIH (1993)

3.1 Concentrations atmosphériques ailleurs en Amérique du Nord

La plupart des contaminants ciblés dans cette recherche font l'objet de nombreuses études depuis quelques années et ce pour différents écosystèmes (Grands Lacs et Arctique, notamment). Ces données sont répertoriées dans plusieurs bases de données ou littératures. Toutefois, elles ne sont pas nécessairement comparables étant donné que les méthodes d'échantillonnages et d'analyses changent et s'améliorent avec le temps. De plus, le fait que certains contaminants tels que le DDT et les BPC soient bannis depuis trois décennies peut résulter en des concentrations décroissantes dans le temps. Afin de minimiser ce biais, seulement les données ultérieures à 1980 sont colligées.

3.1.1 Éléments traces inorganiques

Le tableau 3.4 donne une description signalétique pour chacun des composés inorganiques ciblés, tandis que les concentrations d'éléments traces inorganiques dans l'air et les précipitations sont présentées aux tableaux 3.5 et 3.6, respectivement.

Tableau 3.4 Description des composés traces ciblés

Aluminium	
Concentration dans la croûte terrestre	88 000 mg/kg ^a
Principales utilisations	Fabrication de pièces d'avion, d'ustensiles, d'alliages dentaires, de conducteurs électriques, d'explosifs; composante de l'acier. ^a
Principales sources d'émissions atmosphériques	Fonderies d'aluminium, production d'alliages contenant de l'aluminium, mines à ciel ouvert et centrales thermiques au charbon. ^b
Concentrations atmosphériques (rural)	5 - 841 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	3 - 350 µg/L

Arsenic

Concentration dans la croûte terrestre	1,8 mg/kg. ^a
Principales utilisations	Préparation de certains colorants et produits médicaux, durcissement de certains alliages de cuivre et de plomb, fabrication de certains types de verre. Composés d'arsenic: pesticides, herbicides et préservatifs. ^a
Principales sources	Combustibles fossiles (charbon en particulier), production d'or, de fer, d'acier, de zinc et de nickel.
Concentrations atmosphériques (rural)	0,12 – 6,46 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	0,039 – 0,36 µg/L

Cadmium

Concentration dans la croûte terrestre	0,2 mg/kg. ^a
Principales utilisations	Placage de métaux, fabrication de colorants, de piles Ni-Cd, de plastiques, de certaines pièces électroniques, de lubrifiants, de produits photographiques, de verre, de céramiques et de certains biocides. ^c
Principales sources	Anthropiques: combustibles fossiles, incinération de déchets solides, production de Cu et de Ni, fabrication de peinture, d'alliages, de piles et de plastiques, détérioration de métaux plaqués, épandage d'engrais, de pesticides et de boues contenant du Cd. Naturelles: érosion, feux de forêts, volcans. ^c
Concentrations atmosphériques (rural)	0,04 – 1,17 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	< 0,04 – 1,70 µg/L

Chrome

Concentration dans la croûte terrestre	100-300 mg/kg. ^a
Principales utilisations	Chromage d'alliages, peintures, teintures, explosifs, papier, éléments chauffants et réfrigérants, certains pesticides et engrais. ^a
Principales sources	Chromage, production de ferrochrome, combustion de charbon et de pétrole, production de ciment.
Concentrations atmosphériques (rural)	0,06 – 1,9 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	0,05 – 1,04 µg/L

Cuivre

Concentration dans la croûte terrestre	70 mg/kg. ^a
Principales utilisations	Placage de métaux, fabrication de fils électriques, alliages (bronze et laiton), matériaux photographiques, pesticides, peintures, industries textiles et des arts, construction. ^c
Principales sources	Principalement industrielles, incluant les mines, les raffineries, les fonderies, les fileries de fils de Cu, la production de fer et d'acier et la combustion du charbon. Autres sources anthropiques: fongicides et pesticides Naturelles: poussières, exsudats végétaux, embruns marins, particules volcaniques. ^d
Concentrations atmosphériques (rural)	0,4 – 15,9 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	0 – 12,0 µg/L

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Fer

Concentration dans la croûte terrestre	50 000 mg/kg. ^a
Principales utilisations	Fabrication d'acier et d'autres alliages. ^{a, e}
Principales sources	Industries métallurgiques, mines de minerai de fer.
Concentrations atmosphériques (rural)	6 - 311 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	4,3 – 360 µg/L

Mercure

Concentration dans la croûte terrestre	0,5 mg/kg. ^a
Principales utilisations	Extraction d'or et d'argent des minerais, fabrication de chlore, d'hydroxyde de sodium, de peintures, de pâtes et papier, de matériaux électroniques, de piles, de lampes fluorescentes et à la vapeur mercurielle, de thermomètres, baromètres, hydromètres, pyromètres, de plombages dentaires, de miroirs, de certains produits pharmaceutiques, et de pesticides agricoles (maintenant banni). ^{a, c}
Principales sources	Anthropiques: Centrales thermiques, incinérateurs municipaux, affinage du zinc. Naturelles: évapotranspiration des feuilles, décomposition végétale, évaporation des sols, processus géothermiques, volcans. ^f
Concentrations atmosphériques (rural)	1,3 – 13,3 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	0,002 – 0,04 µg/L

** Le mercure atmosphérique est principalement sous forme élémentaire vapeur, mais proche de sites industriels, la portion aérosol peut-être non négligeable. Il est estimé que les sources naturelles et anthropiques émettent les mêmes quantités de Hg dans l'atmosphère. Les formes atmosphériques de Hg peuvent subir des réactions d'oxydation et de réduction. La forme élémentaire de Hg a un temps de résidence atmosphérique de 6 à 24 mois, mais probablement seulement quelques heures dans les nuages où il sera oxydé par l'ozone en phase aqueuse. La concentration du bruit de fond des formes vapeur est ~1,5 ng/m³, mais près des sources ponctuelles ou un volcan actif, peut atteindre 1 500 à 1 900 ng/m³.^c (voir au chapitre 11).

Manganèse

Concentration dans la croûte terrestre	850 mg/kg. ^a
Principales utilisations	Fabrication d'acier, d'alliages, piles sèches, peintures, vernis, encres, teintures, verre, céramique, allumettes, engrais. ^{a, c} Le MMT (méthylcyclopentadiényle manganèse tricarbonyle), dérivé organique de Mn, est utilisé au Canada depuis 1976 dans l'essence comme agent antidétonant, remplaçant le plomb. ^g
Principales sources	Écoulement acide des mines, industries de l'acier et du fer, émissions d'automobiles.
Concentrations atmosphériques (rural)	0,1 – 16,3 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	0,5 - 18 µg/L

Le manganèse est un élément nutritif essentiel. Il est trouvé naturellement dans toutes les plantes, les animaux, et dans l'eau.

Nickel

Concentration dans la croûte terrestre	180 mg/kg. ^a
Principales utilisations	Fabrication d'acier inoxydable et d'autres alliages, catalyseur dans certains procédés industriels, raffinement du pétrole, centrales nucléaires, moteurs de turbine à gaz, contenants de cryogénie, systèmes anti-pollution. ^c
Principales sources	Anthropiques: combustibles fossiles (source principale), exploitation de minerais de Ni, raffineries et fonderies, production d'alliages, procédés de placage des métaux. ^c Naturelles: sols mis en circulation par le vent, volcans, embruns marins, feux de forêts, exsudats végétaux.
Concentrations atmosphériques (rural)	0,14 – 2,0 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	0,2 – 10,0 µg/L

Plomb

Concentration dans la croûte terrestre	20 mg/kg. ^a
Principales utilisations	Batteries et agents chimiques, placage d'autres métaux, métallurgie, matériaux de construction, fabrication de teintures, équipement électronique, plastiques, boucliers thermiques, munitions, contenants anti-corrosifs, peintures, verres, revêtements de protection pour les réservoirs d'entreposage. ^{a, c}
Principales sources	Sources anthropiques > naturelles.
Concentrations atmosphériques (rural)	0,2 – 78,6 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	0,1 – 26,0 µg/L

Les concentrations de Pb atmosphérique à des sites ruraux ont diminué depuis 1982 (Reid *et al.*, 1993) dû à l'élimination du Pb de l'essence (Loranger et Zayed, 1994).

Sélénium

Concentration dans la croûte terrestre	0,09 mg/kg. ^a
Principales utilisations	Industries électronique et métallurgique, production de verre et de céramique, colorants, traitement du caoutchouc, produits chimiques et pharmaceutiques. ^{a, c}
Principales sources	Combustibles fossiles, mines et fonderies. ^c
Concentrations atmosphériques (rural)	0,05 – 8,02 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	0,038 – 0,50 µg/L

Le sélénium est un élément nutritif essentiel mais toxiques à des concentrations dépassant 0,1 ppm.^a

Zinc

Concentration dans la croûte terrestre	200 mg/kg. ^a
Principales utilisations	Production d'alliages (bronze et laiton), placage du fer et de l'acier pour les protéger contre la corrosion, extraction de l'or, piles sèches, matériaux de construction, procédés d'imprimerie. ^{a, c}
Principales sources	Production de Zn, fonderies de Pb, combustibles fossiles, brûlage de bois, incinération de déchets, rejets des égouts municipaux, placage de métaux, traitement de minerai, production de fer, de bronze, du laiton, de l'acier, du caoutchouc et de la peinture. ^{a, c, h}
Concentrations atmosphériques (rural)	1,2 - 135 ng/m ³
Concentrations dans les précipitations	1 - 40 µg/L

a: Merck Index, 1983; b: Gao *et al.*, 1996; c: CCMRE, 1987; d: Nriagu, 1979; e: Handbook of Chemistry and Physics, 1974; f: Pirrone *et al.*, 1996; g: Loranger et Zayed, 1994; h: ATSDR, 1989.

Tableau 3.5 Concentrations d'éléments traces inorganiques trouvées dans l'air échantillonné en milieu rural et éloigné en Amérique du Nord. Les valeurs (ng/m³) sont soit des écarts ou des moyennes (). Tous les éléments traces sont mesurés dans la phase particulaire à l'exception du Hg qui se trouve principalement en phase gazeuse.

Site	Date	Concentration	Référence
Aluminium			
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	23 - 785 (161)	b
Forêt Montmorency, Qué.	oct.-déc. 84	5 - 283 (86)	b
Kejimkujik, N.E.	oct.-déc. 84	10 - 272 (74)	b
Morganfield, KY	mai 80-août 81	65 (*); 841 (**)	c
Brookville, IN	mai 80-août 81	60 (*); 693 (**)	c
Loudonville, OH	mai 80-août 81	ND (*); 502 (**)	c
Sud de l'Ont.	1982	30 - 87 (59)	e
Centre de l'Ont.	1982	30 - 132 (61)	e
Nord de l'Ont.	1982	26 - 60 (45)	e
Alert, TNO	avril 86	(78)	j
	juil. 81-juin 82	146	f
Igloolik, TNO	juil. 80-juin 81	13	f
Mould Bay, TNO	juil. 80-juin 81	45	f
Arsenic			
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	0,12 - 6,46 (0,84)	b
Forêt Montmorency, Qué.	oct.-déc. 84	0,23 - 3,1 (0,55)	b
Kejimkujik, N.E.	oct.-déc. 84	0,23 - 1,55 (0,49)	b
Eagle Harbour, MI	1992	0,8 (*); < 0,2 (**)	i
Sturgeon Pt., NY,	1992	0,9 (*); < 0,2 (**)	i
Sleeping Bear Dunes, MI	1992	0,5 (*); < 0,2 (**)	i
Alert, TNO	avril 86	(0,52)	j
Cadmium			
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	0,04 - 1,17 (0,24)	b
Sud de l'Ont.	1982	0,24 - 0,65 (0,42)	e
Centre de l'Ont.	1982	0,27 - 0,63 (0,46)	e
Nord de l'Ont.	1982	0,11 - 0,85 (0,31)	e
Eagle Harbour, MI	1992	<0,5 (*); <0,5 (**)	i
Sturgeon Pt., NY	1992	<0,5 (*); <0,5 (**)	i
Sleeping Bear Dunes, MI	1992	<0,5 (*); <0,5 (**)	i

Tableau 3.5 (suite)

Site	Date	Concentration	Référence
Chrome			
Alert, TNO	juil. 80-juin 81	0,16 ^a	f
	juil. 81-juin 82	0,30 ^a	f
Igloolik, TNO	juil. 80-juin 81	0,062 ^a	f
	juil. 81-juin 82	0,15 ^a	f
Mould Bay, TNO	juil. 80-juin 81	0,31 ^a	f
	juil. 81-juin 82	0,32 ^a	f
Eagle Harbour, MI	1992	0,4 (*); 1,2 (**)	i
Sturgeon Pt., NY	1992	0,6 (*); 1,9 (**)	i
Sleeping Bear Dunes, MI	1992	0,2 (*); 0,6 (**)	i
Cuivre			
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	0,4 – 15,9 (6,1)	b
Forêt Montmorency, Qué.	oct.-déc. 84	0,9 – 11,1 (4,5)	b
Kejimkujik, N-É	oct.-déc. 84	1,8 – 9,3 (3,8)	b
Morganfield, KY	mai 80-août 81	ND (*); ND (**)	c
Brookville, IN	mai 80-août 81	9 (*); ND (**)	c
Loudonville, OH	mai 80-août 81	8 (*); ND (**)	c
Sud de l'Ont.	1982	1,3 – 4,3 (2,1)	e
Centre de l'Ont.	1982	1,5 – 3,1 (2,1)	e
Nord de l'Ont.	1982	1,0 – 2,9 (1,6)	e
Alert, TNO	juil. 80-juin 81	0,78 ^a	f
	juil. 81-juin 82	1,33 ^a	f
Igloolik, TNO	juil. 80-juin 81	0,69 ^a	f
	juil. 81-juin 82	1,13 ^a	f
Mould Bay, TNO	juil. 80-juin 81	1,61 ^a	f
	juil. 81-juin 82	1,02 ^a	f
Eagle Harbour, MI	1992	2,9 (*); 5,2 (**)	i
Sturgeon Pt., NY	1992	1,9 (*); 8,4 (**)	i
Sleeping Bear Dunes, MI	1992	1,3 (*); 0,6 (**)	i

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 3.5 (suite)

Site	Date	Concentration	Référence
Fer			
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	6 - 248 (55)	b
Morganfield, KY	mai 80-août 81	63 (*); 311 (**)	c
Brookville, IN	mai 80-août 81	67 (*); 248 (**)	c
Loudonville, OH	mai 80-août 81	71(*); 211 (**)	c
Sud de l'Ont.	1982	62 - 161 (110)	e
Centre de l'Ont.	1982	61 - 244 (109)	e
Nord de l'Ont.	1982	56 - 199 (91)	e
Alert, TNO	avril 86	(49)	j
	juill. 80-juin 81	86 ^a	f
	juill. 81-juin 82	86 ^a	f
Igloolik, TNO	juill. 80-juin 81	16 ^a	f
	juill. 81-juin 82	21 ^a	f
Mould Bay, TNO	juill. 80-juin 81	36 ^a	f
	juill. 81-juin 82	29 ^a	f
Mercure			
Egbert, Ont.	mars-avril 90	1,3 – 13,3 (3,8)	d
Pt. Petre, Ont.	sept.-nov. 90	1,4 – 3,5 (2,2)	d
Oakridge, TS	fév. 88-sept. 89	5,5 (gazeuse)	g
	avril 88-mars 89	0,03 (particulaire)	g
St. Anicet, Qué.	août-sept. 94	(1,4) (gazeuse)	h
Manganèse			
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	0,3 – 16,3 (2,8)	b
Forêt Montmorency, Qué	oct.-déc. 84	0,1 – 7,5 (1,4)	b
	oct.-déc. 84	0,2 – 4,7 (1,6)	b
Kejimkujik, N-É.	mai 80-août 81	9 (*); 13 (**)	c
Morganfield, KY	mai 80-août 81	ND (*); 6 (**)	c
Brookville, IN	mai 80-août 81	6 (*); 6 (*)	c
Loudonville, OH	1982	3,8 - 11,1 (7,0)	e
Sud de l'Ont.	1982	2,8 - 10,1 (5,6)	e
Centre de l'Ont.	1982	1,4 - 4,9 (2,9)	e
Nord de l'Ont.	juill. 80-juin 81	1,60	f
Alert, TNO	juill. 81-juin 82	1,49	f
	juill. 80-juin 81	0,45	f
Igloolik, TNO	juill. 81-juin 82	0,71	f

Tableau 3.5 (suite)

Site	Date	Concentration	Référence
Nickel			
Sud de l'Ont.	1982	0,59 - 1,2 (0,81)	e
Centre de l'Ont.	1982	0,52 - 2,0 (0,91)	e
Nord de l'Ont.	1982	0,53 - 0,68 (0,58)	e
Alert, TNO	juill. 80-juin 81	0,32	f
	juill. 81-juin 82	0,38	f
Igloolik, TNO	juill. 80-juin 81	0,14	f
	juill. 81-juin 82	0,27	f
Mould Bay, TNO	juill. 80-juin 81	0,40	f
	juill. 81-juin 82	0,45	f
Eagle Harbour, MI	1992	0,6 (*); 0,7 (**)	i
Sturgeon Pt., NY	1992	0,9 (*); 1,2 (**)	i
Sleeping Bear Dunes, MI	1992	<0,3 (*); <0,3 (**)	i
Plomb			
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	0,5 - 78,6 (18,8)	b
Forêt Montmorency, Qué.	oct.-déc. 84	0,2 - 26,1 (8,5)	b
Kejimkujik, N-É	oct.-déc. 84	1,2 - 56,4 (11,8)	b
Morganfield, KY	mai 80-août 81	45 (*); 8 (**)	c
Brookville, IN	mai 80-août 81	56 (*); 9 (**)	c
Loudonville, OH	mai 80-août 81	55 (*); 9 (**)	c
Sud de l'Ont.	1982	22 - 75 (43)	e
Centre de l'Ont.	1982	19 - 57 (33)	e
Nord de l'Ont.	1982	7 - 19 (12)	e
Alert, TNO	juill. 80-juin 81	1,72 ^a	f
	juill. 81-juin 82	1,70 ^a	f
Igloolik, TNO	juill. 80-juin 81	3,61 ^a	f
	juill. 81-juin 82	3,84 ^a	f
Mould Bay, TNO	juill. 80-juin 81	2,00 ^a	f
	juill. 81-juin 82	3,22 ^a	f
Eagle Harbour, MI	1992	2,3 (*); 0,2 (**)	i
Sturgeon Pt., NY	1992	8,3 (*); 1,0 (**)	i
Sleeping Bear Dunes, MI	1992	4,2 (*); 0,6 (**)	i

Tableau 3.5 (suite)

Site	Date	Concentration	Référence
Sélénium			
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	0,06 - 8,02 (1,01)	b
Forêt Montmorency, Qué.	oct.-déc. 84	0,05 - 2,3 (0,35)	b
Kejimkujik, N-É.	oct.-déc. 84	0,06 - 3,3 (0,57)	b
Morganfield, KY	mai 80-août 81	2 (*); ND (**)	c
Brookville, IN	mai 80-août 81	2 (*); ND (**)	c
Loudonville, OH	mai 80-août 81	2 (*); ND (**)	c
Eagle Harbour, MI	1992	0,3 (*); <0,1 (**)	i
Sturgeon Pt., NY	1992	1,4 (*); <0,1 (**)	i
Sleeping Bear Dunes, MI	1992	0,8 (*); <0,1 (**)	i
Alert, TNO	avril 86	(0,085)	j
Zinc			
Morganfield, KY	mai 80-août 81	15 (*); 3 (**)	c
Brookville, IN	mai 80-août 81	22 (*); 5 (**)	c
Loudonville, OH	mai 80-août 81	26 (*); 10 (**)	c
Sud de l'Ont.	1982	9 - 44 (19)	e
Centre de l'Ont.	1982	9 - 19 (13)	e
Nord de l'Ont.	1982	4 - 12 (7)	e
Alert, TNO	juill. 80-juin 81	2,80 ^a	f
	juill. 81-juin 82	3,48 ^a	f
Igloolik, TNO	juill. 80-juin 81	3,80 ^a	f
	juill. 81-juin 82	3,45 ^a	f
Mould Bay, TNO	juill. 80-juin 81	2,82 ^a	f
	juill. 81-juin 82	3,79 ^a	f
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	3,0 - 135 (22,1)	k
Eagle Harbour, MI	1992	12,0 (*); 1,2 (**)	i
Sturgeon Pt., NY	1992	13,9 (*); 11,4 (**)	i
Sleeping Bear Dunes, MI	1992	7,5 (*); 1,5 (**)	i
Alert, TNO	avril 86	(16,1)	j

nd = non détecté

a : fraction soluble dans l'acide nitrique concentré; b : Hopper et Barrie (1988); c : Shaw et Paur (1983); * = aérosol fin (< 1,5 µm); ** = aérosol (2,5 - 15 µm); d : Schroeder et Markes (1994); e : Chan *et al.* (1986); moyenne géométrique; f : Barrie et Hoff (1985); moyenne arithmétique; g : Lindberg *et al.* (1991); h : Poissant *et al.* (1995); i : Gatz *et al.* (1994); * = aérosol fin (<2,5 µm); ** = aérosol (> 2,5 µm); Eagle Harbour (MI) est sur le lac Supérieur, Sturgeon Point (NY) sur le lac Érié et Sleeping Bear Dunes (MI) sur le lac Michigan; j : Barrie *et al.* (1989); k : Barrie (1988).

Tableau 3.6 Concentrations d'éléments traces dans les précipitations échantillonnées en milieu rural en Amérique du Nord. Les valeurs (ng/L) sont des écarts ou des moyennes ()

Site	Date	Concentration	Référence
Aluminium			
Sud de l'Ont.	1982	19,4 – 61,4 (42,8)	b
Centre de l'Ont.	1982	15,7 – 38,0 (26,4)	b
Nord de l'Ont.	1982	19,6 – 51,6 (32,3)	b
Lenox, MA	juil.-août 84	31 - 179 (53)	k
Pt. Petre, Ont.	1991-1993	(45,2)	c
NE de l'Ont.	1983	3 – 176 (39)	i
NO de l'Ont.	1983	11 - 151 (42)	i
Centre de l'Ont.	1983	6 - 209 (47)	i
SE de l'Ont.	1983	5 - 186 (43)	i
SO de l'Ont.	1983	16 - 350 (76)	i
Arsenic			
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	0,22 – 0,24 (0,23)	a
Pt. Petre, Ont.	oct.-nov. 92	0,3	d
Lenox, MA	juil.-août 84	0,039 – 0,36 (0,096)	k
Point Petre, Ont.	1991-1993	(0,17)	c
Cadmium			
Sud de l'Ont.	1982	0,065 – 0,2 (0,12)	b
Centre de l'Ont.	1982	0,071 – 0,18 (0,11)	b
Nord de l'Ont.	1982	0,073 – 0,19 (0,12)	b
Pt. Petre, Ont.	oct.-nov. 92	< 0,04 – 0,8	d
SE États-Unis (5 sites)	1983	0,04 – 0,25	e
NE de l'Ont.	1983	0,05 – 0,80 (0,09)	i
NO de l'Ont.	1983	0,05 – 1,20 (0,09)	i
Centre de l'Ont.	1983	0,05 – 1,70 (0,11)	i
SE de l'Ont.	1983	0,05 – 0,20 (0,08)	i
SO de l'Ont.	1983	0,05 – 2,0 (0,16)	i
Lewes, Del.	août 82-mai 83	(0,18)	j
Lenox, MA	juil.-août 84	0,05 – 1,3 (0,31)	k
Pt. Petre, Ont.	1991-1993	(0,11)	c

Tableau 3.6 (suite)

Site	Date	Concentration	Référence
Chrome			
Lenox, MA	juil.-août 84	0,05 – 0,53 (0,14)	k
Pt. Petre, Ont	1991-1993	(1,04)	c
Cuivre			
Sud de l'Ont.	1982	0,91 – 2,2 (1,6)	b
Centre de l'Ont.	1982	0,77 – 2,1 (1,4)	b
Nord de l'Ont.	1982	1,2 – 2,2 (1,6)	b
Pt. Petre, Ont.	oct.-nov. 92	0,7 – 3,0	d
Lewes, Del.	août 82-mai 83	(0,68)	j
NE de l'Ont.	1983	0,6 – 12,0 (1,5)	i
NO de l'Ont.	1983	0,7 – 7,3 (1,3)	i
Centre de l'Ont.	1983	0,7 – 8,8 (1,5)	i
SE de l'Ont.	1983	0,6 – 4,5 (1,4)	i
SO de l'Ont.	1983	0,6 – 7,8 (1,4)	i
Lenox, MA	juil.-août 84	0 – 5,1 (0,95)	k
Pt. Petre, Ont.	1991-1993	(1,28)	c
Fer			
Sud de l'Ont.	1982	34,5 – 80,0 (52,0)	b
Centre de l'Ont.	1982	20,4 – 49,4 (34,8)	b
Nord de l'Ont.	1982	24,5 – 61,6 (40,4)	b
Lewes, Del.	août 82-mai 83	(15,4)	j
Lenox, MA	juil.-août 84	28-183 (65)	k
Pt. Petre, Ont.	1991-1993	(57)	c
NE de l'Ont.	1983	5,8 -141 (35,6)	i
NO de l'Ont.	1983	4,3 – 163,0 (42,5)	i
Centre de l'Ont.	1983	5,6 - 223 (48,9)	i
SE de l'Ont.	1983	9,2 – 173,0 (44,0)	i
SO de l'Ont.	1983	14,2 - 360 (70,7)	i
Mercure			
Dorset, Ont.	juin 87-mai 88	0,002 – 0,028 (0,010)	g
	mai 83-sept. 83	0,01 – 0,04 (0,021)	h

Tableau 3.6 (suite)

Site	Date	Concentration	Référence
Manganèse			
Sud de l'Ont.	1982	2,2 – 9,6 (4,7)	b
Centre de l'Ont.	1982	1,6 – 4,1 (2,7)	b
Nord de l'Ont.	1982	1,7 – 5,2 (3,1)	b
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	2,3 – 2,4 (2,4)	a
SE États-Unis	1983	1,3 – 3,2	e
Lewes, Del.	août 82-mai 83	(1,4)	j
NE de l'Ont.	1983	0,5 – 14,0 (2,6)	i
NO de l'Ont.	1983	0,5 – 15,0 (2,7)	i
Centre de l'Ont.	1983	0,5 - 18 (3,7)	i
SE de l'Ont.	1983	0,5 – 15,0 (4,3)	i
SO de l'Ont.	1983	0,5 – 13,0 (4,7)	i
Pt. Petre, Ont.	oct.-nov. 92	8,0	d
Lenox, MA	juil.-août 84	0,53 – 5,0 (1,2)	k
Pt. Petre, Ont.	1991-1993	(2,6)	c
Nickel			
Sud de l'Ont.	1982	0,50 – 0,73 (0,56)	b
Centre de l'Ont.	1982	0,50 – 0,74 (0,61)	b
Nord de l'Ont.	1982	0,52 – 0,73 (0,61)	b
Pt. Petre, Ont.	oct.-nov. 92	0,2 – 1,3	d
NE de l'Ont.	1983	0,5 - 9,0 (0,8)	i
NO de l'Ont.	1983	0,5 – 4,0 (0,7)	i
Centre de l'Ont.	1983	0,5 – 4,0 (0,6)	i
SE de l'Ont.	1983	0,5 – 2,0 (0,6)	i
SO de l'Ont.	1983	0,5 – 10,0 (0,9)	i
Lewes, Del	août 82-mai 83	(0,79)	j
Lenox, MA	juil.-août 84	0,48 – 1,5 (0,75)	k
Pt. Petre, Ont.	1991-1993	(0,53)	c
Plomb			
Sud de l'Ont.	1982	4,3 – 12,2 (7,0)	b
Centre de l'Ont.	1982	4,8 – 9,3 (6,5)	b
Nord de l'Ont.	1982	2,2 – 3,8 (3,0)	b
Dorset, Ont.	oct.-déc. 84	15,4 – 15,5 (15,4)	a
Muskoka (Ont.)	1988	2 – 3	f
	1992	0,4 – 0,6	f
Pt. Petre, Ont.	oct.-nov. 92	0,1 – 0,3	d
SE États-Unis	1983	3,2 – 5,6	e

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du Fleuve Saint-Laurent

Tableau 3.6 (suite)

Site	Date	Concentration	Référence
Plomb			
NE de l'Ont.	1983	0,5 – 18,0 (4,6)	i
NO de l'Ont.	1983	0,5 – 10,0 (2,3)	i
Centre de l'Ont.	1983	1,0 – 18,0 (6,1)	i
SE de l'Ont.	1983	3,0 – 12,0 (5,8)	i
SO de l'Ont.	1983	2,0 – 26,0 (7,0)	i
Lewes, Del.	août 82-mai 83	(3,0)	j
Lenox, MA	juil.-août 84	2,5 – 9,7 (4,5)	k
Pt. Petre, Ont.	1991-1993	(1,9)	c
Sélénium			
Lenox, MA	juil.-août 84	0,038 – 0,50 (0,16)	k
Pt. Petre, Ont.	1991-1993	(0,30)	c
Zinc			
Sud de l'Ont.	1982	5,0 – 12,1 (8,3)	b
Centre de l'Ont.	1982	3,5 – 8,1 (5,7)	b
Nord de l'Ont.	1982	3,1 – 7,7 (5,5)	b
Pt. Petre, Ont.	oct.-nov. 92	1,8 – 15	d
SE États-Unis (5 sites)	1983	4,9 – 10,2	e
NE de l'Ont.	1983	1 - 38 (6)	i
NO de l'Ont.	1983	1 - 25 (4)	i
Centre de l'Ont.	1983	1 - 24 (6)	i
SE de l'Ont.	1983	3 - 20 (6)	i
SO de l'Ont.	1983	3 - 40 (9,0)	i
Lewes, Del.	août 82-mai 83	(6,4)	j
Lenox, MA	juil.-août 84	1,1 – 12,8 (3,7)	k
Pt. Petre, Ont.	1991-1993	(7,21)	c

a: Barrie (1988) - moyenne pondérée par le volume; b: Chan *et al.* (1986)- moyenne pondérée par le volume; c: Strachan et Burniston (1994); d: Wong *et al.* (1993); e: Lindberg et Turner (1983) cité dans Barrie *et al.* (1987) - moyenne pondérée par le volume; f: LaZerte (1993); g: Mierle (1990) - moyenne pondérée par le volume; h: Glass *et al.* (1986) - 0,01 mg/L pour 11 de 23 échantillons; i: OME (1985) - moyenne pondérée par le volume; j: Church *et al.* (1984) - moyenne pondérée par le volume; k: Muhlbaier Dasch et Wolff (1989).

TABLEAU 10 : Flux annuel (et erreurs relatives) des HAP dissous et particulaires à Cornwall, Carillon et Québec

HAP (kg/an)	PHASE	FLUX ANNUEL (ERREUR RELATIVE EN %)		
		CORNWALL	CARILLON	QUÉBEC
Acénaphthylène	Dissoute	38 (12)	< LD	139 (24)
	Particulaire	< LD	< LD	< LD
Acénaphthène	Dissoute	73 (10)	20 (17)	186 (16)
	Particulaire	< LD	11 (84)	131 (32)
Fluorène	Dissoute	131 (10)	49 (16)	272 (16)
	Particulaire	< LD	92 (55)	712 (24)
Phénanthrène	Dissoute	187 (16)	117 (15)	615 (21)
	Particulaire	129 (10)	353 (50)	2912 (20)
Anthracène	Dissoute	< LD	< LD	< LD
	Particulaire	< LD	< LD	< LD
Fluoranthène	Dissoute	140 (12)	64 (12)	350 (26)
	Particulaire	48 (11)	72 (39)	687 (19)
Pyrène	Dissoute	112 (18)	61 (23)	354 (14)
	Particulaire	37 (9)	37 (56)	450 (23)
Benzo(a)anthracène	Dissoute	4.6 (14)	2.4 (6)	16 (9)
	Particulaire	13 (12)	10 (56)	178 (21)
Chrysène	Dissoute	36 (12)	16 (10)	114 (13)
	Particulaire	26.2 (9)	24 (58)	423 (21)
Benzo(b,j,k)fluoranthène	Dissoute	13.9 (14)	11 (11)	50 (23)
	Particulaire	45 (9)	42 (36)	621 (23)
Benzo(e)pyrène	Dissoute	5.4 (9)	5.4 (9)	25 (8)
	Particulaire	19.4 (9)	16 (42)	277 (21)
Benzo(a)pyrène	Dissoute	2.3 (11)	1.9 (15)	9 (27)
	Particulaire	19.1 (9)	17 (43)	261 (20)
Pérylène	Dissoute	4.9 (14)	9.8 (8)	35 (16)
	Particulaire	39 (15)	33 (31)	1105 (12)
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	Dissoute	5.8 (16)	3.3 (15)	12 (18)
	Particulaire	21 (10)	18.2 (19)	251 (19)
Dibenzo(a,h)anthracène	Dissoute	< LD	< LD	< LD
	Particulaire	4 (13)	3 (40)	46 (21)
Benzo(g,h,i)perylène	Dissoute	4.7 (13)	4.2 (6)	15 (14)
	Particulaire	19.9 (8)	5.1 (19)	233 (21)
Σ HAP *	Dissoute	759	365	2192
	Particulaire	420	733	8288

(Tiré de Cossa *et al.*, 1998)

< LD: inférieur au seuil de détection

* Somme des flux des 16 HAP

Tableau 3.7 Concentrations de HAP en phase particulaire (pg/m³) en milieu rural en Amérique du Nord

Site	Date	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthène	Pyrène	B(a)pyrène	Acénaphthylène	Acénaphène
Isle Royale ^a	été 1983	11	1	9	12	2	-	-
Copper Harbor ^a (L.Supérieur)	hiver 1984 (moyenne)	170 92,2	20 5,6	200 105	160 87,5	40 21,9	- -	- -
Lac Supérieur ^b	août 1986	12,2	-	5,8	12,4	3,8	-	-
Chesapeake Bay ^c	aut./hiver 1991	140	8	276	228	70	-	-
	printemps 1991	48	2	85	72	15	-	-
	été 1991	29	2	26	35	5	-	-
Pt. Petre, Ont. ^d	1991	31,5	2,1	70,4	61,3	30,7	2,2	0,15
	1992	19,9	3,3	38,7	36,4	20,1	3,3	0,03
Eagle Harbour, Mi ^d	1991	10,4	0,64	17,9	12,6	6,3	0	0
	1992	15,9	0	19	22,2	9,8	0	0
Sleeping Bear, MI ^d	1992	20,7	3,3	40,4	31,8	19,7	0,53	0
Sturgeon Pt, NY ^d	1992	46,2	6,3	93,4	59,6	37,3	3,4	0,91

Tableau 3.7 (suite)

Site	Date	Fluorène	B(a)anthracène	Chrysène	B(b)fluoranthène	B(k)fluoranthène
Isle Royale ^a	été 1983	-	2	-	-	-
Copper Harbor ^a (L. Supérieur)	hiver 1984 (moyenne)	- -	40 22	- -	- -	- -
Lac Supérieur ^b	août 1986	0,8	13,8	-	9,8	8,4
Chesapeake Bay ^c	aut./hiver 1991	15	50	147	173	126
	printemps 1991	7	11	36	43	28
	été 1991	8	7	18	9	9
Pt. Petre, Ont. ^d	1991	2,7	18,5	82,5	123,4	36,1
	1992	3,8	12,1	47,5	78,4	23,4
Eagle Harbour, MI ^d	1991	1,3	4,3	17,2	21,7	5,5
	1992	3,4	6,4	17	21,9	9,1
Sleeping Bear, MI ^d	1992	3,3	9,1	30,1	45,9	10,7
Sturgeon Pt, NY ^d	1992	5,9	23,9	108,0	174,3	31,1

Tableau 3.7 (suite)

Site	Date	B(e)pyrène	Indeno (1,2,3-cd)pyrène	Dibenzo(ah) anthracène	B(ghi)perylène
Isle Royale ^a	été 1983	4	6	-	4
Copper Harbor ^a (L. Supérieur)	hiver 1984 (moyenne)	80 44	95 50	- -	75 41
Lac Supérieur ^b	août 1986	-	16,8	n.d.	13,1
Chesapeake Bay ^c	aut./hiver 1991 printemps 1991 été 1991	108 26 7	165 31 17	22 6 -	129 26 14
Pt. Petre, Ont. ^d	1991 1992	- -	47,5 36,4	14,1 18,3	49,7 36,8
Eagle Harbour, MI ^d	1991 1992	- -	9,4 13,8	2,9 5,7	9,7 14,3
Sleeping Bear, MI ^d	1992	-	27,3	10,2	25,4
Sturgeon Pt, NY ^d	1992	-	81,3	25,0	73,6

a : McVeety et Hites (1988) - moyenne géométrique; les moyennes sont les moyennes arithmétiques des concentrations géométriques de l'été et de l'hiver; b : Baker et Eisenreich (1990); c : Dickhut et Gustafson (1995); d : Gatz *et al.* (1994) - moyenne géométrique.

Tableau 3.8 Concentrations de HAP dans la phase gazeuse (pg/m³) en milieu rural en Amérique du Nord

Site	Date	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthène	Pyrène	B(a)pyrène	Acénaphthylène	Acénaphène
Isle Royale ^a	été 1983	1980	< 50	240	250	n.d.	-	-
Copper Harbor ^a (L. Supérieur)	hiver 1984	1750	< 25	280	150	n.d.	-	-
	(moyenne)	1860	26	260	241	n.d.	-	-
Lac Supérieur ^b	août 1986	2650	-	175	332	1,2	-	-
Sud du Québec ^c	1992	2795	-	439	225	-	-	-
Pt. Petre, Ont. ^d	1991	1035	23,3	299	284	7,7	9,4	16,7
	1992	712	27,7	149	127	9,5	27,8	62,8
Eagle Harbour, MI ^d	1991	607	23,3	111	74,8	12,2	12,9	18,5
	1992	528	29,9	103	84,9	9,1	31,3	57,7
Sleeping Bear, MI ^d	1992	770	23,2	147	85,2	10,1	42	91,5
Sturgeon Pt, NY ^d	1992	3242	64	713	377	11,3	162	441

n.d. = non détecté.

Tableau 3.8 (suite)

Site	Date	Fluorène	B(a)anthracène	Chrysène	B(b)fluoranthène	B(k)fluoranthène
Isle Royale ^a	été 1983	-	-	-	-	-
Copper Harbor ^a (L. Supérieur)	hiver 1984 (moyenne)	-	5,8	-	-	-
Lac Supérieur ^b	août 1986	449	111	-	13,0	12,3
Sud du Québec ^c	1992	-	-	-	-	-
Pt. Petre, Ont. ^d	1991	414	8,0	34,1	13,7	12,1
	1992	434	13,7	31,3	23,2	19,0
Eagle Harbour, MI ^d	1991	253	9,6	13,7	14,5	16,8
	1992	320	10,8	16,4	14,9	15,7
Sleeping Bear, MI ^d	1992	601	11,1	17,8	15,2	16,8
Sturgeon Pt, NY ^d	1992	1650	17,3	42,9	19,6	17,9

Tableau 3.8 (suite)

Site	Date	B(e)pyrène	Indeno (1,2,3-cd)pyrène	Dibenzo(ah) anthracène	B(ghi)perylène
Isle Royale ^a	été 1983	-	-	-	-
Copper Harbor ^a (L. Supérieur)	hiver 1984 (moyenne)	- 3,2	- n.d.	-	- n.d.
Lac Supérieur ^b	août 1986	6,3	1,3	n.d.	8,3
Sud du Québec ^c	1992	-	-	-	-
Pt. Petre, Ont. ^d	1991	-	4,0	3,4	8,5
	1992	-	4,8	4,4	10,9
Eagle Harbour, MI ^d	1991	-	5,6	4,3	11,8
	1992	-	4,6	4,2	10,7
Sleeping Bear, MI ^d	1992	-	4,8	4,4	10,9
Sturgeon Pt, NY ^d	1992	-	5,8	4,4	11,9

n.d. : non détecté.

a : McVeety et Hites (1988) - moyenne géométrique; les moyennes sont les moyennes arithmétiques des concentrations géométriques de l'été et de l'hiver; b : Baker et Eisenreich (1990); c : Poissant *et al.* (1994a); d : Gatz *et al.* (1994) - moyenne géométrique.

Tableau 3.9 Concentrations de HAP dans les précipitations (ng/L) en milieu rural en Amérique du Nord.

Site	Date	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthène	Pyrène	B(a)pyrène	Acénaphthylène	Acénaphène
Isle Royale - (L. Supérieur) ^a	été 83	1,6	0,2	1,2	0,9	0,4	-	-
	hiver 84	25	3	17	10	3	-	-
Nouvelle-Écosse ^b	oct. 87-juin 89	-	-	8,0	-	1,4	-	-
Sud du Québec ^c	1992	27,5	19,9	1,3	7,9	1,5	-	-
Sibley Park (L. Supérieur) ^d	1986	9,8 - 611 (58,1)	-	3,7 - 212 (26,7)	10,9 - 592 (34,5)	-	3,7 - 37,2 (3,0)	7,6 - 36,7 (5,8)
S, Baymouth (L. Huron) ^d	1986	9,9 - 1233 (132)	-	19,8 - 799 (150)	19,6 - 534 (99,7)	-	- (0,7)	5,0 - 40,7 (3,7)
Île de Pelee (L. Érié) ^d	1986	9,5 - 140 (23,5)	-	9,8 - 181 (29,7)	14,5 - 115 (13,5)	-	4,9 - 19,5 (0,8)	5,0 - 19,5 (1,3)
Île de Wolfe (L. Ontario) ^d	1986	13,3 - 79,5 (13,2)	-	0,1 - 182 (30,2)	10,5 - 98,5 (10,4)	-	- (2,0)	- (0,4)
Pt. Petre, Ont. ^e	1991	5,0	0,70	5,2	5,3	1,9	0,28	0,32
	1992	3,2	0,66	5,4	3,4	3,0	0,50	0,51
Eagle Harbour, MI ^e	1991	5,1	0,82	6,0	6,2	2,0	0,26	0,26
	1992	3,7	0,87	3,6	2,7	2,9	0,42	0,41
Sleeping Bear, MI ^e	1992	5,5	0,87	6,4	4,0	3,8	0,46	0,44
Sturgeon Pt, NY ^e	1992	10,5	0,87	15,1	8,2	5,1	0,79	0,52

Tableau 3.9 (suite)

Site	Date	Fluorène	B(a)anthracène	Chrysène	B(b)Fluoranthène	B(k)Fluoranthène
Isle Royale (L. Supérieur) ^a	été 1983	-	0,25	-	-	-
	hiver 1984	-	3,0	-	-	-
Nouvelle-Écosse ^b	oct. 1987 - juin 1989	-	-	-	-	-
Sud du Québec ^c	1992	-	-	-	1,9	1,4
Sibley Park (L. Supérieur) ^d	1986	9,8 - 365 (47,2)	-	-	-	-
S, Baymouth (L. Huron) ^d	1986	5,0 - 71,4 (5,9)	-	-	-	-
Île de Pelee (L. Érié) ^d	1986	5,0 - 87,2 (5,6)	-	-	-	-
Île de Wolfe (L. Ontario) ^d	1986	21,0-81,2 (2,5)	-	-	-	-
Pt. Petre, Ont. ^e	1991	1,4	0,64	2,0	2,3	0,77
	1992	0,84	1,5	4,3	5,0	2,1
Eagle Harbour, MI ^e	1991	1,4	0,45	1,7	2,3	1,1
	1992	1,3	1,3	2,7	3,3	2,3
Sleeping Bear, MI ^e	1992	1,4	1,8	4,0	4,8	2,6
Sturgeon Pt, NY ^e	1992	2,1	3,2	8,9	8,8	3,5

Tableau 3.9 (suite)

Site	Date	B(e)Pyrène	Indeno (1,2,3-cd)pyrène	Dibenzo(ah) Anthracène	B(ghi)Perylène
Isle Royale (L. Supérieur) ^a	été 1983	1,0	1,0	-	0,9
	hiver 1984	6,5	5,0	-	4,5
Nouvelle-Écosse ^b	oct 1987 - juin 1989	-	-	-	-
Sud du Québec ^c	1992	-	-	-	-
Sibley Park (L. Supérieur) ^d	1986	-	-	-	-
S, Baymouth (L. Huron) ^d	1986	-	-	-	-
Île de Pelee (L. Érié) ^d	1986	-	-	-	-
Île de Wolfe (L. Ontario) ^d	1986	-	-	-	-
Pt. Petre, Ont. ^e	1991	-	1,5	1,0	1,3
	1992	-	3,1	1,9	2,8
Eagle Harbour, MI ^e	1991	-	1,9	1,1	1,5
	1992	-	3,2	1,7	2,8
Sleeping Bear, MI ^e	1992	-	4,2	1,9	3,7
Sturgeon Pt, NY ^{4e}	1992	-	6,0	2,5	5,1

a : McVeety et Hites (1988) - moyenne géométrique; les moyennes sont les moyennes arithmétiques des concentrations géométriques de l'été et de l'hiver;
b : Brun *et al.* (1991); c : Poissant *et al.* (1994a); d : Chan et Perkins (1989) - écart et (moyenne pondérée par le volume); e : Gatz *et al.* (1994) - moyenne pondérée par le volume.

Pesticides organochlorés

Les concentrations des pesticides organochlorés dans l'air et dans les précipitations trouvées dans la littérature sont présentées aux tableaux 3.10 et 3.11 respectivement.

Le **hexachlorocyclohexane (HCH)** est composé de plusieurs isomères dont le α -HCH et le γ -HCH (lindane). Il y a deux qualités de HCH : le HCH *technique*, composé principalement de α -HCH (55-80 %) en plus d'autres isomères (5-14 % γ , 2-16 % δ et 3-5 % ϵ), et le lindane (γ -HCH pur). L'isomère γ est le seul qui soit actif parmi les isomères de HCH. Le lindane est utilisé pour préserver les grains de maïs ainsi que pour des fins domestiques et commerciales. Malgré le fait que le α -HCH soit banni en Amérique du Nord, sa présence dans l'air laisse croire qu'il est sujet au transport à longue distance en provenance de pays où il est encore en usage. La volatilisation de α -HCH des masses d'eau (e.g., Grands Lacs) par des échanges eau-air est aussi une source atmosphérique potentielle (Bidleman et McConnell, 1995). Les concentrations dans l'air, en phase gazeuse, de α -HCH varient entre 10 et 2 300 pg/m³ tandis que pour le lindane, elles varient entre 4 et 1 600 pg/m³. Dans les précipitations, les concentrations varient entre 0,82 et 35 ng/L pour le α -HCH et entre 0,25 et 7,8 ng/L pour le lindane.

La possibilité d'une isomérisation de γ -HCH au α -HCH a été postulée par Malaiyandi et Shah (1984) en laboratoire. Cependant, sous des conditions atmosphériques, la photolyse du lindane est moins importante que l'oxydation avec les radicaux d'hydroxyle (Schreitmüller et Ballschmiter, 1995; Poissant et Koprivnjak, 1996). Le temps de vie atmosphérique du lindane est estimé à environ 4 jours (tableau 3.21).

Le **chlordan**e est un mélange de 29 isomères dont les prédominants sont le *cis* et le *trans*. Avant 1985, le chlordan était utilisé comme insecticide alors que depuis cette date, il est utilisé seulement pour combattre les insectes souterrains (Hoff *et al.*, 1992a). Malgré ce fait, il est encore présent dans l'air, probablement dû à une volatilisation du sol. Les concentrations dans l'air pour le *cis*-chlordan varient entre 0,67 et 76 pg/m³ et pour le *trans*-chlordan elles varient entre moins de 0,1 et 75 pg/m³. Dans les précipitations, les concentrations de *cis*-chlordan varient entre 0,04 et 0,99 ng/L et entre 0,01 et 0,68 ng/L pour le *trans*-chlordan. Dans l'atmosphère, le chlordan est décomposé par la photolyse et l'oxydation; l'isomère *trans* est plus facilement décomposé que l'isomère *cis*. La demi-vie atmosphérique est estimée entre 5,2 et 51,7 heures, pour des concentrations des radicaux d'hydroxyle de 3E05 et 3E06 radicaux/cm³ (EPA, 1989).

L'insecticide DDT est banni au Canada et aux États-Unis depuis les années 70. Cependant, il est encore présent dans l'atmosphère nord américain, possiblement à cause de son usage en Amérique du Sud (Hoff *et al.*, 1992a). Les concentrations dans l'air varient entre moins de 0,1 et 160 pg/m³ et dans les précipitations, elles varient entre < 0,01 et 6,0 ng/L. Le DDE, un dérivé majeur du DDT, est aussi persistant dans l'environnement que le DDT (CCMRE, 1987). Les concentrations de DDE dans l'air varient entre moins de 0,1 et 660 pg/m³ et dans les précipitations elles varient entre 0,02 et 2,7 ng/L.

Le hexachlorobenzène (HCB) fait partie de la famille des composés chlorobenzènes, utilisés comme solvants industriels, fluides diélectriques et pour la synthèse de certains composés organiques. Le HCB n'est pas utilisé à des fins commerciales au Canada depuis 1972. Auparavant, il était utilisé comme fongicide pour les semences et les céréales. Les sources principales à l'environnement incluent la production de solvants chlorés (le HCB est un dérivé), l'incinération de déchets contenant du HCB (ex., la combustion incomplète de BPC, de mirex et de solvants chlorés) et le transport à longue distance provenant d'autres pays. Le HCB est présent dans les émissions d'usines de production de peinture, de charbon, d'acier, de pâtes et papier et des fonderies d'aluminium. Il a été démontré que la chloration municipale de l'eau contenant du benzène et ses dérivés produit des chlorobenzènes, incluant le HCB. Le HCB est trouvé partout dans l'environnement et dans les produits alimentaires. La décomposition lente du HCB (temps de vie atmosphérique de 10 ans) le rend sujet au transport à longue distance (Atkinson *et al.*, 1992). Les concentrations atmosphériques du HCB varient entre 0,04 et 640 pg/m³, et elles varient entre 0,01 et 1,2 ng/L dans les précipitations.

Le mirex était utilisé comme insecticide (sauf au Canada), pour rendre les plastiques résistants au feu, pour la préparation de certaines peintures, comme lubrifiant, dans les produits abrasifs et dans les produits contre les vers intestinaux. Depuis 1978, le Canada ne permet ni l'importation, ni la production de mirex. Ayant une solubilité dans l'eau et une volatilité relativement faible, il n'est pas attendu que le mirex soit trouvé dans l'air en concentrations appréciables (Hoff *et al.*, 1992a). Selon les études recensées, le mirex est détecté dans l'air à des concentrations variant entre < 0,1 et 22 pg/m³ (moyenne de 0,35 pg/m³). De plus, une seule étude a détecté le mirex dans les précipitations, avec une concentration maximale de 0,49 ng/L.

Tableau 3.10 Concentrations de pesticides organochlorés dans l'air (pg/m³) en milieu rural et éloigné.

Site	Date	α -HCH	Lindane	DDE	DDT	HCB	Cis-chlordane	Trans-chlordane	Mirex	Réf,
Egbert, Ont, ^a	Juill., 1988 – sept., 1989	10 - 540 (145)	4 - 820 (60)	1 - 320 (53)	< 0,1 - 130 (20)	0,04-640 (> 54)	0,67 - 76 (14)	< 0,1 - 75 (14)	< 0,1 - 22 (0,35)	d
Arctique ^a	août – sept., 1986	(546)	(31)	(0,1)	(0,9)	(189)	(2,8)	(1,1)	-	e, f
	juin 1987	(340)	(45)	(2,9)	(2,3)	(147)	(4,0)	(2,3)	-	
	tous	283 - 731	24 - 53	< 0,1 - 5,0	0,5 - 4,3	44 - 223	1,9 - 5,1	0,6 - 3,4	-	
Port Stanley ^b (L. Érié)	1989	265	61	-	-	109	-	-	-	g
	1990	108	39	-	-	67	-	-	-	
L. Shallow ^b (L. Huron)	1989	304	17	-	-	96	-	-	-	g
	1990	81	34	-	-	31	-	-	-	
Dorset, Ont ^b	1989	307	39	-	-	72	-	-	-	g
	1990	117	15	-	-	62	-	-	-	
Pt. Petre, Ont ^b	1989	228	35	-	-	115	-	-	-	g
	1990	94	19	-	-	73	-	-	-	
L. Turkey ^b (L. Supérieur)	1989	213	21	-	-	75	-	-	-	g
	1990	110	21	-	-	46	-	-	-	
Sud de l'Ont.	1985 – 1989	50 - 660 ^a (240)	< 15 - 190 ^a (36)	-	-	20 - 310 ^b (94)	-	-	-	h
Arctique ^a	mai – juin 1986	451	-	-	S DDT - 2	73	-	-	-	i
	août - sept., 1986	253	70 17	-	S DDT < 1	63	-	-	-	
Texas ^b	février, 1979	90 - 2300	-	40 - 660	10 - 160	140 - 390	320-2640 ^c	320-2640 ^c	-	j
	février, 1980	(710)	10 - 1600	(260)	(60)	(210)	(1050)	(1050)	-	
Sud du Qué. ^a	1992	30,7	(230) 37,6	-	n.d.	27,8	-	-	n.d.	k

Tableau 3.10 (suite)

Site	Date		α -HCH	Lindane	DDE	DDT	HCB	Cis-chlordane	Trans-chlordane	Mirex	Réf.
Pt. Petre, Ont.	1991	gazeuse	288	37,5	3,9	5,4	16,1	-	-	-	1
		aérosol	0,45	0,11	0,08	1,7	0,04	-	-	-	
	1992	gazeuse	220	32,7	13,6	6,8	117,3	-	-	-	1
		aérosol	0,21	0,12	0,14	2,5	0,07	-	-	-	
Eagle Harbour, MI	1991	gazeuse	254	27,2	2,6	2,3	63,0	-	-	-	1
		aérosol	0,13	0,09	0,07	0,19	0,11	-	-	-	
	1992	gazeuse	180	20	1,7	2,6	59,4	-	-	-	1
		aérosol	0,20	0,10	0,07	0,3	0,10	-	-	-	
Sleeping Bear, MI	1992	gazeuse	192	58,8	8,6	4,2	115	-	-	-	1
Sturgeon Pt, NY		aérosol	0,25	0,15	0,12	0,33	0,07	-	-	-	
	1992	gazeuse	168	34,3	9,8	6,5	48,0	-	-	-	1
		aérosol	0,39	0,15	0,25	1,5	0,10	-	-	-	

nd: non détecté.

a : phase gazeuse; b : phases gazeuses + aérosol; c : chlordane total; d : Hoff *et al.* (1992a); e : Bidleman *et al.* (1989); f : Patton *et al.* (1989); g : Reid *et al.* (1991); h : Lane *et al.* (1992); i : Hargrave *et al.* (1988); j : Atlas et Giam (1988); k : Poissant *et al.* (1994a); l : Gatz *et al.* (1994) - moyenne géométrique.

Tableau 3.11 Concentrations de pesticides organochlorés dans les précipitations (ng/L) en milieu rural et éloigné.

Site	Date	α -HCH	Lindane	DDE	DDT	HCB	Cis-chlordane	Trans-chlordane	Mirex	Réf.
L. Supérieur ^a	1984	6,2	3,0	0,13	0,23	0,065	-	-	-	c
N-Brunswick ^a	1984	13,0	6,7	0,02	0,19	0,07	-	-	-	c
N. Saskatchewan ^a	1984	6,5	1,2	0,07	ND	0,01	-	-	-	c
S. Baymouth ^a (L. Huron)	1986	9,6	5,1	0,04	0,28	-	0,05	0,06	-	d
Nouvelle-Écosse	oct. 87 - juin 89	4,1	1,3	-	-	-	-	-	-	e
L. Supérieur ^a	avril - nov. 83	17,4	5,9	0,12	0,11	0,075	-	-	-	g
Texas ^a	févr. 79 - févr. 80	2,8 - 35 (11,9)	0,3 - 7,8 (2,8)	0,30 - 2,7 (0,89)	0,30 - 6,0 (1,7)	0,01-1,2 (0,24)	0,60 - 9,1 ^b (1,6)	0,60 - 9,1 ^b (1,6)	-	h
Île de Pelee (L. Érié)	1986-1991	1,8 - 11,1 (6,0)	1,8 - 6,2 (3,4)	0,09 - 1,4 (0,41)	0,03 - 2,6 (0,55)	0,01-0,56 (0,11)	0,04 - 0,99 (0,30)	0,01 - 0,37 (0,18)	nd	i
Île de Wolfe (L. Ontario)	1986-1991	1,6 - 10,0 (5,8)	0,92 - 4,4 (3,0)	0,13-1,02 (0,37)	nd - 2,6 (0,68)	nd-0,76 (0,17)	nd - 0,43 (0,14)	nd - 0,3 (-)	nd	i
Sibley Park (L. Supérieur)	1986-1991	2,5 - 10,3 (6,8)	0,98 - 3,9 (2,7)	0,03-0,61 (0,20)	nd - 0,19 (0,06)	0,01-0,6 (0,15)	nd - 0,25 (-)	0,01 - 0,68 (0,17)	nd-0,49	i
Sud du Québec	1992	7,1	2,6	0,49	0,50	0,04	-	0,26	nd	j
Pt. Petre, Ont.	mars - nov. 1991	2,3 - 3,5	2,3 - 3,6	0,18-0,38	0,45-0,52	0,16-0,47	-	-	-	l
	1992	1,6 - 4,5	2,1 - 3,7	0,17-0,44	0,00-0,29	0,39-0,58	-	-	-	
	1993	1,7 - 3,8	1,6 - 3,9	0,05-0,40	0,19-3,8	0,12-0,45	-	-	-	

Tableau 3.11 (suite)

Site	Date	α -HCH	Lindane	DDE	DDT	HCB	Cis-chlordane	Trans-chlordane	Mirex	Réf.
Port Stanley ^a (L. Érié)	1989	0,82	0,42	-	-	0,33	-	-	-	f
L. Shallow ^a (L. Huron)	1989	2,14	0,34	-	-	0,39	-	-	-	f
Dorset, Ont ^a	1989	1,85	0,25	-	-	3,8	-	-	-	f
Pt. Petre, Ont ^a	1989	1,10	0,58	-	-	0,89	-	-	-	f
L. Turkey ^a (L. Supérieur)	1989	1,48	0,57	-	-	0,29	-	-	-	f
Pt. Petre, Ont ^a	1991	1,43	0,76	0,05	0,18	0,06	-	-	-	k
	1992	1,94	1,63	0,09	0,44	0,05	-	-	-	
Eagle Harbour, MI ^a	1991	2,46	0,84	0,05	0,03	0,07	-	-	-	k
	1992	1,36	1,23	0,06	0,16	0,10	-	-	-	
Sleeping Bear, MI ^a	1992	1,38	1,62	0,09	0,47	0,06	-	-	-	k
Sturgeon Pt, NY ^a	1992	1,46	1,33	0,15	1,41	0,04	-	-	-	k

nd : non détecté; a : moyenne pondérée par le volume; b : chlordane total Références: c : Strachan (1988); d : Chan et Perkins (1989); e : Brun *et al.* (1991); f : Reid *et al.* (1991); g : Strachan (1985); h : Atlas et Giam (1988); i : Chan *et al.* (1994); j : Poissant *et al.* (1994a) - valeurs moyennes; k : Gatz *et al.* (1994); l : Strachan et Burniston (1994) - écart de moyennes saisonnières.

BPC

Les biphényles polychlorés (BPC) sont connus sous plusieurs noms incluant les biphényles polychlorés et les marques Aroclor, Chlophen, Fenclor et Kaneclor (Merck Index, 1983). Ils étaient utilisés comme fluide pour le transfert de chaleur, fluide hydraulique, fluide diélectrique dans les condensateurs et transformateurs électriques, comme plastifiant, adhésif, coupe-feu, dans les peintures, les encres et certains pesticides. Malgré l'interdiction de leur production en 1977, ils sont encore utilisés en Amérique du Nord, mais pas dans les biens de consommation (Dolan *et al.*, 1993). Les sources principales de BPC dans l'environnement sont les pertes par fuite et déversement, la combustion incomplète de matière contenant des BPC (des températures supérieures à 1 000 °C sont nécessaires afin de décomposer complètement les BPC) et les émissions en provenance des sites d'enfouissements municipaux contenant des biens de consommation tels que les produits électroniques, les réfrigérateurs, les laveuses et les climatiseurs (Dolan *et al.*, 1993).

La volatilisation des BPC est possible pendant la saison estivale (cas du Lac Supérieur). Ce phénomène pourrait expliquer les résultats provenant de la région des Grands Lacs, où les concentrations atmosphériques de BPC n'ont pas changé depuis les années 1980 et ce malgré l'interdiction de leur utilisation au Canada et aux États-Unis (Hornbuckle *et al.*, 1993). Basé sur les réactions avec les radicaux d'hydroxyle, le temps de vie des BPC dans la troposphère augmente avec le nombre de substitués de chlore, jusqu'à une demie année (Atkinson, 1987). Les concentrations des BPC totaux dans l'air varient entre 14 et 1 250 pg/m³ et dans les précipitations, elles varient entre 0,6 et 83,9 ng/L en milieu rural en Amérique du Nord (tableaux 3.12 et 3.13).

Tableau 3.12 Concentrations moyennes des congénères de BPC dans l'air (phase gazeuse, pg/m³) en milieu rural et éloigné.

Site	Date	26	28	66	101	105	118	128	138	153	169	170	180	183	194	Total	Réf.
Egbert, Ont.	Juill. 1988 – sept. 1989	3,0	16	-	6,4	0,16	2,3	0,30	2,8	3,2	-	0,48	1,1	0,74	0,11	191,6 ^a	h
N. de Green Bay	juin 1989 – oct. 1989	5,5	-	-	11,4	-	3,4	1,8	-	-	0,0	-	2,5	1,3	0,21	340 ^b	i
L. Supérieur	août 1986	-	134	38,7	15,4	-	-	-	17,5	14,3	-	-	4,1	-	-	1250 ^c	j
N. du Wisconsin	avril 1984 – mars 1985	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	483	k
Arctique	août 1986	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	l
	juin 1987	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	
L. Siskiwit, Ont. ^e	juin – sept. 1983	-	-	-	49	-	11	-	8,1	-	-	-	n.d.	-	n.d.	-	n
	gazeuse	-	-	-	0,97	-	0,30	-	0,14	-	-	-	0,16	-	0,40	-	
	part,																
	janv. 1984	-	-	-	14	-	10	-	3,6	-	-	-	n.d.	-	n.d.	-	n
	gazeuse	-	-	-	2,3	-	n.d.	-	0,67	-	-	-	0,82	-	n.d.	-	
Sud du Québec	part,																o
	1992	14,	25,2	4,6	-	-	-	-	-	-	n.d.	-	-	-	-	-	
		1															

n.d. : non détecté.

a : 91 congénères; b : 85 congénères; c : 35 congénères; d : moyenne dans la phase particulaire; e : moyennes géométriques; f : phase gazeuse; g : phase particulaire; h : Hoff *et al.* (1992a); i : Hornbuckle *et al.* (1993) - moyenne de 3 sites éloignés; j : Baker et Eisenreich (1990); k : Manchester-Neesvig et Andren (1989); l : Bidleman *et al.* (1989); m : Reid *et al.* (1991); n : Swackhamer *et al.* (1988); o : Poissant *et al.* (1994a); p : Gatz *et al.* (1994).

Tableau 3.12 (suite)

Site	Date	26	28	66	101	105	118	128	138	153	169	170	180	183	194	Total	Réf
Port Stanley (L. Érié)	1989	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	739	m
	1990	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	540	
L. Shallow (L. Huron)	1989	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	403	m
	1990	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	215	
Dorset, Ont	1989	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	612	m
	1990	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	270	
Pt. Petre, Ont.	1989	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	715	m
	1990	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	336	
L. Turkey (L. Supérieur)	1989	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	285	m
	1990	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	334	
Pt. Petre, Ont ^e	1991 ^f	-	-	2,1	2,2	-	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	p
	1991 ^s	-	-	0,03	0,07	-	0,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	1992 ^f	-	-	5,1	3,9	-	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	p
	1992 ^s	-	-	0,05	0,10	-	0,21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Eagle Harbour, MI ^e	1991 ^f	-	-	1,3	1,4	-	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	p
	1991 ^s	-	-	0,05	0,05	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	1992 ^f	-	-	1,4	1,7	-	0,60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	p
	1992 ^s	-	-	0,03	0,11	-	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sleeping Bear, MI ^e	1992 ^f	-	-	2,8	3,3	-	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	p
	1992 ^s	-	-	0,03	0,09	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sturgeon Pt, NY ^e	1992 ^f	-	-	4,1	7,1	-	1,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	p
	1992 ^s	-	-	0,07	0,16	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Tableau 3.13 Concentration de BPC dans les précipitations (ng/L). Le nombre de congénères n'est pas spécifié pour le BPC total.

Site	Date	3	26	28	66	101	105	118	138	180	194	Total	Réf.
L. Supérieur ^a	1984	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,9	b
N-Brunswick ^a	1984	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	b
N. de la Saskatchewan ^a	1984	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,1	b
S. Baymouth (L. Huron) ^a	1986	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,1	c
L. Supérieur Isle Royale	mai - oct. 1983	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,4 - 16	e
Île Caribou	avril - nov. 1983	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6 - 48 (6,0) ^a	e
L. Siskiwit (L. Supérieur) Pluie	juin - sept. 1983	-	-	-	-	0,84	-	0,63	0,25	0,23	n.d.	13	f
Neige	janv. 1984	-	-	-	-	0,39	-	0,15	0,23	n.d.	n.d.	17	f
Sud du Québec	1992	0,08	0,19	1,27	0,17	-	-	-	-	n.d.	-	-	h
Pt. Petre, Ont.	mars - nov. 1991	-	-	-	-	0,31-0,46	-	-	-	0,02-0,04	-	-	j
	1992	-	-	-	-	0,19-0,37	-	-	-	0,00-0,05	-	-	
	1993	-	-	-	-	0,19-0,61	-	-	-	0,02-0,05	-	-	
Île de Pelee (L. Érié) ^a	1986 - 1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10,2	g
Île de Wolfe (L. Ontario) ^a	1986 - 1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,7	g
Sibley Park (L. Supérieur) ^a	1986 - 1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10,9	g

Tableau 3.13 (suite)

Site	Date	3	26	28	66	101	105	118	138	180	194	Total	Réf.
Port Stanley (L. Érié) ^a	1989	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30,8	d
L. Shallow (L. Huron) ^a	1989	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13,2	d
Dorset, Ont ^a	1989	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	38,1	d
Pt. Petre, Ont ^a	1989	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	83,9	d
L. Turkey ^a (L. Supérieur)	1989	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	49,1	d
Pt. Petre, Ont ^a	1991	-	-	-	0,04	0,04	-	0,03	-	-	-	-	i
	1992	-	-	-	0,01	0,02	-	0,02	-	-	-	-	i
Eagle Harbour, MI ^a	1991	-	-	-	0,03	0,03	-	0,02	-	-	-	-	i
	1992	-	-	-	0,03	0,04	-	0,03	-	-	-	-	i
Sleeping Bear, MI ^a	1992	-	-	-	0,03	0,03	-	0,03	-	-	-	-	i
Sturgeon Pt, NY ^a	1992	-	-	-	0,02	0,02	-	0,02	-	-	-	-	i

n.d. = non détecté.

a : moyennes pondérées par le volume; b : Strachan (1988); c : Chan et Perkins (1989); d : Reid *et al.* (1991); e : Strachan (1985); f : Swackhamer *et al.* (1988) - moyennes géométriques; g : Chan *et al.* (1994); h : Poissant *et al.* (1994a); i : Gatz *et al.* (1994); j : Strachan et Burniston (1994).

3.2 Propriétés physico-chimiques

Le survol de la littérature montre des différences entre les différentes bases de données sur les valeurs exactes des propriétés physico-chimiques des composés. Les désaccords sont prédominants pour les propriétés physico-chimiques telles que la constante d'Henry, la solubilité et le K_{ow} (coefficient eau-octanol). Des modifications dans la méthodologie et l'approche utilisées dans la détermination de ces paramètres peuvent expliquer en grande partie ces différences pouvant atteindre, dans certains cas, un ordre de grandeur (Mackay *et al.*, 1992). Étant donné que certains de ces paramètres sont nécessaires pour le calcul des flux, les erreurs d'estimation peuvent s'additionner ou se multiplier (Hoff, 1994). Les valeurs portant sur les propriétés physico-chimiques et leur paramétrisation attribuables aux éléments traces inorganiques ainsi qu'aux composés organiques sont présentées dans les tableaux 3.14 à 3.21.

Tableau 3.14 Propriétés physico-chimiques des éléments traces : PF (point de fusion), PE (point d'ébullition), Solubilité, CF (chaleur de fusion), CV (chaleur de vaporisation), Densité, PV (tension de vapeur), H (constante d'Henry). La source principale d'information est le Merck Index (1983).

Élément	PF (°C)	PE (°C)	Solubilité (mg/L)	CF (cal/g)	CV (cal/g)	Densité	PV 25 °C (mm Hg)	H ^b 10 ⁻³ atm m ³ /mol
Al	660	2327	-	-	-	2,70	-	-
As	615 ^a	814	insol,	6620; 22400	11200	5,73 (25 °C)	-	-
Cd	321	765	insol,	-	-	8,65 (25 °C)	-	-
Co	1493	3100	-	62	1500	8,92	-	-
Cr	1900	2642	-	3500	81700	7,14	-	-
Cu	1083	2595	-	48,9	1150	8,94	-	-
Fe	1535	3000	-	-	-	7,86	-	-
Hg	-39	357	0,056; 56 ^c	-	73	13,53 (25 °C)	0,002	7 (20 °C); 4 (5 °C)
Li	181	1336	-	-	-	0,534	-	-
Mn	1244	2095	-	3500	-	7,21 (20 °C)	-	-
Ni	1455	2837	-	73	-	8,90	-	-
Pb	327	1740	-	-	20600	11,34 (20 °C)	-	-
Se	217	688	insol,	16,4	-	4,81 (20 °C)	-	-
Zn	419	908	insol, ^d	-	-	7,14 (25 °C)	-	-

a : sublimation; b : références citées dans Kelly *et al.* (1991); c : ATSDR (1992); d : Weast (1988)
insol. = insoluble

Tableau 3.15 Propriétés physico-chimiques des HAP, des pesticides organochlorés et des congénères de BPC : PM (poids moléculaire), PF (point de fusion), PE (point d'ébullition), PV (tension de vapeur liquide), Solubilité (solubilité dans l'eau), H (constante d'Henry), log K_{ow} (coefficient de partition octanol-eau).

Composé	PM	PF (°C)	PE (°C)	PV (Pa) (20 °C)	Solubilité (mg/L)	H (25 °C) (Pa m ³ /mol)	log K _{ow} (25 °C)
<u>HAP</u>	<u>a,f,o</u>	<u>a,f,g,o</u>	<u>a,f,o</u>	<u>H</u>	<u>e,g</u>	<u>f,i,n</u>	<u>g</u>
Phénanthrène	178	100	340	0,060	1,3; 1,2	3,59; 0,691**	4,6
Anthracène	178	218	342	0,056	0,066; 0,73	1,64	4,5
Fluoranthène	202	107	377	0,0036	0,24; 0,26	0,87; 0,64*; 0,134**	5,2
Pyrène	202	156	404	0,0082	0,15; 0,13	0,93; 0,125**	5,2
B(a)pyrène	252	179	495	3,6E-06	0,0040; 0,0038	0,056; 0,034*; 0,009**	6,0
Acénaphtylène	152	92	270	-	-	-	-
Acénaphène	154	95	279	-	3,93	10,5	3,92
Fluorène	166	116	295	-	1,98	8,82; 1,86**	4,18; 4,23; 4,38
B(a)anthracène	228	155-160	417	0,00028	0,011	0,42; 0,092**	5,91
Chrysène	228	254	448	-	0,0020	0,45	5,79
B(b)fluoranthène	-	-	-	-	-	0,051*; 0,054**	-
B(k)fluoranthène	-	-	-	-	-	0,043*; 0,111**	-
B(e)pyrène	252	178	-	5,2E-06	0,0063	0,007**	-
Ind(1,2,3-cd)pyrène	276	-	-	-	0,00019	0,029*; 0,001**	-
DiB(ah)anthracène	278	266; 270	-	-	0,00050	0,0076	7,19
B(ghi)perylène	276	222	-	-	2,6E-04; 5,5E-04	0,027*; 0,015; 0,001**	7,05; 7,10

* à 20 °C

** à 15 °C

Tableau 3.15 (suite)

Composé	PM	PF (°C)	PE (°C)	PV (25 °C) (Pa)	Solubilité (25 °C) (mg/L)	H (25 °C) (Pa m ³ /mol)	log K _{ow}
<u>BPC</u>	<u>a,c,d</u>	<u>a,c,d</u>	<u>a,d</u>	<u>c,d,p,r,s</u>	<u>c,d,g,l,s</u>	<u>c,d,i,k,l,m,n,s</u>	<u>c,d,g,j</u>
3	189	78	285	0,92	1,2; 0,8	42,6; 27,8	4,5
26	258	40	-	0,040; 0,018**	0,25; 0,14**	32,9; 30,2; 20,3; 34,3**	5,5
28	257	57	337	0,034	0,160; 0,09; 0,12	21,2*; 9,6*; 28,9; 20,3	5,8
66	292	124	360	0,0061; 0,0025**	0,040; 0,037**	84; 20,5; 5,4*; 20,4**	5,8; 6,3
77	292	180	360	0,0022	0,001; 5,5E-4	1,72; 9,5; 10,4	6,5; 5,6; 6,1
101	326	77	381	0,0035; 0,0015**	0,010; 0,0067; 0,026**; 0,019	35,5; 25,4; 24,9; 12,9*; 18,1**; 9,1	6,4; 7,1; 5,9
105	326	105	-	0,00086	0,0019	10,1	6,0
118	326	105	381	0,0012; 3,5E-4**	0,0020; 0,013**	12,7; 8,6**	6,4; 7,1
126	-	-	-	4,78E-04	-	8,3	-
128	361	150	400	3,4E-4; 9,8E-5**	6E-4; 3E-4; 0,0067**	11,91; 3,1; 10,5; 1,3; 5,8**	7,0; 6,9
138	361	79	400	5,0E-4; 1,5E-4**	0,0015; 0,0073**	82; 13,2; 4,1*; 2,1; 7,6**	7,0; 7,4
153	361	103	400	6,7E-4; 2,5E-4**	1E-3; 9E-4; 0,0091**	42,9; 13,4; 16,7; 2,3; 6,6*; 10,0**	6,9; 7,75
169	361	202	-	6,5E-5	4,2E-5	6,6	-
170	395	133	-	8,4E-5	0,0001	8,9; 0,91	7,3
180	395	110	-	1,3E-4; 3,1E-5**	0,0002; 0,0039**	10,9; 11,1*; 1,0; 3,2**	7,4
183	395	-	417	3,5E-4; 8,6E-5**	0,0049**	20,4; 6,9**	-
194	430	159	432	2,0E-5	2E-4; 2E-5	6,8; 1,0	7,4; 7,1

* à 15 °C

** à 20 °C

Tableau 3.15 (suite)

Composé	PM	PF (°C)	PE (°C)	PV (20 °C) Pa	Solubilité (20 °C) mg/L	H (20 °C) Pa m ³ /mol	log K _{ow}
<u>Pesticide</u>	<u>a,b,o</u>	<u>a,b,f,o</u>	<u>a,o</u>	<u>b,d,h</u>	<u>b,q</u>	<u>b,d</u>	<u>b,d</u>
α-HCH	291	160	288	0,073; 0,14	1	0,87	3,8
lindane	291	113	323	0,025; 0,039	6,5	0,13	3,8
γ-chlordane	410	104	-	0,0079**; 0,0037	0,05**; 0,01	9,02**	3,0**
DDE	318	89	-	0,0050; 0,0018	0,04	7,95	5,7
DDT	355	109	-	1,5E-04; 3E-04	0,003	2,36	6,0
HCB	285	231	323	0,13; 0,24 ^r ; 0,077	0,04	7,12; 131 ^r	6,0; 5,5 ^r
Mirex	546	485 ^{déc}	-	4,76; 1,5E-04	6,5E-05	839	6,9

* à 25 °C ; ** l'isomère n'est pas spécifié ; déc - se décompose.

a : Merck Index (1983); b : Suntio *et al.* (1988); c : Shiu et Mackay (1986), d : Mackay *et al.* (1992); e : Pearlman *et al.* (1984); f : Eastcott *et al.* (1988); g : Miller *et al.* (1985); h : calculé de Hinckley *et al.* (1990); i : Hulscher *et al.* (1992); j : Rappaport et Eisenreich (1984); k : Dunnivant *et al.* (1988); l : Dunnivant *et al.* (1992); m : Brunner *et al.* (1990); n : Baker et Eisenreich (1990); o : Handbook of Chemistry and Physics, 55th edition; p : Falconer et Bidleman (1994); q : Pesticide Manual (1991); r : Falconer *et al.* (1995); s : Murphy *et al.* (1987).

Tableau 3.16 Rapports de lessivage pour des éléments traces inorganiques.

Élément	W (masse)*	Référence
Al	375; 756(A); 504(E); 1188(H)	a, e
As	110	a
Cd	125 528(A); 384(E); 708(H)	a e
Co	-	-
Cr	150	a
Cu	140; 751 1188(A); 984(E); 1596(H)	a e
Fe	34 951; 250; 253 468(A); 348(E); 672(H)	b, c a e
Hg	-	-
Li	-	-
Mn	370; 698 322 756(A); 708(E); 816(H)	a c e
Ni	125 254	a e, c
Pb	76; 169; 160 - 18,000 65 216(A); 228(E); 216(H)	a b, c e
Se	-	-
Zn	179; 671 228 612(A); 624(E); 600(H)	a c e

* W est exprimé en masse tel que décrit par McMahon et Denison (1979): $W = k r/c$ où k est la concentration de l'élément trace dans les précipitations (mg/g), r est la masse volumique de l'air (1200 g/m³) et c est la concentration de l'élément trace dans l'air (mg/m³).

a: McMahon et Denison (1979) (une revue de la littérature); b: Grosch et Schmitt (1988) ; c: Wolff *et al.* (1987) ; d: Lindberg *et al.* (1991) ; e: Chan *et al.* (1986); f: Schroeder *et al.*, 1987.

A = moyenne annuelle; E = été (mai à octobre); H = hiver (novembre à avril).

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 3.17 Lessivage théorique ($\omega = RT/H$) (25°C) et W (pluie/air) pour certains contaminants organiques.

Composé	ω	W littérature
phénanthrène	690 ^a	3 400 ^e ; 1 400 ⁱ ; 7 000 ^j ; 790 (pluie); 13 200 (neige) ^o
anthracène	1 508 ^a	1 900 ^e ; 6 090 (pluie); 104 000 (neige); 7 200 ⁱ ; 34 300 ^j
fluoranthène	2 849 ^a	6 300 ^e ; 6 600 ^p ; 4 810 (pluie); 36 400 (neige); 4 000 ⁱ ; 58 700 ^j
pyrène	2 674 ^a	5 900 ^e ; 4 000 ⁱ ; 44 300 ^j ; 3 300 (pluie); 31 400 (neige); 6 100 ^p
b(a)pyrène	44 053 ^a	205 000 (pluie); 75 400 (neige); 39 000 ⁱ ; 226 000 ^j
acénaphthylène	-	1 600 ^e ; 11 000 ⁱ ; 0 ^j
acénaphthène	236 ^a	1 000 ^e ; 381 ⁱ ; 17 300 ^j
fluorène	281 ^a	1 600 ^e ; 1 500 ^e ; 738 ^j ; 6 100 ⁱ
b(a)anthracène	5 952 ^a	5 1500 (pluie); 52 700 (neige); 4 000 ^p ; 12 000 ^e ; 9 000 ⁱ ; 139 400 ^j
chrysène	5 556 ^a	7 000 ^p ; 18 000 ^e ; 4 400 ⁱ ; 124 300 ^j
b(b)fluoranthène	47 765 ^{*,k}	12 500 ⁱ ; 153 400 ^j
b(k)fluoranthène	56 651 ^{*,k}	111 800 ⁱ ; 0 ^j
b(e)pyrène	34 2062 ^{**,q}	135 000 (pluie); 70 000 (neige); 2 100 ^p ; 5 800 ^e
ind(1,2,3-cd)pyrène	84 000 ^{*,k}	174 000 (pluie); 53 500 (neige); 11 800 ⁱ ; 259 600 ^j
diB(ah)anthracène	325 733 ^a	47 800 ⁱ ; 189 900 ^j
b(ghi)perylène	170 648 ^a	248 000 (pluie); 56500 (neige); 3 100 ^p ; 8 600 ⁱ ; 168 400 ^j
α -HCH	2 848 ^b	31 000 ^e ; 26 000 ^f ; 5 200 – 23 000 ^g ; 10 000 – 50 000 ^h ; 2 000 ⁱ ; 15 100 ^j ; 3 100 – 6 900 ^r
lindane	19 058 ^b	37 000 ^f ; 23 000 – 41 000 ^g ; 9 200 ⁱ ; 152 900 ^j ; 6 400 – 27 100 ^r
DDT	1 050 ^b	35 000 ^f ; <6 000 – 68 000 ^g ; 20 000 – 80 000 ^h ; 0 ⁱ ; 156 300 ^j
DDE	-	6 800 ⁱ ; 24 100 ^j
mirex	3,0 ^b	-
HCB	348 ^b ; 60 ^k ; 19 ^c	2 000 ^f ; <1 000 ^g ; 1 500 ^h ; 399 ⁱ ; 14 100 ^j ; 3 000 – 52 600 ^r

* à 20 °C; ** à 25 °C

Tableau 3.17 (suite)

Composé	ω	W littérature
BPC 3	89 ^d ; 58 ^l	-
BPC 26	82 ^d	600 – 120 000 ⁱ
BPC 28	83 ^d ; 117 ^k	-
BPC 66	120 ^d ; 29 ^l	3 100 ^j ; 9 000 ^j
BPC 77	238 ^d ; 1 440 ^l	-
BPC 101	70 ^l ; 100 ^d	700 – 70 000 ⁱ ; 1 400 ^j ; 12 800 ^j
BPC 105	248 ^d	-
BPC 118	194 ^d	1 500 – 130 000 ⁱ ; 5 300 ^j ; 25 600 ^j
BPC 126	299 ^d	-
BPC 128	208 ^l ; 799 ⁿ ; 236 ^d	-
BPC 138	30 ^l ; 188 ^d	2 900 – 280 000 ⁱ
BPC 153	58 ^l ; 185 ⁿ ; 148 ^d	2 000 – 200 000 ⁱ
BPC 169	375 ^d	-
BPC 170	282 ^d	-
BPC 180	229 ^d	4 300 – 650 000 ⁱ
BPC 183	121 ^d	-
BPC 194	364 ^d	-

a : Eastcott *et al.* (1988) à 25°C; b : références citées dans Suntio *et al.* (1988) à 25°C; c : Mackay *et al.* (1992) à 25°C; d : Dunnivant *et al.* (1992) à 25°C; e : Ligocki *et al.* (1985a) ($W_{gazeuse} = \text{[pluie]}_{diss} / \text{[air]}_{gazeuse}$) mesuré à 8°C; f : Atlas et Giam (1988); g : références citées dans Atlas et Giam (1988); h : références citées dans Eisenreich *et al.* (1981); i : Duinker et Bouchertall (1989) pour 3 événements de pluie; j : Gatz *et al.* (1994) - phases gazeuse + particulaire pour l'été; k : Hulscher *et al.* (1992); l : Shiu et Mackay (1986); m : Brunner *et al.* (1990); n : Dunnivant *et al.* (1988); o : McVeety et Hites (1988) - phases gazeuse + particulaire; p : Ligocki *et al.* (1985) - lessivage total : phases gazeuse + particulaire; q : Baker et Eisenreich (1990); r : Reid *et al.* (1991).

Tableau 3.18 Tension de vapeur liquide (p°_L en Pa) calculée à trois températures pour certains HAP, pesticides organochlorés et congénères de BPC.

Composé	p°_L à 0°C	p°_L à 10°C	p°_L à 20°C
<u>HAP^a</u>			
phénanthrène	0,0071	0,021	0,060
anthracène	0,0069	0,020	0,056
fluoranthène	0,00036	0,0012	0,0036
pyrène	0,00077	0,0026	0,0082
b(a)pyrène	2,067E-07	9,14E-07	3,65E-06
b(a)anthracène	1,82E-05	7,48E-05	2,80E-04
b(e)pyrène	3,29E-07	1,37E-06	5,22E-06
<u>Pesticide^a</u>			
α -HCH	0,0176	0,0510	0,1376
lindane	0,0047	0,0140	0,0389
HCB	0,0098	0,0284	0,0767
<i>cis</i> -chlordane	0,0002	0,0008	0,0026
<i>trans</i> -chlordane	0,0003	0,0012	0,0037
DDE	0,0001	0,0005	0,0018
DDT	0,000016	0,0001	0,0003
mirex	0,0000097	0,00004	0,00015

Tableau 3.18 (suite)

Composé	p _L à 0°C	p _L à 10°C	p _L à 20°C
<u>BPC^b</u>			
3	0,078243	0,221264	0,582859
26	0,002256	0,007598	0,023559
28	0,001876	0,006320	0,019595
66	0,000282	0,001029	0,003443
77	0,000086	0,000335	0,001186
101	0,000137	0,000524	0,001836
105	0,000030	0,000122	0,000458
118	0,000043	0,000174	0,000634
126	0,000014	0,000063	0,000248
128	0,000011	0,000046	0,000178
138	0,000017	0,000071	0,000268
153	0,000023	0,000095	0,000357
169	0,0000015	0,0000073	0,000032
170	0,0000022	0,000010	0,000043
180	0,0000036	0,000016	0,000066
183	0,0000103	0,000045	0,000180
194	0,00000044	0,0000022	0,0000098
<u>Biphényles^a</u>			
tétra-chloro	0,0004	0,0014	0,0045
penta-chloro	0,0001	0,0005	0,0017
octa-chloro	0,000017	0,0001	0,0003
déca-chloro	0,0000003	0,000002	0,000007

a: calculé avec les données de Hinckley *et al.* (1990); b: calculé avec les données de Falconer et Bidleman (1994).

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 3.19 Fraction d'un contaminant dans la phase particulaire (ϕ) à trois températures pour certains HAP, pesticides organochlorés et congénères de BPC. $\phi = c\theta/(c\theta + p^o_L)$ où c est une constante (17,2 Pa cm), θ est la surface de la particule disponible pour l'adsorption ($1,5 \times 10^{-06} \text{ cm}^2 / \text{cm}^3$ d'air pour l'air continental de qualité moyenne) et p^o_L est la tension de vapeur liquide.

Composé	ϕ à 0 °C	ϕ à 10 °C	ϕ à 20 °C
<u>HAP^d</u>			
phénanthrène	0,0036	0,0012	0,00043
anthracène	0,0037	0,0013	0,00046
fluoranthène	0,068	0,021	0,0070
pyrène	0,032	0,0098	0,0031
b(a)pyrène	0,99	0,97	0,88
b(a)anthracène	0,59	0,26	0,085
b(e)pyrène	0,99	0,95	0,83
<u>Pesticide^a</u>			
α -HCH	-; 0,0015	-; 0,0005	-; 0,0002
lindane	-; 0,0055	-; 0,0018	-; 0,0007
HCB	0,0017; 0,0026	0,00060; 0,0009	0,00022; 0,0003
cis-chlordane	0,070; 0,1038	0,021; 0,0313	0,0064; 0,0097
trans-chlordane	0,049; 0,0728	0,014; 0,0219	0,0045; 0,0069
DDE	0,12; 0,1673	0,033; 0,0492	0,0095; 0,0144
DDT	0,52; 0,6197	0,20; 0,2766	0,061; 0,0901
mirex	0,63; 0,7262	0,30; 0,3940	0,1; 0,1492

Tableau 3.19 (suite)

Composé	ϕ à 0 °C	ϕ à 10 °C	ϕ à 20 °C
<u>BPC^b</u>			
3	0,00033	0,00012	0,000044
26	0,011	0,0034	0,0011
28	0,014	0,0041	0,0013
66	0,084	0,024	0,0074
77	0,230	0,071	0,021
101 ^{b; c}	0,158; 0,11	0,047; 0,032	0,014; 0,0092
105	0,466	0,174	0,053
118 ^{b; c}	0,374; 0,28	0,129; 0,089	0,039; 0,026
126	0,643	0,291	0,094
128	0,706	0,359	0,126
138	0,604	0,268	0,088
153	0,530	0,214	0,067
169	0,945	0,778	0,445
170	0,921	0,716	0,376
180	0,876	0,612	0,280
183	0,714	0,363	0,125
194	0,983	0,922	0,724
<u>Biphényles^d</u>			
tétra-chloro	0,0579	0,0177	0,0057
penta-chloro	0,1617	0,0498	0,0154
octa-chloro	0,6081	0,2677	0,0868
déca-chloro	0,9884	0,9444	0,7912

a : la première valeur pour chaque température est de Eisenreich et Strachan (1992) et la deuxième est calculée avec les données de Hinckley et al. (1990); b : F calculé avec les données de Falconer et Bidleman (1994); c : Eisenreich et Strachan (1992); d : F calculé avec les données de Hinckley et al. (1990).

Tableau 3.20 Demi-vie atmosphérique attribuable à la photolyse pour certains HAP et pesticides organochlorés (EPA, 1989).

Composé	Demi-vie (photolyse) (heures)
HAP	
phénanthrène	25
anthracène	1,7
fluoranthène	63
pyrène	2,0
b(a)pyrène	1,1
Pesticide	
α -HCH	?
lindane	?
chlordane	?
DDT	ns
DDE	146
HCB	?

ns : non significatif

? : inconnue

Tableau 3.21 Temps de vie photochimique (jours) dans l'atmosphère pour certains HAP, pesticides organochlorés et congénères de BPC en supposant une concentration d'hydroxyle dans l'atmosphère de $4E05$ molécules/cm³.

Composé	Constante de réaction (OH) cm ³ /molécule/s	Temps de vie (jours)	Référence
<u>HAP</u>			
phénanthrène	(1,3 – 3,4) E-11	0,85 - 2,3	a, b, c
anthracène	(1,3 – 4,0) E-10	0,072 - 0,22	a, b
fluoranthène	3,4E-11	0,86	b
pyrène	3,2E-10	0,090	b
b(a)pyrène	6,2E-10	0,047	b
acénaphthylène	11E-11	0,26	h
acénaphthène	10E-11	0,29	h
fluorène	1,3E-11	2,2	i
<u>Pesticides</u>			
α-HCH	(0,6 – 7,4) E-12	3,9 - 48	b, d
lindane	(0,6 – 7,4) E-12	3,9 - 48	b, d, e
p,p-DDT	3,8E-12	7,6	b
DDE	3,8E-12	7,6	b
HCB	(0,99 – 1,8) E-14	1608 - 2920	b, e
chlordan	1,3E-11	2,19	b
<u>BPC par congénère</u>			
3	(3,1 – 4,7) E-12	6,2 - 9,3	f
26 et 28	(0,7 – 1,6) E-12	18 - 41	f
66 et 77	(0,4 – 0,9) E-12	32 - 72	f
126	(0,2 – 0,4) E-12	72 - 145	f
169	(0,1 – 0,2) E-12	145-290	f
<u>BPC par no. de Cl</u>			
0			
1	6,7E-12	4,3	g
2	(3,2 – 4,6) E-12	6,3 - 9,0	g
3	(1,4 – 3,1) E-12	9,3 - 20,7	g
4	(1,0 – 2,1) E-12	13,8 - 28,9	g
5	(0,36 – 1,7) E-12	17,0 - 80,4	g
6	(0,3 – 0,9) E-12	32,2 - 96,5	g
	(0,16 – 0,5) E-12	57,9 - 180,8	g

a : Biermann *et al.* (1985); b : EPA (1989); c : Kwok *et al.* (1994); d : Zetsch (1991) cité dans Schreitmüller et Ballschmiter (1985); e : Atkinson *et al.* (1992); f : Atkinson (1987); g : Kwok *et al.* (1995); h : Atkinson et Aschmann (1988) cité dans Arey *et al.* (1989); i : Atkinson (1987) cité dans Arey *et al.* (1989).

Références

ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists) (1993), Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices, 231 p.

Arey J., R. Atkinson, B. Zielinska, et P.A. McElroy (1989), Diurnal concentrations of volatile polycyclic aromatic hydrocarbons and nitroarenes during a photochemical air pollution episode in Glendora, California. *Environ. Sci. and Technol.*, 23 : 321-327.

Atkinson R. (1988) In : *Air pollution, the automobile, and public health*, (Watson A.Y, R.R. Bates et D. Kennedy, eds.), National Academy Press, Washington, DC, 324 p.

Atkinson R. (1987), Estimation of OH radical reaction rate constants and atmospheric lifetimes for polychlorobiphenyls, dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Environ. Sci. and Technol.* 21 : 305-307.

Atkinson R., E.S.C. Kwok, et J. Arey (1992), Photochemical processes affecting the fate of pesticides in the atmosphere. *International Conference on Pests & Diseases*, Brighton, UK, Nov 23-26, 92, v2, British Crop Protection Council *et al.* 1992, 469-476.

Atlas E. et C.S. Giam (1988), Ambient concentration and precipitation scavenging of atmospheric organic pollutants. *Water, Air and Soil Pollution*, 38 : 19-36.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (1989), *Toxicological profile for zinc*. US Public Health Service, 121 p.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (1992), *Toxicological profile for mercury*. Public Health Service, US Department of Health and Human Services. DRAFT

Baek S.O., R.A. Field, M.E. Goldstone, P.W. Kirk, J.N. Lester, et R. Perry (1991), A review of atmospheric PAHs : sources, fate, and behaviour. *Water, Air, and Soil Pollution*, 60 : 279-300.

Baker J.E., et S.J. Eisenreich (1990), Concentrations and fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls across the air-water interface of Lake Superior. *Environ. Sci. Technol.*, 24 : 342-352.

Barrie L.A. (1988), Aspects of atmospheric pollutant origin and deposition revealed by multielemental observations at a rural site in Eastern Canada. *Journal of Geophysical Research*, 93 (D4) : 3773-3788.

- Barrie L.A., G. Den Hartog., J.W. Bottenheim (1989), Anthropogenic aerosols and gases in the lower troposphere at Alert Canada in April 1986. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 9 : 101-127.
- Barrie L.A., S.E. Lindberg, W.H. Chan, H.B. Ross, R. Arimoto, et T.M. Church (1987), On the concentration of trace metals in precipitation. *Atmos. Env.*, 21 : 1133-1135.
- Barrie L.A., et R.M. Hoff (1985), Five years of air chemistry observations in the Canadian Arctic. *Atmos. Env.*, 19 : 1995-2010.
- Bidleman T.F., et L.L. McConnell (1995), A review of field experiments to determine air-water gas exchange of persistent organic pollutants, *The Science of the Total Environ.*, 159 : 101-117.
- Bidleman T.F., G.W. Patton, M.D. Walla, B.T. Hargrave, W.P. Vass, P. Erickson, B. Fowler, V. Scott, et D.J. Gregor (1989), Toxaphene and other organochlorines in Arctic Ocean fauna: evidence for atmospheric delivery, *Arctic*, 42 : 307-313.
- Bidleman T. (1988), Atmospheric processes : wet and dry deposition of organic compounds are controlled by their vapor-particle partitioning, *Environ. Sci. Technol.*, 22 : 361-367.
- Biermann H.W., H. Mac Leod, R. Atkinson, A.M. Winer, et J.N. Jr Pitts (1985), Kinetics of the gas-phase reactions of the hydroxyl radicals with naphthalene, phenanthrene, and anthracene. *Environ. Sci. and Technol.*, 19 : 244-248.
- Bodek I. J. Warren, et W. Reehl (1988), *Environmental inorganic chemistry : Properties processes & estimation methods*, Pergamon Press, 1040 p.
- Brun G.L., G.D. Howell, et H.J. O'Neill (1991), Spatial and temporal patterns of organic contaminants in wet precipitation in Atlantic Canada. *Environ. Sci. and Technol.*, 25 : 1249-1261.
- Brunner S., E. Hornung, H. Santl, E. Wolff, et O.G. Piringer (1990), Henry's Law constants for polychlorinated biphenyls : experimental determination and structure-property relationships, *Environ. Sci. and Technol.*, 24 : 1751-1754.
- CCMRE (1987). *Recommandation pour la qualité des eaux au Canada*. Environnement Canada, 125 p.

Chan C.H., G. Bruce, et B. Harrison (1994), Wet deposition of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls to the Great Lakes, *J. Great Lakes Res.*, 20 : 546-560.

Chan C.H., et L.H. Perkins (1989), Monitoring of trace organic contaminants in atmospheric precipitation. *J. Great Lakes Res.*, 15 : 465-475.

Chan W.H., A.J.S. Tang, D.H.S. Chung, et M.A. Lulis (1986), Concentrations and deposition of trace metals in Ontario - 1982. *Water, Air and Soil Pollution*, 29 : 373-379.

Church T.M., J.M. Tramontano, J.R. Scudlark, T.D. Jickells, J.J. Jr Tokos, et A.H. Knap (1984), The wet deposition of trace metals to the western Atlantic Ocean at the mid-Atlantic coast and on Bermuda, *Atmos. Env.*, 12 : 2657-2664.

Dickhut R.M., et K.E Gustafson (1995), Atmospheric washout of polycyclic aromatic hydrocarbons in the southern Chesapeake Bay region, *Environ. Sci. and Technol.*, 29 : 1518 - 1525.

Dolan D., K.P. McGunagle, S. Perry, et E. Voldner (1993), *Source investigation for Lake Superior*. A report to the virtual elimination Task Force. International Joint Commission. Windsor, Ontario, 211 p.

Duinker J.C., et F. Bouchertall (1989), On the distribution of atmospheric polychlorinated biphenyl congeners between vapor phase, aerosols and rain. *Environ. Sci. and Technol.*, 23 : 57-62.

Dunnivant F.M., J.T. Coates et A.W. Elzerman (1988), Experimentally determined Henry's Law constants for 17 polychlorobiphenyl congeners, *Environ. Sci. and Technol.*, 22 : 448-453.

Dunnivant F.M., A.W. Elzerman, P.C. Jurs et M.N. Hasan (1992), Quantitative structure-property relationships for aqueous solubilities and Henry's Law constants for polychlorinated biphenyls, *Environ. Sci. and Technol.*, 26 : 1567-1573.

Durham W.F. (1976), Human health hazards of respiratory exposure to pesticides. In : *Air pollution from pesticides and agricultural processes*, (R.E. Lee, Jr., editeur), CRC Press, Cleveland, Ohio, p. 163 - 176.

Eastcott L., W.Y. Shiu, et D. Mackay (1988), Environmentally relevant physical-chemical properties of hydrocarbons : a review of data and development of simple correlations, *Oil & Chemical Pollution*, 4 : 191-216.

EC et SC (Environnement Canada et Santé Canada) (1994a), *Le cadmium et ses composés*. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire: rapport d'évaluation.

EC et SC (Environnement Canada et Santé Canada) (1994b), *Le chrome et ses composés*. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire: rapport d'évaluation.

EC et SC (Environnement Canada et Santé Canada) (1994c), *Le nickel et ses composés*. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire: rapport d'évaluation.

Eisenreich S.J., B.B. Looney et J.D. Thornton (1981), Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem, *Environ. Sci. and Technol.*, 15 : 30-38.

Eisenreich S.J. et W.M.J. Strachan (1992), *Estimating atmospheric deposition of toxic substances to the Great Lakes - an update*. A workshop held at the Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario, 1992.

EPA (US Environmental Protection Agency) (1989), *Chemical fate rate constants for SARA section 313 chemicals and Superfund health evaluation manual chemicals*. Office of Toxic Substances, EPA 68-02-4254, Washington, DC.

Falconer R.L. et T.F. Bidleman (1994), Vapor pressures and predicted particle/gas distributions of polychlorinated biphenyl congeners as functions of temperature and ortho-chlorine substitution, *Atmos. Env.*, 28 : 547-554.

Falconer R.L., T.F. Bidleman, et W.E. Cotham (1995), Preferential sorption of non- and mono-ortho polychlorinated biphenyls to urban aerosols. *Environ. Sci. and Technol.*, 29:1666-1673.

Finlayson-Pitts B.J., et J.N. Pitts (1986), *Atmospheric chemistry : Fundamentals and experimental techniques*. J. Wiley & Sons, 1098 p.

Gao N, P.K. Hopke, et N.W. Reid (1996), Possible sources for some trace elements found in airborne particles and precipitation in Dorset, Ontario. *J. of the Air and Waste Management Assoc.* 46, 1035-1047.

Gatz D.F., C.W. Sweet, I. Basu, S. Vermette, K. Harlin, et S. Bauer (1994), *Great Lakes Integrated Atmospheric Deposition Network (IADN) : Data report 1990 - 1992*. US-EPA, 145 p.

Gilbert B., M. Baril et R. Leduc (1990), Techniques de mesure des dépôts secs : revue bibliographique, *Pollution Atmosphérique*, 139 (3) : 306-323.

Glass G.E., E.N. Leonard, W.H. Chan, et D.B. Orr (1986), Airborne mercury in precipitation in the Lake Superior region, *J. Great Lakes Research*, 12(1) : 37-51.

Grosch S. et G. Schmitt (1988), Experimental investigations on the deposition of trace metals in forest areas. In : *Environmental Meteorology*, (K. Gretenand et J. Löbel, eds.), Kluwer Academic Publishers, p. 201-216.

Handbook of Chemistry and Physics, 55^e edition (1974 - 1975), CRC Press.

Hargrave B.T., W.P. Vass, P.E. Erickson, et B.R. Fowler (1988), Atmospheric transport of organochlorines to the Arctic Ocean, *Tellus*, 40B : 480-493.

Hart K.M. et J.F. Pankow (1994), High-volume air sampler for particle and gas sampling. 2. Use of backup filters to correct for the adsorption of gas-phase polycyclic aromatic hydrocarbons to the front filter. *Environ. Sci. and Technol.*, 28 : 665-661.

Hinckley D.A., T.F. Bidleman, W.T. Foreman, et J.R. Tuschall (1990), Determination of vapor pressures for nonpolar and semipolar organic compounds from gas chromatographic retention data, *J. Chem. Eng. Data* 35, p. 232-237.

Hoff R.M. (1994), An error budget for the determination of the atmospheric mass loading of toxic chemicals to the Great Lakes, *J. Great Lakes Res.*, 20 : 229-239.

Hoff R.M., D.C.G. Muir, et N.P. Grift (1992a), Annual cycle of polychlorinated biphenyls and organohalogen pesticides in air in southern Ontario. 1, *Environ. Sci. and Technol.*, 26 : 266-275.

Hoff R.M., D.C.G. Muir, et N.P. Grift (1992b), Annual cycle of polychlorinated biphenyls and organohalogen pesticides in air in southern Ontario. 2, *Environ. Sci. Technol.*, 26 : 276-283.

Hopper J.F. et L.A. Barrie (1988), Regional and background aerosol trace elemental composition observed in eastern Canada, *Tellus*, 40B : 446-462.

Hornbuckle K.C., D.R. Achman et S.J. Eisenreich (1993), Over-water and over-land polychlorinated biphenyls in Green Bay, Lake Michigan, *Environ. Sci. and Technol.* : 27 : 87-98.

Hulscher T.H., E.M. Ten, L.E. van Der Velde et W.A. Bruggeman (1992), Temperature dependence of Henry's Law constants for selected chlorobenzenes, polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons, *Environ. Tox. and Chem.*, 11 : 1595-1603.

- Kelly T.J., J.M. Czuczwa, P.R. Stickse, G.M. Sverdrup, P.J. Koval et R.F. Hodanbosi (1991), Atmospheric and tributary inputs of toxic substances to Lake Erie, *J. Great Lakes Res.*, 17 : 504-516.
- Kwok E.S.C., R. Atkinson, et J. Arey (1995), Rate constants for the gas-phase reactions of the OH radical with dichlorobiphenyls, 1-chlorodibenzo-p-dioxin, 1,2-dimethoxybenzene, and diphenyl ether : estimation of OH radical reaction rate constants for PCBs, PCDDs, and PCDFs, *Environ. Sci. and Technol.*, 29 : 1591-1598.
- Kwok E.S.C., W.P. Harger, J. Arey, et R. Atkinson (1994), Reactions of gas-phase phenanthrene under simulated atmospheric conditions, *Environ. Sci. and Technol.*, 28 : 521-527.
- Lane D.A. (1991), Polycyclic aromatic hydrocarbons : atmospheric physics and chemistry. In: *Organic Chemistry of the Atmosphere*, L.D. Hansen et D.J. Eatough, Eds., CRC Press, 211 p.
- Lane D.A., W.H. Schroeder, et N.D. Johnson (1992), On the spatial and temporal variations in atmospheric concentrations of hexachlorobenzene and hexachlorocyclohexane isomers at several Sites in the province of Ontario, Canada, *Atmos. Env* 26A, 31-42.
- LaZerte B.D. (1993), Recent reductions in lead deposition and surface water concentrations in central Ontario, Canada. In *Proceedings of the International Conference on Heavy Metals in the Environment*, vol 2, Toronto, Sept 1993.
- Li Y.F., A. McMillan, et M.T. Schultz (1996), Global HCH usage with 1° X 1° Longitude/Latitude Resolution, *Environ. Sci. Technol.*, 30, 3525-3533.
- Ligocki M.P., C. Leuenberger et J.F. Pankow (1985), Trace organic compounds in rain-III. Particle scavenging of neutral organic compounds, *Atmos. Env.*, 19 : 1619-1626.
- Lindberg S.E. (1996), Forest and the global biogeochemical cycle of mercury : The importance of understanding air/vegetation exchange processes. In : *Regional and global mercury cycles*, (Baeyens, W.O. Vasiliev, eds), NATO ASI Series.
- Lindberg S.E., R.R. Turner, T.P. Meyers, G.E. Jr. Taylor, et W.H. Schroeder (1991), Atmospheric concentrations and deposition of Hg to a deciduous forest at Walker Branch Watershed, Tennessee, USA. *Water, Air, and Soil Pollution*, 56 : 577-594.
- Loranger S. et J. Zayed (1994), Manganese and lead concentrations in ambient air and emission rates from unleaded and leaded gasoline between 1981 and 1992 in Canada : a comparative study, *Atmos. Environ.*, 28 : 1645-1651.

Mackay D., W.Y. Shiu, et K.C. Ma (1992), *Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals*. vol 1, Lewis Publishers, Boca Raton.

Malaiyandi M. et S.M. Shah (1984), Evidence of photoisomerisation of hexachlorocyclohexane isomers in the ecosphere, *J. Environ Sci Health*, A19(8) : 887-910.

Manchester-Neesvig J.B. et A.W. Andren (1989), Seasonal variation in the atmospheric concentration of polychlorinated biphenyl congeners. *Environ. Sci. and Technol.*, 23, 1138-1148.

McMahon T.A. et P.J. Denison (1979), Empirical atmospheric deposition parameters - a survey, *Atmos. Env.*, 13 : 571-585.

McNeely R.N., V.P. Neimanis, et L. Dwyer (1980), *Références sur la qualité des eaux : Guide des paramètres de la qualité des eaux*. Environnement Canada.

McVeety B.D. et R.A. Hites (1988), Atmospheric deposition of PAHs to water surfaces : a mass balance approach, *Atmos. Env.*, 22 : 511-536.

Merck Index (1983), *An Encyclopedia of chemicals, drugs and biologicals*, 10th edition, (1983), 1606 p.

Mierle G. (1990), Aqueous inputs of mercury to Precambrian Shield lakes in Ontario, *Environ. Tox. and Chem.*, 9, 843-851.

Miller M.M., S.P. Wasik, G.L. Huang, W.Y. Shiu, et D. Mackay (1985), Relationships between octanol-water partition coefficient and aqueous solubility, *Environ. Sci. and Technol.*, 19 : 522-528.

Muhlbaier Dasch J. et G.T. Wolff (1989), Trace inorganic species in precipitation and their potential use in source apportionment studies, *Water, Air, and Soil Pollution*, 43 : 401-412.

Muller J. (1992), Residence time and deposition of particle bound atmospheric substances. In: *Deposition of atmospheric pollutants*, R. Reidel Publishing Compagny, p 43-52.

Murphy T.J., M.D. Mullin et J.A. Meyer (1987), Equilibration of polychlorinated biphenyls and toxaphene with air and water, *Environ. Sci. and Technol.*, 21, 155-162.

Nriagu J.O. (1979), *Copper in the Environment*, New York : Wiley.

Nriagu J.O., J.M. Pacyna, J.B. Milford et C.I. Davidson (1988), Distribution and characteristic features of chromium in the atmosphere. In : *Chromium in the natural and human environment*, (J. O. Nriagu et E. Nieboer, eds.), J. Wiley.

- OME (Ontario Ministry of the Environment) (1985), *Acidic precipitation in Ontario study: Annual statistics of concentration and deposition - cumulative precipitation monitoring network, 1983*, ARB-087-85-AQM, Ontario Ministry of the Environment, Air Resources Branch.
- Patton G.W., D.A. Hinckley, M.D. Walla et T.F. Bidleman (1989), Airborne organochlorines in the Canadian high Arctic, *Tellus*, 41B : 243-255.
- Pearlman R.S., S.H. Yalkowsky, et S. Banerjee (1984), Water solubilities of polynuclear aromatic and heteroaromatic compounds, *J. Phys. Chem. Ref. Data*, 13 : 555-562.
- Pesticide Manual : A world Compendium (1991), 10e edition, (C.R. Worthing, ed.), British Crop Protection Council.
- Pirrone N., G.J. Keeler, et J.O. Nriagu (1996), Regional differences in worldwide emissions of mercury to the atmosphere, *Atmos. Env.*, 30(17) : 2981-2987.
- Poissant L. (1997) , Field observation of total gaseous mercury behaviour : Interactions with ozone concentration and water vapour mixing ratio in air at a rural site, *Water, Air, Soil Pollution*, 97 : 341-353.
- Poissant L. et P. Béron (1994), Parameterized rainwater quality model in urban environment. *Atmos. Environ.* 28, 305-310.
- Poissant L., B. Harvey, A. Casimir, P. Béron, et M. Jean (1995), Mesures en continu de la vapeur mercurielle atmosphérique en milieu rural au sud du Québec, Canada, *Vecteur Environnement*, 28 : 41-46.
- Poissant L. et JF. Koprivnjak (1996), Fate and atmospheric concentration of α - and γ -Hexachlorocyclohexane in Québec, Canada, *Environ. Sci. Technol.*, 30(3) : 845-851.
- Poissant L., JF. Koprivnjak, M. Besner, J. Tremblay, et K. Lum (1994a), Mesure de substances toxiques aéroportées à Villeroy (Québec) pour l'année 1992, *Compte Rendu du 6e colloque sur les substances toxiques, Montréal, 10 et 11 mai 1994*, p. 257.
- Poissant L., JP. Schmit, et P. Béron (1994b), Trace inorganic elements in rainfall on the Montreal island, *Atmos. Environ.*, 28 : 339-346.
- Rappaport R.A. et S.J. Eisenreich (1984), Chromatographic determination of octanol-water partition coefficients (K_{ow} 's) for 58 polychlorinated biphenyl congeners, *Environ. Sci. and Technol.*, 18 : 163-170.

Reid N.W., P. Kiely, et W. Gizyn (1993), *Time trends in ambient lead in Ontario*. In Proceedings of the International Conference on Heavy Metals in the environment, Vol. 2, Toronto.

Reid N.W., M.N. Shackleton, D.B. Orr, et M.A. Lusic (1991), *Ontario monitoring of toxics deposition to the Great Lakes*. Presented at the 84th annual meeting and exhibition of the Air & Waste Management Association, June 1991.

Schmidt J.A. et A.W. Andren (1980), The atmospheric chemistry of nickel. In : *Nickel in the Environment*, (J.O. Nriudu, ed), J. Wiley & Son, NY.

Schreitmüller J. et K. Ballschmiter (1995), Air-water equilibrium of hexachlorocyclohexanes and chloromethoxybenzenes in the North and South Atlantic, *Environ. Sci. and Technol.*, 29 : 207-215.

Schroeder W.H. et J. Markes (1994), Measurements of atmospheric mercury concentrations in the Canadian environment near Lake Ontario, *J. Great Lakes Res.*, 20(1):240-259.

Schröder W.H., M. Dobson, D.M. Kane et N.D. Johnson (1987), Toxic trace elements associated with airborne particulate matter : A review, *APCA Journal*, 37(11) : 1267-1285.

Shaw R.W. Jr et R.J. Paur (1983), Composition of aerosol particles collected in rural sites in the Ohio River Valley, *Atmos. Environ.*, 17 : 2031-2044.

Shiu W.Y. et D. Mackay (1986), A critical review of aqueous solubilities, vapor pressures, Henry's Law constants, and octanol-water partition coefficients of the polychlorinated biphenyls. *J. Phys. Chem. Ref. Data*, 15 : 911-929.

Stokes P.M., P.G.C. Campbell, W.H. Schroeder, C. Trick, R.L. France, K.J. Puckett, B. LaZerte, M. Speyer, J.E. Hanna, et J. Donaldson (1988), *Manganese in the Canadian Environment*. National Research Council of Canada.

Strachan W.M.J. (1985), Organic substances in the rainfall of Lake Superior: 1983, *Environ. Tox. and Chem.*, 4 : 677-683.

Strachan W.J.M. (1988), Toxic contaminants in rainfall in Canada : 1984, *Envir. Toxicol. and Chem.*, 7 : 871-877.

Strachan W.M.J. et D.A. Burniston (1994), *1991 - 1993 trace elements and organics in wetfall*. Great Lakes Water Quality Agreement Annex 15. Integrated Atmospheric Deposition Network (IADN). NWRI DRAFT.

Suntio L.R., W.Y. Shiu, D. Mackay, J.N. Seiber, et D. Glotfelty (1988), Critical review of Henry's Law constants for pesticides, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 103 : 1-59.

Swackhamer D.L., B.D. McVeety et R.A. Hites (1988), Deposition and evaporation of polychlorobiphenyl congeners to and from Siskiwit Lake, Isle Royale, Lake Superior, *Environ. Sci. and Technol.*, 22 : 664-672.

Warneck P. (1988), *Chemistry of the natural atmosphere*, International geophysics series, vol. 48, Academic Press.

Weast R.C. (ed.) (1988), *CRC Handbook of Chemistry and Physics*, 69e edition, Boca Raton, FL, CRC Press.

Wolff G.T., T.M. Church, J.N. Galloway, et A.H. Knap (1987), An examination of SO_x, NO_x and trace metal washout ratios over the western Atlantic Ocean. *Atmos. Env.* 21(12) : 2623-2628.

Wong H.K.T., C.M. Banic, et W.M.J. Strachan (1993), *Trace metals in cloud water and precipitation*. In Proceedings of the International Conference on Heavy Metals in the Environment, vol 1, Toronto, Sept 1993.

Chapitre 4- Localisation des stations et méthodes d'échantillonnage

Le réseau d'échantillonnage des substances toxiques aéroportées a été établi de façon à couvrir l'ensemble des objectifs directeurs de ce projet. Ainsi un réseau d'échantillonnage complet constitué de trois stations maîtresses a été établi le long des rives du Saint-Laurent de Saint-Anicet à Mingan. Ce réseau couvre autant les aspects du transport à longue distance en provenance de l'Amérique du Nord, de l'Eurasie que de sources domestiques ou régionales. Deux stations satellitaires ont également été utilisées pour mieux caractériser l'influence de la grande région de Montréal sur les apports en substances inorganiques. La figure 4.1 montre l'emplacement des stations.

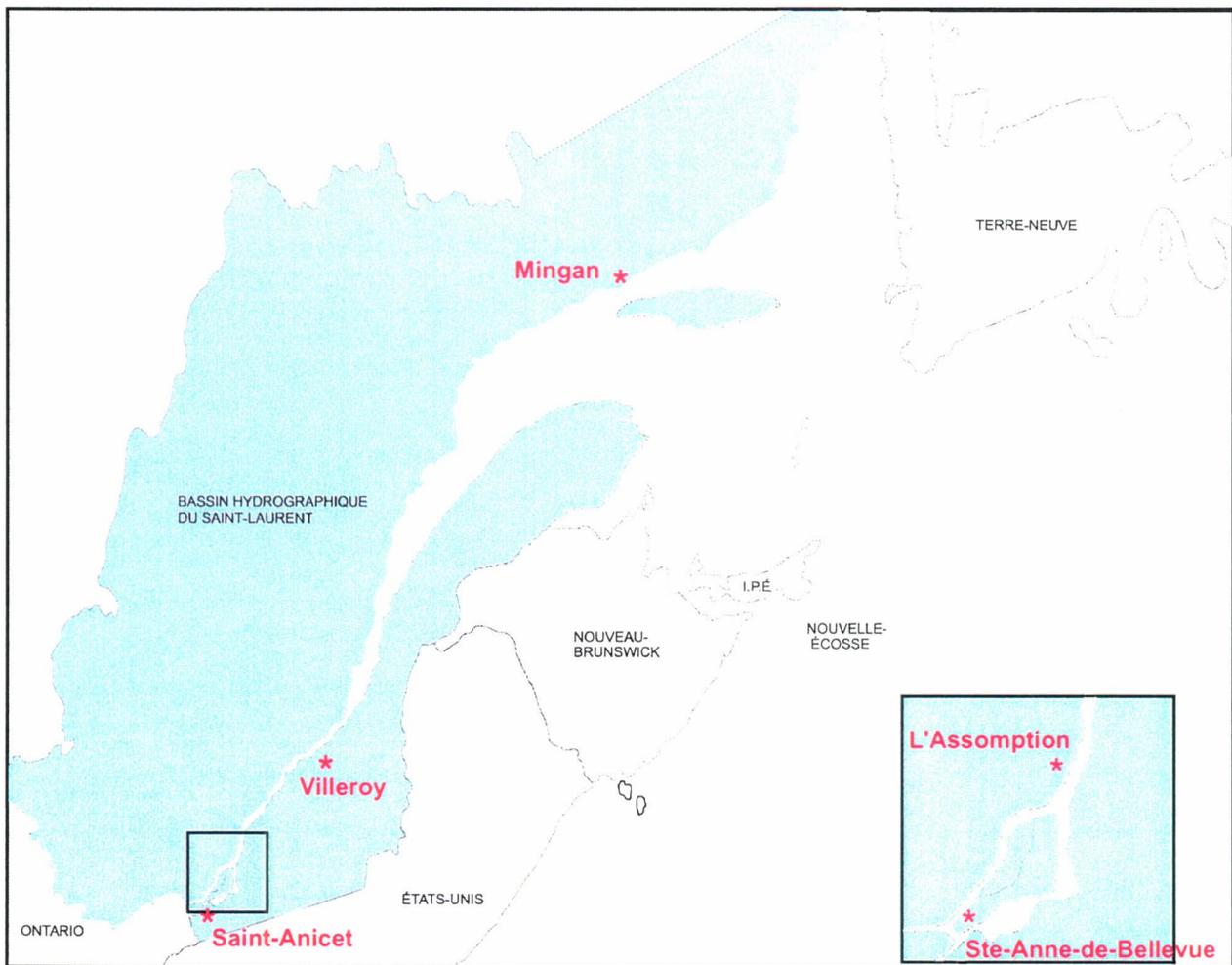


Figure 4.1 Réseau d'échantillonnage des substances toxiques aéroportées

Le choix des sites de mesure est fondamental dans la réussite et la recherche des objectifs établis. Les stations doivent être représentatives de grandes régions et ne doivent pas être sous l'influence de sources locales dont les échelles d'impact sont locales. Les stations situées en milieu rural, périurbain et éloigné sont toutes indiquées à ces fins, contrairement aux stations en milieu industriel où les concentrations très élevées peuvent masquer les structures fines du transport à longue distance.

Afin de s'assurer la représentativité des stations maîtresses, des stations mobiles et temporaires ont été utilisées. À la lumière des informations tirées de Koprivnjak, Poissant et Matthieu (1996a; 1996b), les stations maîtresses sont représentatives d'un espace régional (~ 100 km) pour tous les composés et même pour certains composés, d'un espace synoptique (~1000 km). Également, les critères de localisation des stations suivent dans la mesure du possible (cas des stations satellitaires) les règles de l'art établies par le réseau des Grands Lacs de l'IADN (*Integrated Atmospheric Deposition Network*) (Environnement Canada, 1990).

Stations maîtresses

Saint-Anicet

La station de Saint-Anicet est située en milieu rural sur la rive sud du Lac Saint-François (fleuve Saint-Laurent) entre Cornwall et Montréal, à 45°07' de latitude Nord et 74°17' de longitude Ouest. La station est entourée de fermes agricoles et céréalières avec quelques boisés composés principalement de feuillus (Koprivnjak et al., 1994a). Elle est localisée à environ 5 km à l'intérieur des terres.

Villeroy

La station de Villeroy est localisée en milieu rural à environ 10 km du fleuve Saint-Laurent sur la rive sud entre Trois-Rivières et Québec (46°26' de latitude Nord et 71°56' de longitude Ouest). Le site d'échantillonnage est entouré de fermes, de boisés et se situe à environ 50 km au nord de la zone québécoise de culture intensive du maïs (Tremblay et Seroranckx, 1992).

Mingan

La station de Mingan est localisée en milieu éloigné sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent entre Sept-Iles et Havre Saint-Pierre, à 50°16' de latitude Nord et 64°14' de longitude Ouest. La station est sise à environ 1 km de la rive du fleuve. Le milieu environnant est constitué principalement de forêts d'épinettes noires (Koprivnjak et al., 1994b).

Stations satellitaires

Sainte-Anne-de-Bellevue

La station de Sainte-Anne-de-Bellevue est située en milieu périurbain sur la pointe Ouest de l'Île de Montréal, à 45°26' de latitude Nord et 73°56' de longitude Ouest. La surface du site est un îlot gazonné de 30 m par 150 m, entouré de terres agricoles cultivées et de développement périurbain. Le site est situé à environ 70 mètres des bâtiments de la ferme expérimentale de l'Université McGill (Matthieu et al., 1995a).

L'Assomption

La station de L'Assomption est sise en milieu périurbain sur la rive Nord du fleuve Saint-Laurent et de la rivière L'Assomption, entre Montréal et Trois-Rivières, à 45°49' de latitude Nord et 73°26' de longitude Ouest. Le site est entouré de terres agricoles cultivées au Nord et nord-est et est sis dans un environnement semi-urbain. Le site est localisé sur les terrains de la ferme expérimentale (Agriculture Canada) (Matthieu et al., 1995b).

Instruments de mesure

Les instruments de mesure sur les sites maîtres sont installés sur une plate-forme (10 m X 10 m), à un mètre du niveau du sol. En plus des équipements de qualité de l'air et de précipitations, les sites sont pourvus d'une station météorologique complète.

Substances organiques

Des échantillons d'air intégrés sur 24 heures ont été prélevés aux six jours à l'aide d'un échantillonneur grand volume PS-1 (Andersen®), en aspirant de 280 à 400 m³ d'air à travers un filtre en fibre de verre (1 µm) suivi par une mousse en polyuréthane (PUF) (6 cm de diamètre par 8 cm de longueur, d'une masse volumique de 0,022 g/cm³ (poids = 4,98 g)).

Les échantillons de précipitation ont été recueillis à l'aide d'un échantillonneur automatique MIC B-100 (Hohener®) sur une base mensuelle. La matière organique est pré-concentrée à l'aide d'une cartouche de résine macromoléculaire XAD-2 à travers laquelle percole les précipitations (détails dans El Khoury et Bertrand, 1991).

Substances inorganiques

Les échantillons de particules en suspension ont été collectés à l'aide d'un échantillonneur à grand volume. Les échantillons intégrés sur 24 heures sont collectés tous les six jours en aspirant environ 1 500 m³ d'air à travers le système de filtration (filtre de verre de 1 µm).

La déposition humide inorganique était échantillonnée dans des sacs en polyéthylène sur une période de six jours à l'aide d'un échantillonneur MIC-B200 (détails dans Barbeau *et al.*, 1991).

Tableau 4.1 Liste des instruments d'échantillonnage et fréquences d'échantillonnage

Appareil	Période/fréquence
Grand volume PS-1 (organiques secs)	24 hr / 6 jours ⁽¹⁾
MIC B-100 (organiques humides)	mensuelle
Grand volume (inorganiques secs)	24 hr / 6 jours ⁽¹⁾
MIC B-200 (inorganiques humides)	hebdomadaire

(1) 24 hr / 12 jours pour la station de Mingan

Références

- Barbeau C., J. Turcotte, E. Fraser, et S. Paré (1991), *Échantillonnage et analyse des composés inorganiques toxiques aéroportés (bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent)*. Université Laval, 58 p.
- El Koury M., et M. Bertrand (1991), *Apport atmosphérique de certains composés organiques toxiques dans la composition chimique du fleuve Saint-Laurent et quelques uns de ses tributaires-Protocole d'échantillonnage et d'analyse*. Université de Montréal, 42 p.
- Environnement Canada (1990), *Integrated Atmospheric Deposition Network Siting Criteria, Canada/US Coordinating Committee on Annex 15 of the Great Lakes Water Quality Agreement*, June 1990.
- Koprivnjak JF., M. Besner, B. Harvey, et L. Poissant (1994a), *Substances toxiques aéroportées-Station d'échantillonnage de Saint-Anicet : description du site et aspects météorologiques*. Rapport interne, Environnement Canada, 43 p.
- Koprivnjak JF., M. Besner, B. Harvey, et L. Poissant (1994b), *Substances toxiques aéroportées-Station d'échantillonnage de Mingan : description du site et aspects météorologiques*. Rapport interne, Environnement Canada, 43 p.
- Koprivnjak JF., L. Poissant et R. Matthieu (1996a), *Étude de représentativité de la station de Saint-Anicet : constituants organiques et inorganiques, Hiver 1994*. Rapport interne, Environnement Canada, 21 p.
- Koprivnjak JF., L. Poissant et R. Matthieu (1996b), *Étude de la reproductibilité de l'échantillonnage, la représentativité de la station de Villeroy et de la capacité des mousses en polyuréthane pour retenir des composés organiques en phase gazeuse, Hiver 1994*. Rapport interne, Environnement Canada, 33 p.
- Matthieu R., J. Milton, B. Harvey, JF. Koprivnjak et L. Poissant (1995a), *Substances toxiques aéroportées- Station d'échantillonnage de Ste-Anne-de-Bellevue (WVQ) : description du site et aspects météorologiques*. Rapport interne Environnement Canada, 18 p.
- Matthieu R., J. Milton, B. Harvey, JF.Koprivnjak et L. Poissant (1995b), *Substances toxiques aéroportées- Station d'échantillonnage de L'Assomption (WEW) : description du site et aspects météorologiques*. Rapport interne, Environnement Canada, 18 p.
- Tremblay J., et R. Servranckx (1992), *Substances toxiques aéroportées- Station d'échantillonnage de Sainte-Françoise (Villeroy) : description du site et aspects météorologiques*. Rapport interne, Environnement Canada, 26 p.

Chapitre 5- Méthodes analytiques

5.1 Substances organiques

5.1.1 Schéma analytique

Le schéma analytique est conçu pour la quantification des analytes énumérés au tableau 5.1 et qui sont prélevés dans l'air et les eaux de précipitation à l'aide de diverses matrices d'échantillonnage. Les détails des procédures analytiques sont présentés dans Bertrand (1997), El Khoury et Bertrand (1991), El Khoury (1994) et Cyr (1995).

Tableau 5.1 Liste des analytes choisis

Composés	
HAP	
naphtalène	benzo(b)fluoranthène
acénaphthylène	benzo(k)fluoranthène benzo(e)pyrène
acénaphthène	benzo(a)pyrène
fluorène	benzo(a)pyrène (d12)
phénanthrène	indéno(123cd)pyrène
anthracène	dibenz(ah)anthracène
fluoranthène	benzo(ghi)pérylène
pyrène	
benzo(a)anthracène	
chrysène	
Pesticides	
HCB	α -HCH
γ -chlordan	p,p'-DDE
mirex	γ -HCH
	p,p'-DDT
Biphényles polychlorés	
2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphényl (BPC-180)	2,3',4,4',5-pentachlorobiphényl (BPC-118)
2,2',3,3',4,4'-hexachlorobiphényl (BPC-128)	3,3',4,4',5,5'-hexachlorobiphényl (BPC-169) 3,3',4,4'-
2,3,3',4,4'-pentachlorobiphényl (BPC-105)	tetrachlorobiphényl (BPC-77)
2,2',3,4,4',5-hexachlorobiphényl (BPC-138)	3,3',4,4',5-pentachlorobiphényl (BPC-126)

Le schéma analytique est constitué de quatre parties : le prélèvement, le fractionnement, l'analyse et le contrôle global de qualité (voir chapitre 6).

5.1.2 Préparation des supports d'échantillonnage

Les filtres et les PUF étaient préalablement conditionnés par des lavages pour éliminer toute trace de matière organique ciblée. Cette opération était faite par des extractions successives au soxhlet pendant 12 heures à l'acétone et au dichlorométhane (10 cycles/heure). Les filtres et les PUF étaient alors transférés sur du papier en aluminium pré-rincé (avec de l'acétone) et séché à l'étuve pendant 12 heures après quoi, ils étaient enveloppés dans du papier d'aluminium et scellés respectivement dans des sacs en plastique. Finalement, les deux sacs étaient mis ensemble dans un second sac en plastique. Au site d'échantillonnage, le filtre était installé sur une grille métallique et le PUF dans un cylindre en verre rincé à l'acétone. Ce dernier était placé dans un cylindre métallique vissé de façon étanche à la base de soutien du filtre. Toutes les manipulations avec les filtres et les PUF se font avec des gants en plastique et des pinces rincées avec de l'acétone.

Tout comme les filtres en fibre de verre et les mousses, la résine macroréticulaire XAD-2 doit subir un pré-traitement qui diffère légèrement de la méthode employée pour les précédents. La résine est extraite successivement pour des périodes de 24 heures, à un rythme de 3-4 cycles/heure, avec 250 ml d'acétone, de dichlorométhane et finalement de méthanol. La résine extraite peut ensuite servir au remplissage de la colonne.

5.1.3 Extraction des supports d'échantillonnage

Les supports d'échantillonnage (mousse et filtre) qui parvenaient des sites d'échantillonnage étaient immédiatement entreposés au congélateur à -12 °C. Au moment du traitement, la mousse était débarrassée de son emballage et placée dans un soxhlet de 2 L à l'aide de forceps. 1 ml d'une solution fortifiée d'étalons marqués au deutérium était ajouté. La solution fortifiée contenait de l' α -HCH (d6), du p,p'-DDT (d8), de l'acénaphthène (d8), du fluoranthène (d10) et du benzo(a)pyrène (d12), tous à une concentration de 100 pg/mL. La mousse était extraite au CH₂Cl₂ distillé dans le verre (D.I.G.) pendant 24 h à un rythme de 3 cycles/heure. Une fois l'extraction terminée, on laissait reposer à température ambiante, puis on ajoutait 3-4 ml d'hexane (D.I.G.) dans le ballon et on évaporait à l'aide d'un évaporateur rotatif jusqu'à l'obtention d'un volume d'environ 2 ml. La fraction organique obtenue était alors transférée dans un tube à centrifugeuse de 20 ml. Le ballon était ensuite rincé avec 2 à 3 ml d'hexane (D.I.G.). La même procédure était appliquée pour le filtre, sauf que l'extraction était effectuée dans un soxhlet de 250 ml.

Après la prise d'échantillonnage, la résine était gardée au réfrigérateur à 4 °C. La résine ayant été en contact avec l'eau de précipitation était extraite par une méthode autre que le soxhlet. Elle était d'abord transférée de la colonne de teflon vers une colonne à extraction avec environ 50 ml d'acétone. Tout en laissant l'acétone en contact avec la résine pendant une quinzaine de minutes, deux autres portions de 50 ml d'acétone étaient recueillies dans un ballon de 250 ml étiqueté "A". La résine était ensuite extraite avec trois

portions de 50 ml de chlorure de méthylène recueillies dans un ballon étiqueté "B". Le contenu du ballon " A " était ajouté à une ampoule à extraction de 1 L à laquelle était ajouté environ 300 ml d'une solution 3 % de chlorure de sodium. Cette phase aqueuse était extraite avec trois portions de 50 ml de chlorure de méthylène, asséchée au sulfate de sodium, filtrée et additionnée au contenu du ballon "B". 2 ml de toluène y étaient ajoutés puis évaporé à environ 2 ml L'extrait concentré était transféré dans un tube à centrifugation de 10 ml et conservé au réfrigérateur jusqu'à l'étape de fractionnement chimique.

5.1.4 Fractionnement

Les extraits provenant des trois matrices d'échantillonnage étaient fractionnés de façon similaire. Ce fractionnement était nécessaire afin de minimiser l'interférence des composés de chacune des familles lors des analyses chromatographiques. La figure 5.1 montre le schéma de fractionnement analytique utilisé au laboratoire pour séparer les familles visées.

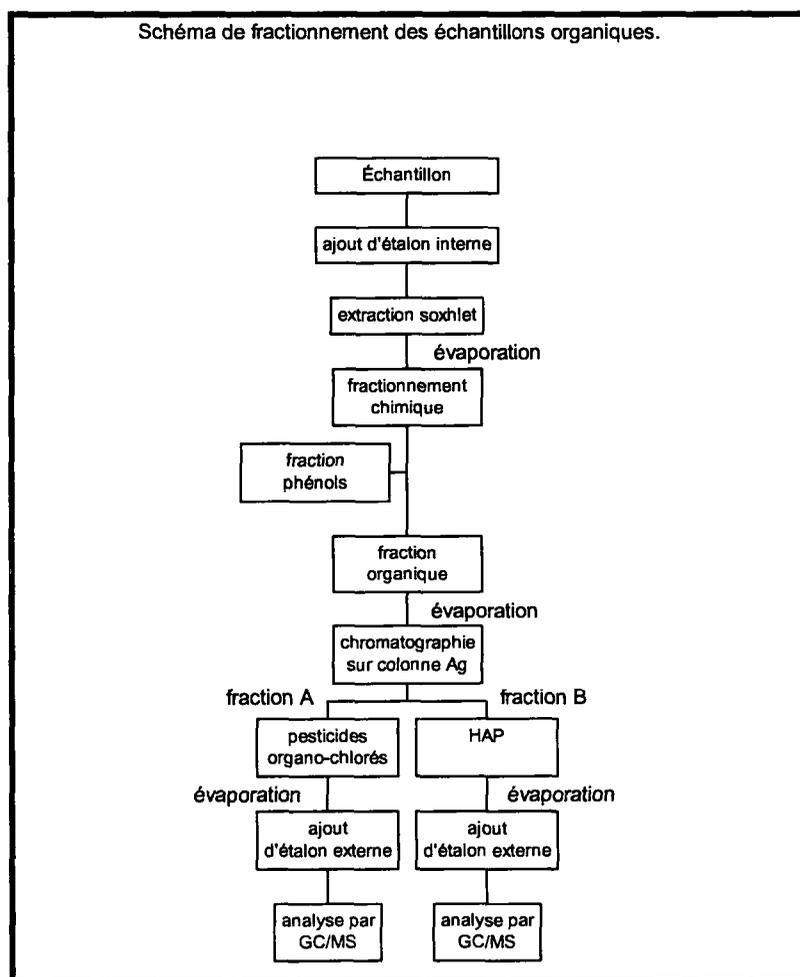


Figure 5.1 Schéma de fractionnement des échantillons organiques

5.1.5 Description de l'analyse chromatographique

Le système chromatographique utilisé était la chromatographie en phase gazeuse avec colonne capillaire. Étant donné la nécessité de réduire au minimum les interférences des produits contenus dans la matrice et d'obtenir de l'information structurale sur l'analyte, toutes les analyses ont été faites par GC-MS. L'instrument utilisé pour l'analyse des échantillons d'air est le MD-800 (VG-Fisons, Manchester, U.K.). Cet instrument utilisé en mode de balayage d'ion sélectionné permettait d'atteindre des limites de détection d'environ 900 fg/ μ L pour les produits visés. La programmation de température était différente pour la fraction des produits chlorés (A) et celle des HAP (B) afin de permettre une bonne séparation entre tous les produits visés (figure 5.2). Lors des analyses en GC/MS, le balayage en mode de détection d'ions présélectionnés était utilisé car ce mode est très spécifique. Il ne permet pas d'avoir une vue d'ensemble de la composition d'un mélange mais permet, par contre, de quantifier précisément certains composés choisis avec une haute sensibilité et éliminant la plupart des interférences qui peuvent affecter les résultats des analyses. Ce dernier mode d'analyse sélective enregistre seulement certains ions qui sont caractéristiques des composés d'intérêt; donc des substances ne produisant pas les ions sélectionnés ne causent pas d'interférences aux mesures analytiques. Tous les standards analytiques utilisés pour cette étude ont été obtenus de la compagnie Ultra Scientific (North Kingstown, R.I., U.S.A.) et ont une pureté supérieure à 97 %. Pour les produits chlorés quantifiés dans cette étude, les ions sélectionnés pour chacun des congénères sont donnés au tableau 5.2 et les HAP quantifiés sont donnés au tableau 5.3. Ces tableaux donnent également les temps de rétention correspondants à chacun des congénères sous les conditions d'analyses chromatographiques utilisées dans ce projet.

Paramètres instrumentaux :

colonne capillaire: DB-5, 30 mètres x 0,25 mm D.I, avec un film de phase de 0,25 μ m, gaz porteur hélium grade zéro, débit = 1,8 ml/min.
 injection: 1 μ L, sans division. Ouverture de diviseur après 55 secondes.
 température injecteur : 280 °C
 instrument: Filtre quadripolaire en mode de détection d'ions présélectionnés.
 Source d'ionisation à 280 °C.
 Énergie des électrons à 70 eV

programmation Fraction A :

- température initiale : 100 °C.
- période de palier initiale : 1 minute.
- gradient de température : 8 °C/minute.
- température finale : 270 °C.
- période de palier finale : 2 minutes.

programmation Fraction B :

- température initiale : 100 °C.
- période de palier initiale : 1 minute.
- premier gradient de température : 8 °C/minute.
- second palier : 270 °C pour 2 min
- second gradient de température : 7 °C/minute.
- température finale : 300 °C.
- période de palier finale : 7 minutes.

Figure 5.2 Paramètres expérimentaux de la GC/MS

Tableau 5.2 Ions utilisés pour fins de quantification par GC/MS des produits chlorés

Composé	Rapport masse / charge m / Z (1)	Rapport masse / charge m / Z (2)	Rapport masse / charge m / Z (3)	Temps de rétention tr (min)
α -HCH (d ₆)	187	224	-	12,73
α -HCH	181	219	-	12,83
HCB	284	286	-	12,91
γ -HCH	181	219	183	13,76
triphénylamine	245	244	167	17,32
γ -chlordane	373	375	237	18,31
p,p'-dde	246	248	318	19,18
BPC-77	292	290	220	19,41
BPC-118	326	328	256	20,01
BPC-105	326	328	256	20,63
p,p'-ddt (d ₈)	243	173	-	21,11
p,p'-ddt	248	235	-	21,17
BPC-138	362	358	-	21,17
BPC-126	326	328	256	21,44
BPC-128	360	362	325	21,82
BPC-180	394	396	324	22,79
BPC-169	360	362	358	23,37
Mirex	272	274	270	23,98

Tableau 5.3 Ions utilisés pour fins de quantification des HAP

Composé	Rapport masse / charge m / Z (1)	Rapport masse / charge m / Z (2)	Rapport masse / charge m / Z (3)	Temps de rétention tr (min)
Naphtalène	128	129	64	5,97
Acénaphtylène	152	151	76	10,32
Acénaphène	154	153	76	10,86
Acénaphène (d ₈)	162	-	-	10,76
fluorène	166	165	83	12,45
phénanthrène	178	176	89	15,42
anthracène	178	176	89	15,58
triphénylamine	245	244	167	18,57
fluoranthène	202	203	101	19,17
fluoranthène (d ₁₀)	212	-	-	19,11
pyrène	202	203	101	19,85
benzo(a)anthracène	228	229	114	23,68
chrysène	228	229	114	23,79
benzo(b)fluoranthène	252	253	126	27,58
benzo(k)fluoranthène	252	253	126	27,68
benzo(e)pyrène	252	253	126	28,52
benzo(a)pyrène	252	253	126	28,70
benzo(a)pyrène (d ₁₂)	264	-	-	28,61
indéno(123cd)pyrène	276	277	138	32,59
dibenz(ah)anthracène	278	276	138	32,76
benzo(ghi)pérylène	276	277	138	33,61

5.2 Substances inorganiques

5.2.1 Échantillonnage et procédure analytique des métaux traces et ions majeurs

La procédure analytique complète d'analyse chimique des composés inorganiques est disponible dans les rapports de l'Université Laval (Turcotte et Fraser, 1997; Barbeau *et al.*, 1991).

Le filtre en fibre de verre (Gelman A/E (1µm) (20 cm x 26 cm) utilisé pour l'échantillonnage des particules inorganiques atmosphériques, était pesé avant et à la suite de l'échantillonnage afin de déterminer la matière en suspension (MES) atmosphérique. Au laboratoire, le filtre était coupé en plusieurs sous-échantillons ainsi que des blancs venant de la bordure du filtre protégé de l'atmosphère (les résultats étaient corrigés pour ces blancs). Les sous-échantillons, représentatifs du filtre entier, étaient combinés pour la digestion. Ces aliquotes étaient mis dans un contenant de Téflon contenant 300 ml d'eau régale (6,5 ml HNO₃ concentré + 18,2 ml HCl concentré dans 1 litre d'eau ultrapure). Le contenant était fermé et placé dans une étuve à 90 °C durant 90 minutes. Suite à la digestion, 5 ml d'eau ultrapure était ajouté, le contenant fermé, agité et conservé à 4 °C pour les analyses (à l'intérieur de 4 semaines) (Turcotte et Fraser, 1997) (figure 5.3).

La déposition humide inorganique était échantillonnée dans des sacs en polyéthylène sur une période de six jours à l'aide d'un échantillonneur MIC-B200. S'il y avait une quantité d'échantillon suffisante, 100 ml de l'échantillon était transféré dans une bouteille de polypropylène pour effectuer des mesures d'ions majeurs, de pH et de conductivité (conservé à 4 °C; délai de < 30 jours). Un volume de 100 à 500 ml était transféré dans une autre bouteille de polypropylène et acidifié avec HNO₃ 5 % (v/v) à raison d'environ 0,5 ml par 100 ml d'échantillon, pour effectuer les analyses de métaux lourds (conservé à 4 °C; délai de < 60 jours). L'analyse de cations et d'éléments traces se faisait par absorption atomique avec flamme (Perkin-Elmer 2380) ou avec four graphite (Perkin-Elmer 305).

L'analyse des anions dans les précipitations a été réalisée par chromatographie ionique (Dionex®). Le NH₄ a été dosé par méthode colorimétrique.

Tous les contenants en polypropylène (pour sous-échantillons), en téflon (pour digérer les échantillons) et les vials de verre (dosage en absorption atomique) étaient lavés avec une solution de HNO₃ 15 % (v/v) et rincés avec de l'eau déminéralisée ultrapure. L'eau ultrapure avait une conductivité de < 0,1 µS/cm et tous les acides étaient de grade élément trace (Turcotte et Fraser, 1997) (figure 5.4).

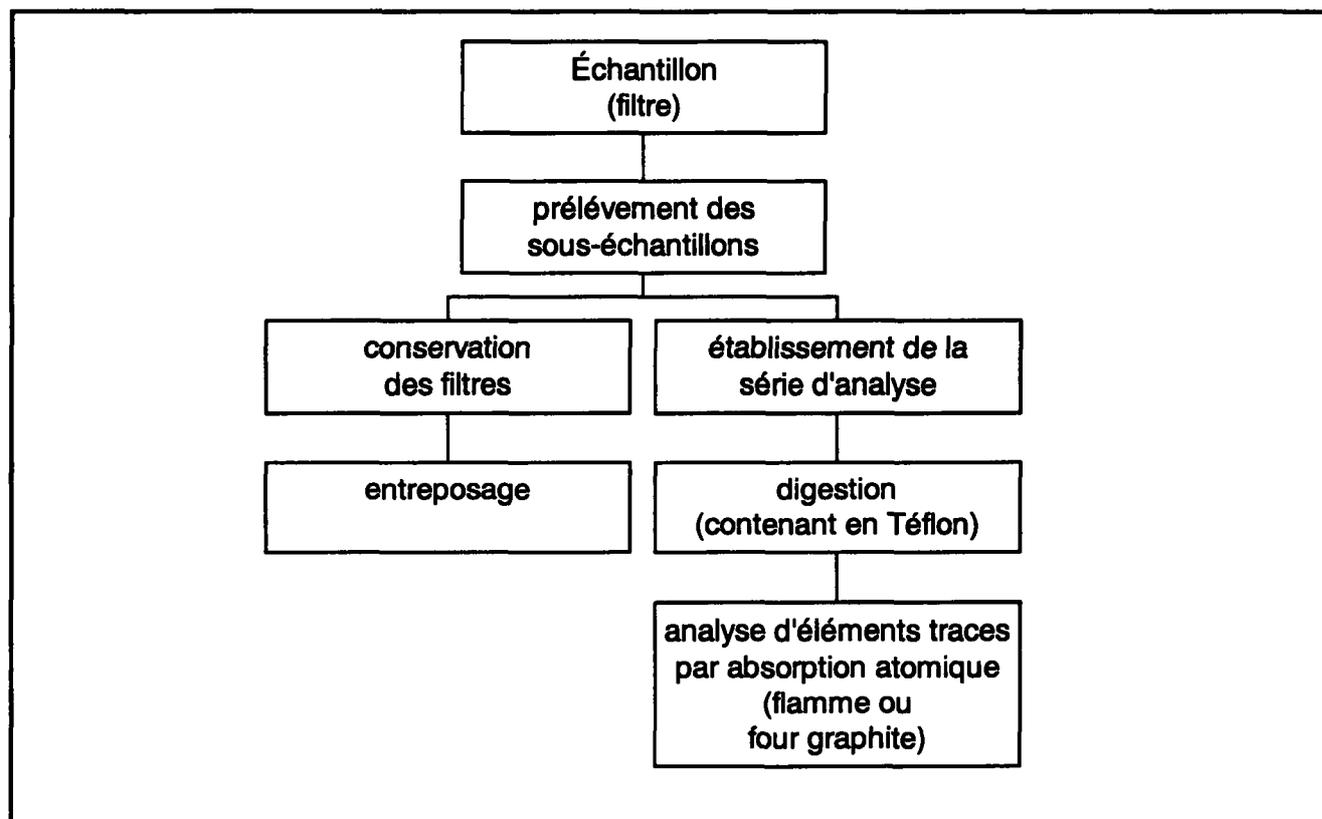


Figure 5.3 Schéma global de la procédure analytique des filtres pour les composés inorganiques

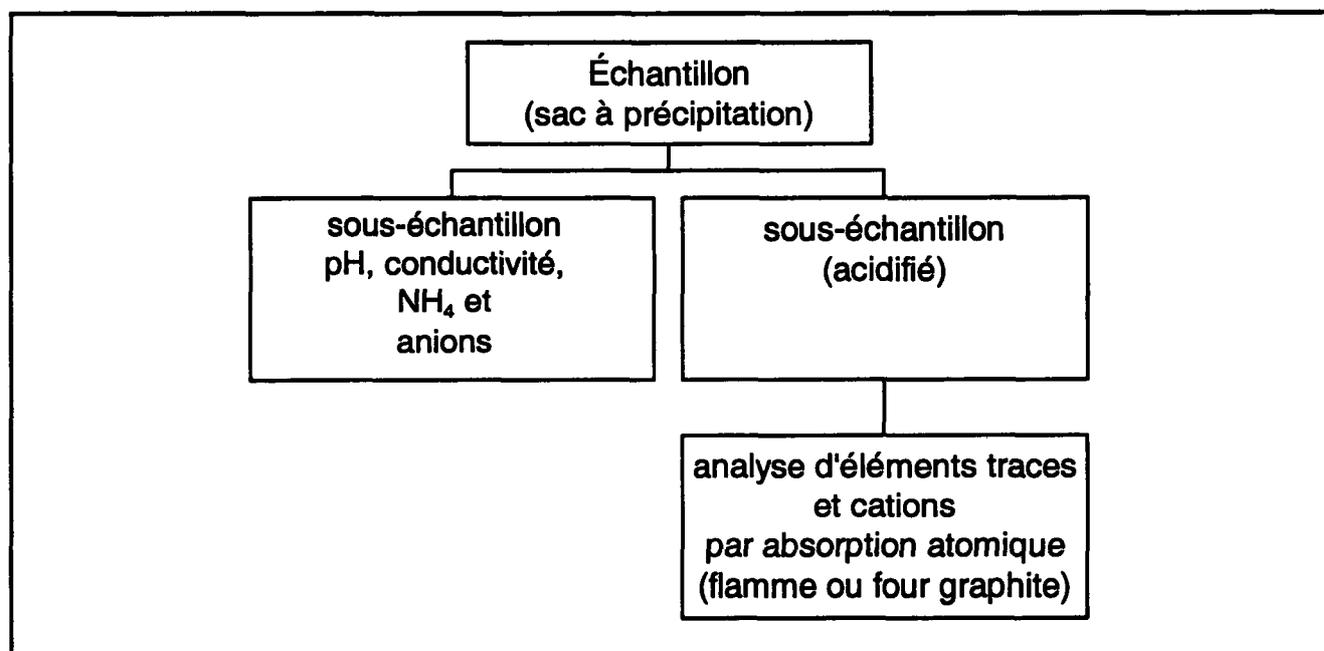


Figure 5.4 Schéma global de la procédure analytique pour les composés inorganiques dans les précipitations

Références

Barbeau C., Turcotte J., E Fraser, et S. Paré (1991), *Échantillonnage et analyse des composés inorganiques toxiques aéroportés (Bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent)*, Département de chimie, Université Laval, 58 p.

Bertrand M. (1997), *Contrôle de procédure analytique : Réseau Environnement Canada*. Département de chimie, Université de Montréal, 22 p. + Annexes.

Cyr M. (1995), *Système de quantification de la contribution atmosphérique à la contamination chimique du fleuve Saint-Laurent*. Mémoire de Maîtrise, Département de chimie, Université de Montréal. 105 p.

El Khoury M. (1994), *Système d'évaluation de la contribution atmosphérique à la contamination chimique du fleuve Saint-Laurent*, Mémoire de Maîtrise, Département de chimie, Université de Montréal, 111 p.

El Khoury M. et M. Bertrand (1991), *Apport atmosphérique de certains composés organiques toxiques dans la composition chimiques du fleuve Saint-Laurent et quelques-uns de ses tributaires : Protocole d'échantillonnage et d'analyse*. Département de chimie, Université de Montréal, 42 p.

Turcotte J. et E. Fraser (1997), *Apport atmosphérique de polluants inorganiques dans le bassin hydrographiques du fleuve Saint-Laurent*. Groupe de chimie analytique, Département de chimie, Université Laval, 195 p.

Chapitre 6- Procédures d'assurance et de contrôle de la qualité

Afin de s'assurer de la qualité et de la représentativité des données d'analyse physico-chimique du présent projet, un suivi serré des diverses étapes du train d'échantillonnage et analytique a été mis en place. Ce suivi a été la responsabilité d'agents externes et internes aux laboratoires.

6.1. Contrôle externe de la qualité

6.1.1 Suivi par Environnement Canada

Dans un premier temps, la représentativité des stations d'un espace régional et les reproductibilités des techniques d'échantillonnage ont été testées par Environnement Canada et ont été documentées par deux documents (Koprivnjak *et al.*, 1996a; 1996b). En résumé, les stations représentent des conditions régionales et les techniques d'échantillonnage permettent d'obtenir des échantillons représentatifs des conditions environnementales prévalantes.

En plus des procédures de contrôle analytiques internes effectuées par les universités qui suivront dans les prochaines sections, un contrôle des données analytiques a été mis en place à l'intérieur d'Environnement Canada. Ainsi, les données ont été scrutées et mises en relation avec les propriétés chimiques des composés et les processus physiques impliqués dans leur dynamique environnementale (calcul du coefficient ϕ , du coefficient de lessivage, du bilan ionique et comparaison avec leurs valeurs théoriques). Les valeurs analytiques ont été également comparées avec la littérature. Enfin, plusieurs publications scientifiques (15) ont été publiées dans divers journaux scientifiques internationaux et confrontés aux experts internationaux lors de leurs révisions (voir annexe A1).

6.1.2 Étude inter-laboratoire de "*l'Integrated Atmospheric Deposition Network*" (IADN).

Dans un second temps, afin de permettre une inter-comparaison avec les études des Grands Lacs, les laboratoires responsables des analyses des composés organiques (Université de Montréal, département de chimie - Dr Michel Bertrand) et inorganiques (Université Laval, département de chimie - Dr Jacques Turcotte) ont été ajoutés à la liste des participants à l'étude inter-laboratoires de *l'Integrated Atmospheric Deposition Network* (IADN) et ont participé avec succès à l'étude de 1994.

L'officier et analyste du contrôle de qualité était Mme Sylvia Cussion du "*Quality Management Unit - Laboratory Services Branch, Ontario Ministry of Environment and Energy*". Des copies en format électronique sont disponibles à l'annexe A2.

6.2. Description des procédures internes d'assurance et de contrôle de la qualité.

6.2.1 Contrôle des procédures pour les analyses organiques par l'Université de Montréal - Laboratoire du Dr Michel Bertrand

Cette section est adaptée du rapport : Contrôle de procédure analytique - Réseau Environnement Canada (Bertrand, 1997).

Lors de l'échantillonnage et de l'analyse des différents échantillons environnementaux, un certain nombre de contrôles sont requis de façon à assurer le bon fonctionnement du réseau de surveillance et à déterminer les différents paramètres statistiques reliés à l'évaluation de la qualité des données obtenues. Dans ce contexte, l'Université de Montréal utilise une procédure de contrôle interne de qualité pour le projet d'analyses atmosphériques pour Environnement Canada. Cette procédure de contrôle visant à effectuer un suivi du système analytique et à assurer la qualité des résultats est impliquée au niveau des étapes suivantes :

- Contrôle des supports d'échantillonnage
- Contrôle du prélèvement
- Contrôle du traitement préparatif des échantillons
- Contrôle de l'analyse chromatographique
- Contrôle de la procédure globale d'analyse

Les moyens mis en œuvre pour effectuer ce contrôle interne de procédure de prélèvement et d'analyse sont brièvement décrits ci-dessous, les détails sont dans Cyr (1995) et Bertrand (1997).

6.2.1.1 Contrôle des supports d'échantillonnage

Le contrôle des différents supports a été effectué lors de la préparation de ceux-ci. En effet, ces supports ont été analysés à la fréquence de 1/24 lors de la préparation des différents lots. Ainsi, les supports ont été passés dans la procédure analytique et les lots ont été acceptés si le degré de contamination des supports n'excède pas 5 % de la valeur annuelle moyenne mesurée pour chacun des composés ciblés. De façon similaire, les solvants utilisés lors des analyses sont concentrés par un facteur de 1 000 et ceux-ci ont été rejetés si la contamination excédait 5 ng/ml dans le résidu concentré pour les composés d'intérêt. Ce contrôle assurait que les supports de prélèvement ainsi que les solvants de préparation et d'extraction de ces supports seraient acceptables pour la procédure d'échantillonnage. Pour les solvants (pesticide grade), le contrôle était effectué sur chaque nouveau lot.

6.2.1.2 Contrôle du prélèvement

Un contrôle de la procédure de prélèvement des échantillons sur le terrain était également effectué de façon à vérifier que les manipulations des supports et des équipements soient effectuées adéquatement. Ces expériences permettaient également de vérifier qu'il n'y ait pas de source de contamination des échantillons dans le transport aller-retour aux sites. Cette procédure de contrôle consistait essentiellement à envoyer des supports (mousses, filtres et résines) aux sites d'échantillonnage et à les installer sur les échantillonneurs en utilisant la même procédure que pour les supports normaux. Une fois l'installation complétée, les différents supports étaient enlevés sans qu'il y ait eu échantillonnage réel et ceux-ci étaient acheminés au laboratoire en utilisant la même procédure de transport que les échantillons normaux. De retour au laboratoire, les supports étaient analysés en utilisant la procédure de fractionnement et d'analyse chimique de façon à déterminer la contamination possible de ces "blancs de terrain" (BTE). Si ces analyses démontraient des niveaux de contamination importants en regard des composés d'intérêt, qui étaient analysés pour le réseau, des correctifs étaient apportés à la procédure. Si les blancs démontraient un degré de contamination mineur, une correction pouvait être effectuée aux résultats de façon à neutraliser les effets de cette contamination mineure.

6.2.1.3 Contrôle du traitement préparatif des échantillons

Suite à l'instauration des procédures de contrôle sur les supports et au niveau du prélèvement des échantillons, il est important d'avoir des contrôles durant l'étape du traitement préparatif des échantillons. Ce traitement comporte plusieurs étapes, et celles-ci constituent des évaporations pour fin de concentration de l'échantillon, qui peuvent avoir des effets discriminatoires sur les substances ayant des volatilités élevées.

Pour avoir un contrôle sur l'étape de traitement préparatif des échantillons, une solution contenant des composés enrichis isotopiquement était ajoutée à chaque échantillon lors de l'extraction au soxhlet. Cette solution, dont les concentrations individuelles de composés étaient de l'ordre de 100 ng/ml, était formée de substances apparentées aux substances d'intérêt. Par exemple, elle était constituée d'acénaphène (d_{10}), de fluoranthène (d_{10}), de benzo(a)pyrène (d_{12}), de α -HCH (d_6) et du p-p'-DDT (d_8). Ces substances ont l'avantage de se retrouver dans les fractions d'intérêts soit celle des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des organochlorés. De plus, elles ont été choisies de façon à couvrir une gamme de volatilité qui peut tenir compte des substances des plus volatiles au moins volatiles. Ainsi, ces ajouts de substances enrichies isotopiquement permettaient d'observer toute discrimination qui pourrait se produire dans la procédure de traitement et de compenser pour ces déviations. Les rapports des facteurs de recouvrement pour les substances marquées permettent d'évaluer les pertes en substances plus volatiles, en cours de procédure, et chaque standard marqué sert de standard interne (ISTD) pour l'analyse chromatographique. Ainsi, ce type de contrôle assurait un bon suivi de la procédure de traitement des échantillons.

6.2.1.4 Contrôle de l'analyse chromatographique

Suite au traitement préparatif des échantillons, un contrôle était effectué au niveau de l'analyse chromatographique. De façon à contrôler cette étape, un standard externe (ESTD), le triphényllamine, était ajouté à tous les échantillons pour permettre de bien évaluer l'étape de quantification. Dans ces contrôles, le rapport de la surface du pic de l'étalon externe à celles des substances marquées était mesuré trois fois par jour soit le matin, le midi et le soir pour vérifier qu'il n'y ait pas de dérive au niveau de l'analyse chromatographique. Cette procédure permettait de vérifier les paramètres de fonctionnement du système de GC/MS et de pouvoir rapidement repérer toutes modifications qui pourraient affecter la performance du système.

Les congénères, qui font l'objet de l'analyse, sont quantifiés respectivement par rapport aux différents standards internes enrichis isotopiquement et ces derniers sont contrôlés par rapport au standard externe, qui indiquait les conditions externes à l'échantillon.

La quantification des différentes substances, en utilisant les standards internes enrichis, assurait que les propriétés chromatographiques de ceux-ci sont près de celles des standards alors que la mesure des rapports de surface des différents standards internes au standard externe permettait de révéler toute anomalie dans l'analyse chromatographique.

Dans l'analyse chromatographique, la quantification des substances éluant dans la zone des standards internes S1, S2 et S3, comme montré ci-dessous (figure 6.1), était effectuée en prenant le rapport de surfaces de ces composés par rapport à celles des standards internes respectifs.

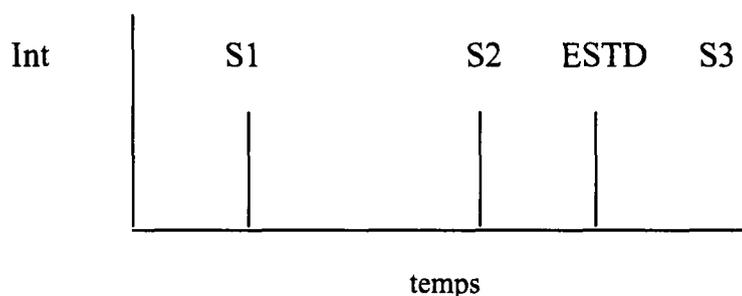


Figure 6.1 Schéma d'élution

Les standards marqués compensaient pour toute perte dans les manipulations (évaporation...) et durant l'analyse chromatographique et permettaient une meilleure exactitude dans les résultats. La mesure des rapports de surfaces S1/S2 et S2/S3 ainsi que des rapports S1/ESTD, S2/ESTD et S3/ESTD donne un contrôle du recouvrement de la procédure de fractionnement ainsi que la performance de l'analyse chromatographique. Toute discrimination dans la procédure de traitement préparatif des échantillons était reflétée dans les rapports S1/S2 et S2/S3 alors que les déviations dans l'analyse chromatographique étaient reflétées dans les rapports S1/ESTD, S2/ESTD et S3/ESTD qui permettaient de contrôler le fonctionnement du GC/MS. L'approche décrite était en mesure de faire ressortir tout problème pouvant se produire dans la procédure analytique tout en indiquant la cause probable de ce problème. Les corrections étaient apportées le cas échéant.

6.2.1.5 Contrôle de la procédure globale d'analyse

De façon à pouvoir avoir un contrôle global de la procédure analytique deux types de contrôles étaient effectués dans le laboratoire. Ces contrôles impliquaient l'analyse de blancs de procédure et la quantification de mélanges synthétiques de polluants. La mesure de blancs de laboratoire permettait de contrôler toute source de contamination des échantillons, qui pourrait se retrouver à l'intérieur de la procédure, alors que l'analyse quantitative de mélanges synthétiques permettait d'obtenir des données statistiques importantes au niveau de la précision et de l'exactitude de la méthode analytique.

Dans les expériences utilisant des blancs de laboratoire, des mousses et des filtres "vierges" étaient analysés pour détecter la contamination possible à l'intérieur de la procédure de traitement préparatif des échantillons. Ce type de contrôle couplé à l'analyse des blancs de terrain permettait d'identifier efficacement les sources de contamination externes et internes au laboratoire si celles-ci étaient significatives. Dans les expériences utilisant des mélanges synthétiques, des mélanges préparés à l'avance ont été injectés dans les mousses et sur les filtres et ces supports ont été analysés par la procédure régulièrement. Ce type d'expériences permettait de vérifier l'efficacité des standards marqués pour augmenter l'exactitude des résultats et donner des valeurs statistiques sur la précision et l'exactitude des données obtenues (Cyr, 1995; Bertrand, 1997).

6.2.2 Contrôle des procédures pour les analyses inorganiques par l'Université Laval-Laboratoire du Dr Jacques Turcotte

Cette section est adaptée du rapport : Apport atmosphérique de polluants inorganiques dans le bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent par Turcotte et Fraser (1997).



6.2.2.1 *Contrôle interne*

Le contrôle interne de la qualité était assuré par des mesures qui ont été effectuées sur une base périodique et régulière et qui servent à préciser certaines valeurs clés pour l'analyse des données, par exemple les valeurs du blanc de méthode, du blanc de laboratoire, les concentrations des échantillons de contrôle et les limites de détection analytique.

Données du contrôle de la qualité

Le suivi du contrôle de qualité en laboratoire s'est fait à l'aide de charte de contrôle qui suit la variation temporelle de la valeur de l'échantillon de contrôle pour chaque élément. Il s'agit en fait de la valeur moyenne pour chaque lot d'analyses bornée par ± 3 fois l'écart-type sur la valeur moyenne annuelle mesurée.

Blancs de terrain

Les valeurs attribuées aux blancs de terrain constituent un élément essentiel lors de l'analyse des données qui résultent d'opérations d'échantillonnage environnemental. Ces valeurs pour les différents médiums qui servent à recueillir les dépôts sur le terrain, à savoir, les sacs d'échantillonnage des dépôts humides et les filtres de fibre de verre pour l'échantillonnage des dépôts secs ont été documentées dans Turcotte et Fraser, 1997.

6.2.2.2 *Contrôle entre laboratoire*

Le groupe de l'Université Laval (UL) a soumis au laboratoire du Centre de Toxicologie du Québec (CTQ) des aliquotes d'échantillons réels de précipitations sèches et humides. Dans le cas des précipitations sèches, il s'agit des solutions préparées à partir des filtres d'échantillonnage. Il était donc possible de comparer ainsi les teneurs mesurées par les deux participants exactement sur les mêmes échantillons. Dans le cas du laboratoire du CTQ, les dosages ont été effectués à l'aide d'un appareil du type SM-AP alors que l'Université Laval utilise plutôt la technique SAA-AE. Les résultats sont présentés en annexe A2.

6.2.2.3 *Contrôle d'assurance de la qualité*

Également des analyses ont été réalisées sur des contrôles aveugles. Ces contrôles ont été préparés par Environnement Canada, responsable de l'échantillonnage, et consistaient soit en des duplicata de certains prélèvements, en des blancs ou encore en des échantillons synthétiques qui ont été insérés dans les séries d'échantillons transmises périodiquement au laboratoire de l'Université Laval. Ces résultats sont également présentés à l'annexe A2.

6.2.2.4 *Bilan ionique*

Finalement, le calcul du bilan ionique d'une solution permet d'évaluer s'il y a une distorsion importante entre la teneur globale des cations et celle des anions. Ces valeurs sont obtenues par sommation respective des dosages individuels des cations et des anions, et elles

permettent aussi d'établir une valeur théorique de la conductivité du milieu, laquelle peut finalement être comparée à la conductivité expérimentale. Le calcul de la cible de validation a été systématiquement appliqué à l'ensemble des échantillons de précipitation (Annexe A2).

Les équations utilisées pour établir le bilan ionique sont les suivantes :

$$\text{Écart ionique} = 200 \times \frac{[(\text{Cations} - \text{Anions})]}{[(\text{Cations} + \text{Anions})]} \quad (1)$$

$$\text{Cations} = (10^{(-\text{pH})} \times 1007,94 \times 992) + ([\text{Ca}^{2+}] \times 0,0499) + ([\text{Mg}^{2+}] \times 0,0823) + ([\text{Na}^+] \times 0,0435) + ([\text{K}^+] \times 0,0256) + ([\text{NH}_4^+] \times 0,0555) \quad (2)$$

$$\text{Anions} = ([\text{Cl}^-] \times 0,0282) + ([\text{NO}_3^-] \times 0,01613) + ([\text{SO}_4^{2-}] \times 0,0208) \quad (3)$$

$$\text{Conductivité} = (10^{(-\text{pH})} \times 1007,94 \times 347) + ([\text{Ca}^{2+}] \times 0,00298) + ([\text{Mg}^{2+}] \times 0,00435) + ([\text{Na}^+] \times 0,00221) + ([\text{K}^+] \times 0,00188) + ([\text{NH}_4^+] \times 0,00407) + ([\text{Cl}^-] \times 0,00215) + ([\text{NO}_3^-] \times 0,00115) + ([\text{SO}_4^{2-}] \times 0,00167) \quad (4)$$

Références

- Bertrand M. (1997), *Contrôle de procédure analytique : Réseau Environnement Canada*. Département de chimie, Université de Montréal, 22 p. + Annexes.
- Cussion S. (1994a), *Interlaboratory study 93-1 Trace Metal Standard Solutions in support of The Integrated Atmospheric Deposition Network (IADN), June 1993*, Quality Management Unit, Laboratory Service Branch, OMEE and Air Quality research Branch, AES, Environment Canada, 27 p.
- Cussion S. (1994b), *Interlaboratory study 93-2 Organochlorine Pesticides (OC's) in support of The Integrated Atmospheric Deposition Network (IADN), July 1993*, Quality Management Unit, Laboratory Service Branch, OMEE and Air Quality research Branch, AES, Environment Canada, 45 p.
- Cussion S. (1994c), *Interlaboratory study 93-3 Polychlorinated Biphenyl (PCB) isomers in support of The Integrated Atmospheric Deposition Network (IADN), August 1993*, Quality Management Unit, Laboratory Service Branch, OMEE and Air Quality research Branch, AES, Environment Canada, 64 p.
- Cussion S. (1996), *Interlaboratory study 93-4 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in support of The Integrated Atmospheric Deposition Network (IADN), October 1993*, Quality Management Unit, Laboratory Service Branch, OMEE and Air Quality research Branch, AES, Environment Canada, 65 p.
- Koprivnjak JF., L. Poissant et R. Matthieu (1996a), *Étude de représentativité de la station de St-Anicet : constituants organiques et inorganiques Hiver 1994*. Environnement Canada, 21 p.
- Koprivnjak JF., L. Poissant et R. Matthieu (1996b), *Étude de la reproductibilité de l'échantillonnage, la représentativité de la station de Villeroy et de la capacité des mousses en polyuréthane pour retenir des composés organiques en phase gazeuse Hiver 1994*. Environnement Canada, 33 p.
- Turcotte J. et E. Fraser (1997), *Apport atmosphérique de polluants inorganiques dans le bassin hydrographiques du fleuve Saint-Laurent*. Groupe de chimie analytique, Département de chimie, Université Laval, 195 p.

Chapitre 7 - Présentation des données

Ce chapitre regroupe certains résultats de concentrations des substances toxiques aéroportées collectés aux stations le long du fleuve Saint-Laurent. Quelques aspects du cycle de vie atmosphérique des polluants atmosphériques toxiques seront également présentés dans le but de mieux comprendre leur devenir environnemental.

7.1 Statistiques sommaires

Les résultats d'analyses chimiques pour l'ensemble des paramètres et des stations sont présentés aux tableaux 7.1 à 7.10. Les tableaux donnent les statistiques sommaires de ces analyses, soit le nombre (N), la moyenne, la médiane, les minima et maxima, le coefficient de variation et la fréquence de détection pour l'ensemble des composés dans les précipitations et dans l'air.

Généralement, tous les composés dans les précipitations et dans l'air se regroupent à l'intérieur de la fourchette des valeurs comparables rencontrées en milieu rural en Amérique du Nord (voir chapitre 3).

Certains composés tels le plomb et l' α -HCH ont connu des chutes de concentrations drastiques depuis une décennie un peu partout en Amérique du Nord suite à des changements importants de leur utilisation. Le plomb a été éliminé de l'essence alors que le HCH qualité technique est aujourd'hui moins utilisé dans certains pays, notamment en Inde. Ces deux cas particuliers illustrent très bien l'efficacité des mesures de contrôle dans la mitigation des impacts sur l'environnement des substances toxiques aéroportées.

Tableau 7.1 Concentration en ions dans les précipitations ($\mu\text{g/L}$).

a) Saint-Anicet (mars 1994 - octobre 1996)

	N	moy	méd	min	max	c.v. (%)	f.d. (%)
pH	149	4,40	4,28	3,38	6,58	12,0	--
Cond	149	29,1	24,4	1,7	140	66,5	--
Mg ²⁺	148	56,8	26	0,05*	762	170,7	98,0
Ca ²⁺	152	292	133	18	3890	159,2	100
Na ⁺	148	81,8	42	1,5*	891	148,4	96,6
K ⁺	151	57,8	27	1,5*	1120	236,9	94,7
Cl	147	232	106	11*	2780	166,9	88,4
NO ₃ ⁻	147	2645	1958	55*	16344	91,8	95,9
SO ₄ ²⁻	147	3058	2420	36*	18460	86,7	99,3
NH ₄ ⁺	150	435	345	16,5*	2610	83,8	90,0

b) Sainte-Anne-de-Bellevue (septembre 1995 - octobre 1996)

	N	moy	méd	min	max	c.v. (%)	f.d. (%)
pH	63	4,48	4,37	3,51	5,9	9,7	--
cond	63	32,2	27	3,9	145	75,3	--
Mg ²⁺	65	60,1	40	3	352	105,6	100
Ca ²⁺	65	404	243	27	2950	121,7	100
Na ⁺	65	727	56	1,5*	9350	233,4	96,9
K ⁺	65	71,2	31	1,5*	885	191,9	96,9
Cl-	64	1187	179,5	41	16669	212,2	100
NO ₃ ⁻	64	3283	2515	429	11280	73,3	100
SO ₄ ²⁻	64	2912	2090	36*	11166	79,7	98,4
NH ₄ ⁺	65	382	344	16,5*	1278	73,1	95,4

c) L'Assomption (septembre 1995 - octobre 1996)

	N	moy	méd	min	max	c.v. (%)	f.d. (%)
pH	63	4,57	4,48	3,52	6,57	10,3	--
cond	63	25,6	20,4	4,7	143	82,1	--
Mg ²⁺	67	63,9	29	3	726	168,6	100
Ca ²⁺	67	563	256	40	5993	176,5	100
Na ⁺	67	218	54	1,5*	3550	213,2	97,0
K ⁺	67	47,1	23	1,5*	780	221,1	97,0
Cl ⁻	67	358	135	11*	2877	137,5	98,5
NO ₃ ⁻	67	3259	2071	195	32043	132,5	100
SO ₄ ²⁻	67	2752	2079	385	15958	96,1	100
NH ₄ ⁺	66	472	342	16,5*	2755	103,5	97,0

d) Villeroy (janvier 1993 - octobre 1996)

	N	moy	méd	min	max	c.v. (%)	f.d. (%)
pH	205	4,40	4,35	3,15	5,85	9,1	--
cond	205	24,9	20,3	4,8	169	83,5	--
Mg ²⁺	196	25,9	17	0,05*	344	139,3	92,3
Ca ²⁺	198	179	108	2,5*	2007	136,7	98,0
Na ⁺	196	61,6	33	1,5*	1072	161,7	97,4
K ⁺	199	29,4	20	1,5*	305	123,3	90,5
Cl ⁻	196	179	104	11*	2210	167,4	87,2
NO ₃ ⁻	196	2249	1769	55*	14660	84,8	98,0
SO ₄ ²⁻	197	2125	1671	36*	14625	85,8	97,0
NH ₄ ⁺	198	301	230	16,5*	1013	75,6	78,8

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

e) Mingan (juin 1994 - octobre 1996)

	N	moy	méd	min	max	c.v. (%)	f.d. (%)
pH	127	4,70	4,65	3,6	5,94	9,5	--
cond	127	18,5	12,8	3,4	110	96,8	--
Mg ²⁺	127	60,5	38	3	556	128,9	99,2
Ca ²⁺	128	87,1	62	2,5*	1099	134,5	93,0
Na ⁺	127	475	268	5	6763	175,7	100
K ⁺	127	60,0	30	1,5*	652	170,2	98,4
Cl ⁻	125	856	460	44	6725	130,6	100
NO ₃ ⁻	125	1048	590	55*	8570	135,9	99,2
SO ₄ ²⁻	125	1368	859	36*	12694	119,7	99,2
NH ₄ ⁺	127	144	86,1	16,5*	1130	130,7	59,8

Notes : * ½ de la limite de détection
 c.v. : coefficient de variation
 f.d. : fréquence de détection
 cond. : conductivité (µs/cm)
 pH : unité de pH

Tableau 7.2 Concentration en ions dans l'air (phase particulaire) (ng/m³)

a) Saint-Anicet (mars 1994 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
MES (µg/m ³)	152	26,0	22,0	nd	95,2	60,7	100
Ca ²⁺	152	3009	2739	4	15083	85,6	98,0
Mg ²⁺	151	1081	442	2	49416	377,7	99,3
K ⁺	152	868	495	4	31423	297,5	100

b) Sainte-Anne-de-Bellevue

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
MES (µg/m ³)	71	41,3	37,6	4,1	110,8	60,3	100
Ca ²⁺	71	4028	3469	206	13463	58,5	100
Mg ²⁺	71	871	583	2	4024	97,2	94,4
K ⁺	71	1099	1029	4	3597	50,2	98,6

c) L'Assomption (septembre 1995 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
MES (µg/m ³)	72	48,9	41,3	10,8	157,8	64,8	100
Ca ²⁺	72	7378	7948	634	15010	50,2	100
Mg ²⁺	72	840	712	16	2137	64,6	100
K ⁺	72	1206	1253	241	2747	49,7	100

d) Villeroy (juillet 1993 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
MES (µg/m ³)	188	22,0	19,1	2,9	101,0	67,3	100
Ca ²⁺	181	2959	1325	4	11743	109,9	95,0
Mg ²⁺	181	945	478	2	8319	130,5	97,8
K ⁺	181	663	468	4	4266	107,8	97,2

e) Mingan (juin 1994 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
MES (µg/m ³)	69	11,3	7,2	nd	49,8	86,0	100
Ca ²⁺	65	2282	2585	4	7214	74,3	92,3
Mg ²⁺	66	956	408	2	8450	152,4	93,9
K ⁺	64	717	481	5	5020	126,8	93,8

Notes : c.v. : coefficient de variation
f.d. : fréquence de détection

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 7.3 Concentration en métaux dans les précipitations ($\mu\text{g/L}$)

a) Saint-Anicet (mars 1994 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
Al	151	135,17	53,3	3	940	137,6	100
As	151	0,22	0,15	0,15*	1,22	55,0	10,6
Cd	141	0,14	0,1	0,015*	1,2	116,1	73,0
Cr	128	0,65	0,55	0,1*	9,7	146,2	10,2
Cu	151	2,74	1,29	0,066*	45	171,5	82,8
Fe	128	38,42	15,6	2*	390,4	153,1	85,2
Mn	151	3,63	1,99	0,075*	23,4	116,8	98,7
Ni	125	0,69	0,35	0,2*	13,5	191,7	24,8
Pb	152	1,64	1,3	0,04	9,8	81,0	99,3
Se	151	0,21	0,12	0,066*	1,62	109,6	30,5
Zn	151	28,71	16	1,8	264	137,8	90,7

b) Sainte-Anne-de-Bellevue (septembre 1995 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
Al	63	55,15	31,1	4	373	112,0	100
As	63	0,21	0,15	0,15*	1,91	111,5	14,3
Cd	63	0,12	0,1	0,01	1	115,1	82,5
Cr	63	0,65	0,55	0,55*	4,91	88,0	4,8
Cu	63	2,56	1,44	0,125*	18	116,4	96,8
Fe	63	24,99	11,9	2*	156	130,7	85,7
Mn	63	4,27	2,52	0,075*	33,8	124,3	98,4
Ni	63	0,63	0,35	0,35*	3,12	98,7	22,2
Pb	63	2,33	1,76	0,06*	17,85	108,9	98,4
Se	63	0,28	0,12	0,12*	1,13	78,6	49,2
Zn	63	46,32	24,4	1*	424,6	143,2	96,8

c) L'Assomption (septembre 1995 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
Al	65	57,40	39,8	5	246	96,8	100
As	65	0,22	0,15	0,15*	2,83	156,5	12,3
Cd	65	0,09	0,07	0,01	0,64	108,1	81,5
Cr	65	0,62	0,55	0,55*	3,28	65,2	3,1
Cu	65	2,66	1,09	0,125*	14,6	126,2	98,5
Fe	65	47,02	17,2	2*	1173	314,0	90,8
Mn	65	4,15	2,23	0,36	36,4	137,6	100
Ni	65	0,82	0,35	0,35*	4,62	123,2	26,2
Pb	65	1,92	1,25	0,06*	11,7	103,5	98,5
Se	65	0,29	0,12	0,12*	1,31	91,1	44,6
Zn	65	30,49	21,8	2,05	160	92,6	100

d) Villeroy (janvier 1993 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
Al	179	71,93	44,6	3	604,5	113,6	100
As	177	0,50	0,15	0,15*	7	217,6	16,9
Cd	200	0,10	0,06	0,015*	0,65	108,6	50,5
Cr	122	0,51	0,55	0,1*	2,86	52,5	6,6
Cu	204	1,36	0,6	0,066*	19,2	160,8	68,8
Fe	122	38,74	16,95	2*	247	145,1	83,6
Mn	205	2,58	1,68	0,075*	30	129,1	96,1
Ni	122	0,58	0,35	0,2*	5,2	115,2	24,6
Pb	206	1,22	0,8615	0,06*	6,9	102,5	88,3
Se	206	0,19	0,12	0,066*	1,04	74,5	14,1
Zn	205	15,66	9,2	1*	229,8	136,2	73,2

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

e) Mingan (juin 1994 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
Al	128	36,43	18,45	1	230	123,0	100
As	126	0,21	0,15	0,15*	0,5	42,6	15,9
Cd	125	0,11	0,06	0,015*	1,9	176,4	67,2
Cr	117	0,52	0,55	0,1*	1,46	39,0	4,3
Cu	126	3,11	0,875	0,03	49,75	230,3	80,2
Fe	117	11,33	7,6	2*	83,4	105,3	68,4
Mn	126	1,65	0,905	0,09	22,1	148,6	99,2
Ni	117	1,21	0,35	0,35*	53	446,9	29,1
Pb	126	3,92	0,91	0,06*	228	532,3	92,1
Se	126	0,17	0,12	0,066*	1,11	103,1	15,1
Zn	127	19,36	6,9	1*	284	197,6	79,5

Notes : * ½ de la limite de détection

c.v. : coefficient de variation

f.d. : fréquence de détection

Tableau 7.4 Concentration en métaux dans l'air (phase particulaire) (ng/m³)

a) Saint-Anicet (mars 1994 - octobre 1996)

	N	moy	méd	min	max	c.v. (%)	f.d. (%)
Al	149	1431	637	83	19317	146.5	85.9
As	152	1.3	0.9	0.4	8.2	109.7	73.0
Cd	152	0.4	0.1	0.05*	7.8	207.1	77.6
Cr	129	1.8	0.6	0.4	30.3	173.1	55.0
Cu	152	58.4	38.0	0.8	600	137.2	100
Fe	129	179	125	10.1	1368	98.3	96.1
Mn	152	6.1	3.8	0.2	39.6	111.8	96.7
Ni	130	1.7	0.9	0.4	17.8	156.9	71.1
Pb	152	5.9	3.8	0.25*	53.4	116.7	98.5
Se	151	0.6	0.3	0.2	2.6	88.4	55.6
Zn	151	44.9	19.7	3.5*	1645	305.9	76.8

b) Sainte-Anne-de-Bellevue (septembre 1995 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
Al	71	2834	1773	180*	19245	115,0	94,4
As	71	1,3	1,2	0,45*	5,4	73,4	63,4
Cd	71	0,6	0,3	0,05*	9,0	218,7	77,5
Cr	71	1,6	1,2	0,6*	6,7	79,2	56,3
Cu	71	24,5	21,8	2,3	75,0	74,3	100
Fe	71	252	185	17*	774	73,6	98,6
Mn	71	13,2	11,0	0,4*	57,0	89,0	95,8
Ni	71	2,2	1,4	0,4*	15,5	125,2	73,2
Pb	71	10,8	6,0	0,25*	117	152,0	98,6
Se	71	0,6	0,3	0,3*	3,4	91,9	32,4
Zn	71	35,5	24,3	3,5*	146	88,3	93,0

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

c) L'Assomption (septembre 1995 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
Al	71	3471	2534	180*	14826	95,4	93
As	71	1,6	1,3	0,45*	6,0	74,9	74,6
Cd	72	0,3	0,2	0,05*	1,8	124,8	69,4
Cr	72	1,9	1,4	0,6*	13,7	120,9	58,3
Cu	72	32,2	28,1	0,7*	127	75,7	98,6
Fe	72	356	223	47,7	1425	88,9	100
Mn	72	16,8	12,2	0,9	142	111,4	100
Ni	72	2,2	1,4	0,4*	14,1	108,0	65,3
Pb	72	9,9	7,2	1,0	35,5	74,6	100
Se	70	0,5	0,3	0,3*	1,9	73,5	30,0
Zn	72	38,6	26,6	3,5*	210	99,1	97,2

d) Villeroy (janvier 1993 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
Al	168	1428	680	54,1	32383	196,9	91,1
As	188	1,1	0,45	0,2	6,2	96,3	68,1
Cd	217	0,3	0,1	0,05*	8,0	216,8	70,5
Cr	130	1,7	0,6	0,5	31,8	188,6	53,1
Cu	209	34,4	20,0	0,5	1283	277,1	99,5
Fe	130	226	139	10,1	1808	121,3	94,6
Mn	217	8,9	5,7	0,2	119,6	152,0	97,2
Ni	130	2,7	0,8	0,4	61,3	265,7	63,1
Pb	217	4,7	3,3	0,25	53,9	113,9	97,2
Se	217	0,8	0,3	0,1	6,4	115,0	59,0
Zn	205	54,9	16,7	3,5	1148	230,3	73,2

e) Mingan (juin 1994 - octobre 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
Al	67	861	644	137	3695	99,7	80,6
As	67	1,0	0,45	0,4	6,0	100,2	56,7
Cd	63	0,1	0,05	0,05*	1,3	162,9	30,2
Cr	61	1,5	0,6	0,6*	17,8	148,8	54,1
Cu	67	58,3	21,2	1,8	1668	360,9	100
Fe	61	99,6	68,1	17*	764	135,3	77,0
Mn	67	3,9	1,7	0,3	37,1	152,5	77,6
Ni	60	0,8	0,4	0,4	4,1	112,4	40,0
Pb	67	1,3	0,8	0,25*	10,1	122,6	74,6
Se	65	0,4	0,3	0,2	1,9	68,7	30,8
Zn	67	47,4	10	3,5*	1358	385,0	55,2

Notes : * ½ de la limite de détection

c.v. : coefficient de variation

f.d. : fréquence de détection

n.d. : non détecté

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 7.5 Concentration en HAP dans l'air (phase gazeuse - pg/m³)

a) Saint-Anicet (mars 1994 - mars 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
acenaphtène	71	893	235	0,5*	16503	248,0	97,2
acenaphtylène	71	311	1	0,5*	5049	309,0	19,7
anthracène	118	84	28	0,5*	1460	196,5	97,5
benzo(a)anthracène	71	43	10	0,5*	420	176,9	77,5
benzo(b)fluoranthène	71	191	55	1	1176	147,4	94,4
benzo(k)fluoranthène	71	36	13	0,5*	239	153,7	77,5
benzo(ghi)perylène	71	12	3	0,5*	200	235,4	50,7
benzo(a)pyrène	116	10	1	0,5*	168	260,3	47,4
benzo(e)pyrène	71	84	24	0,5*	569	154,9	90,1
chrysène	71	467	144	1	3290	130,2	97,2
dibenzo(ah)anthracène	71	6	1	0,5*	234	507,8	21,1
fluoranthène	118	1955	1439	161	8636	102,1	100
fluorène	71	1322	823	130	6554	104,7	100
indeno(123-cd)pyrène	71	12	3	0,5*	210	233,6	52,1
phénanthrène	118	3531	2540	131	14093	83,5	100
pyrène	118	1167	733	65	6990	124,5	100

b) Villeroy (janvier 1993 - mars 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
acenaphtène	76	410	220	0,5*	2360	118,7	96,1
acenaphtylène	75	54	0,5	0,5*	1563	389,6	14,7
anthracène	174	81	31	0,5*	706	150,1	98,9
benzo(a)anthracène	68	10	6	0,5*	70	129,3	60,3
benzo(b)fluoranthène	68	45	20	0,5*	397	166,6	75,0
benzo(k)fluoranthène	68	11	1	0,5*	75	156,7	47,1
benzo(ghi)perylène	68	1	0,5	0,5*	10	181,6	8,8
benzo(a)pyrène	164	7	1	0,5*	345	432,2	30,5
benzo(e)pyrène	68	18	10	0,5*	193	181,1	66,2
chrysène	70	102	67	0,5*	500	103,1	98,6
dibenzo(ah)anthracène	68	1	0,5	0,5*	10	169,0	5,9
fluoranthène	174	687	493	32	3387	85,8	100
fluorène	78	1115	867	90	4007	84,3	100
indeno(123-cd)pyrène	68	2	0,5	0,5*	20	205,1	13,2
phénanthrène	174	2273	1540	15	11201	85,6	100
pyrène	173	399	270	20	1840	89,7	100

c) Mingan (juin 1994 - mai 1995)

	N	Moy.	Méd.	Min.	Max.	c.v. (%)	f.d. (%)
acenaphtène	12	3	1	1*	26	233,2	8,3
acenaphtylène	12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
anthracène	29	9	7	1*	36	88,0	82,8
benzo(a)anthracène	12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
benzo(b)fluoranthène	12	3	1	1*	13	117,1	41,7
benzo(k)fluoranthène	12	1	1	1*	3	55,4	8,3
benzo(ghi)perylène	12	1,0	1	1*	3	55,4	8,3
benzo(a)pyrène	27	2	1	1*	13	134,1	18,5
benzo(e)pyrène	12	2	1	1*	10	133,6	16,7
chrysène	12	3	1	1*	19	157,1	33,3
dibenzo(ah)anthracène	12	1	1	1*	3	54,5	8,3
fluoranthène	29	78	48	6	724	166,6	100
fluorène	12	180	162	107	298	39,6	100
indeno(123-cd)pyrène	12	1	1	1*	3	65,1	16,7
phénanthrène	29	283	239	6	1 017	72,3	100
pyrène	29	40	22	3	332	153,0	100

Notes : * ½ de la limite de détection
c.v. : coefficient de variation
f.d. : fréquence de détection
n.d. : non détecté

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 7.6 Concentration en HAP dans l'air (phase particulaire - pg/m³)

a) Saint-Anicet (mars 1994 - mars 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
acenaphtène	72	2	0,5	0,5*	28	209,7	12,5
acenaphtylène	72	2	0,5	0,5*	61	395,4	5,6
anthracène	118	10	3	0,5*	130	197,5	59,3
benzo(a)anthracène	72	254	47	0,5*	2434	178,9	98,6
benzo(b)fluoranthène	72	1983	664	16	14860	148,1	100
benzo(k)fluoranthène	72	413	165	6	3520	151,4	100
benzo(ghi)perylène	72	589	288	1*	4390	137,5	95,8
benzo(a)pyrène	108	243	100	1*	2490	167,9	91,7
benzo(e)pyrène	72	1258	473	13	10663	152,8	100
chrysène	72	1067	282	10	8578	152,6	100
dibenzo(ah)anthracène	72	102	40	0,5*	780	152,0	83,3
fluoranthène	118	582	163	10	6760	185,8	100
fluorène	72	14	6	0,5*	97	150,9	70,8
indeno(123-cd)pyrène	72	584	276	1*	4270	137,3	95,8
phénanthrène	118	221	47	9	1850	178,1	100
pyrène	118	467	118	3	5450	188,3	100

b) Villeroy (janvier 1993 - mars 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
acenaphtène	68	3	0,5	0,5*	90	408,9	7,4
acenaphtylène	68	1	0,5	0,5*	1	35,5	1,5
anthracène	167	31	4,108	0,5*	1030	368,1	74,9
benzo(a)anthracène	78	173	35	0,5*	1770	173,7	88,5
benzo(b)fluoranthène	68	1077	374	30	7280	153,8	100
benzo(k)fluoranthène	68	176	70	0,5*	1530	160,1	94,1
benzo(ghi)perylène	78	313	110	1*	2020	141,9	93,6
benzo(a)pyrène	168	151	59	1	1380	142,5	89,9
benzo(e)pyrène	78	491	257	19	2910	131,6	100
chrysène	78	610	220	19	3830	133,2	100
dibenzo(ah)anthracène	68	57	20	0,5*	520	183,4	75,0
fluoranthène	173	544	122	7	7899	191,7	100
fluorène	68	17	1	0,5*	340	291,4	45,6
indeno(123-cd)pyrène	77	354	140	0,5*	3130	155,6	94,8
phénanthrène	173	407	44	1*	7970	271,4	98,9
pyrène	173	428	91	1*	6876	200,0	99,4

c) Mingan (juin 1994 - mai 1995)

	N	Moy.	Méd.	Min.	Max.	c.v. (%)	f.d. (%)
acenaphtène	12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
acenaphtylène	12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
anthracène	27	2	1	1*	6	82,8	29,6
benzo(a)anthracène	12	2	1	1*	7	101,1	25,0
benzo(b)fluoranthène	12	24	5	1*	167	200,7	41,7
benzo(k)fluoranthène	12	3	1	1*	17	148,4	75,0
benzo(ghi)perylène	12	3	1	1*	19	181,8	83,3
benzo(a)pyrène	24	7	1	1*	72	223,8	29,2
benzo(e)pyrène	12	13	7	1*	83	177,5	41,7
chrysène	12	17	5	1*	110	185,4	50,0
dibenzo(ah)anthracène	12	2	1	1*	6	108,7	83,3
fluoranthène	27	28	10	3	186	167,5	100
fluorène	12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
indeno(123-cd)pyrène	12	4	1	1*	19	139,8	66,7
phénanthrène	27	18	10	3	117	131,6	100
pyrène	27	17	3	1	130	191,0	85,2

Notes : * ½ de la limite de détection

c.v. : coefficient de variation

f.d. : fréquence de détection

n.d. : non détecté

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 7.7 Concentration en HAP dans les précipitations (ng/L)

a) Saint-Anicet (avril 1994 - mars 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
acenaphtène	15	1,11	0,80	0,01*	3,29	94,2	80
acenaphtylène	15	n,d	n,d	n,d	n,d	--	0
anthracène	20	1,09	0,85	0,01*	2,74	78,2	95
benzo(a)anthracène	15	4,16	2,60	0,76	10,75	83,0	100
benzo(b)fluoranthène	15	17,86	12,52	3,70	42,74	65,3	100
benzo(k)fluoranthène	15	3,42	2,70	1,00	6,90	54,6	100
benzo(ghi)perylène	15	5,53	3,68	0,98	13,70	72,7	100
benzo(a)pyrène	20	5,53	5,27	1,02	13,60	58,7	100
benzo(e)pyrène	15	11,01	7,18	2,10	27,00	73,4	100
chrysène	15	18,62	10,95	4,22	44,09	68,0	100
dibenzo(ah)anthracène	15	1,04	0,61	0,01*	3,30	104,9	86,7
fluoranthène	20	32,11	22,49	6,03	95,89	76,1	100
fluorène	15	5,94	4,61	1,53	16,30	68,9	100
indeno(123-cd)pyrène	15	5,39	3,40	0,98	15,34	79,6	100
phénanthrène	20	36,36	27,60	1,79	164,90	102,6	100
pyrène	20	19,99	13,30	5,36	56,99	73,7	100

b) Villeroy (janvier 1993 - mars 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
acenaphtène	11	1,63	0,01	0,01*	6	152,3	45,5
acenaphtylène	14	0,19	0,01	0,01*	2,5	354,2	7,1
anthracène	36	1,43	0,88	0,01*	8,6	131,9	88,9
benzo(a)anthracène	14	3,23	2,03	0,5	11	93,7	100
benzo(b)fluoranthène	13	17,17	9	4,2	62	102,4	100
benzo(k)fluoranthène	13	4,01	2	0,83	13	101,2	100
benzo(ghi)perylène	14	4,78	3,6	1	12,52	77,3	100
benzo(a)pyrène	36	4,42	3,08	1,65	18	71,0	100
benzo(e)pyrène	14	8,15	5,98	1	28	95,7	100
chrysène	14	13,35	7,77	2,98	38,17	92,7	100
dibenzo(ah)anthracène	14	1,24	0,85	0,01*	4	101,3	85,7
fluoranthène	36	19,26	13,70	4,65	78	83,5	100
fluorène	14	7,75	5,15	1,26	32	102,5	100
indeno(123-cd)pyrène	14	4,83	3,95	1,26	14	82,5	100
phénanthrène	36	27,92	13	4	125	106,9	100
pyrène	36	13,99	8,14	3,59	51	83,1	100

c) Mingan (juin 1994 - mai 1995)

	N	Moy.	Méd.	Min.	Max.	c.v. (%)	f.d. (%)
acenaphtène	6	0,08	0,01	0,01*	0,4	212,3	16,7
acenaphtylène	6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
anthracène	11	1,06	0,4	0,01*	5,45	148,0	81,8
benzo(a)anthracène	6	0,63	0,40	0,01*	1,96	108,7	83,3
benzo(b)fluoranthène	6	5,89	6,26	1,22	12,46	71,1	100
benzo(k)fluoranthène	6	1,51	1,01	0,54	4,27	93,0	100
benzo(ghi)perylène	6	1,16	1,65	0,01*	1,96	77,5	66,7
benzo(a)pyrène	11	1,09	0,98	0,01*	3,38	81,9	100
benzo(e)pyrène	6	3,26	3,40	1,28	5,34	49,9	100
chrysène	6	4,53	4,49	0,61	10,32	77,7	100
dibenzo(ah)anthracène	6	0,26	0,33	0,01*	0,5	78,6	66,7
fluoranthène	11	8,05	7,32	2,05	17,79	55,8	100
fluorène	6	2,52	1,80	0,68	5,50	74,9	100
indeno(123-cd)pyrène	6	1,23	1,6	0,01*	2,14	78,8	66,7
phénanthrène	11	13,27	8,84	1,71	36,96	81,1	100
pyrène	11	6,18	5,7	1,43	15,84	63,1	100

Notes : * ½ de la limite de détection
c.v. : coefficient de variation
f.d. : fréquence de détection
n.d. : non détecté

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 7.8 Concentration en organochlorés dans l'air (phase gazeuse - pg/m³)

a) Saint-Anicet (mars 1994 - mars 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
α-HCH	118	89	87	1	192	32,1	99,2
γ-HCH	100	64	21	0,5*	552	159,6	69,0
HCB	118	69	56	1	918	125,9	99,2
γ-chlordane	118	5	2	0,5*	36	114,3	79,7
p,p' DDT	118	4	2	0,5*	68	184,6	69,5
p,p' DDE	118	8	6	1	47	98,2	93,2
mirex	118	1	1	0,5*	12	129,6	18,6
BPC 77	118	5	1	0,5*	100	341,2	23,7
BPC 105	118	1	1	0,5*	33	221,1	63,6
BPC 118	118	3	2	0,5*	28	114,3	74,6
BPC 126	118	1	1	0,5*	35	293,1	18,6
BPC 128	118	1	1	0,5*	35	297,4	29,7
BPC 138	118	43	1	0,5*	400	194,3	59,3
BPC 169	118	1	1	0,5*	39	314,9	20,3
BPC 180	118	1	1	0,5*	37	291,2	34,7

b) Villeroy (janvier 1993 - mars 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
α-HCH	170	89	88	1*	188	41,8	98,8
γ-HCH	147	34	19	0,5*	269	137,4	81,0
HCB	170	83	55	1*	1797	191,2	99,4
γ-chlordane	163	4	1	0,5*	38	138,9	49,1
p,p' DDT	163	2	1	0,5*	39	167,6	42,3
p,p' DDE	163	5	4	0,5*	46	111,0	83,4
mirex	163	1	1	0,5*	2	26,9	1,2
BPC 77	163	1	1	0,5*	23	165,8	11,0
BPC 105	163	1	1	0,5*	21	137,7	25,2
BPC 118	163	2	1	0,5*	23	112,6	54,6
BPC 126	163	1	1	0,5*	50	308,3	6,1
BPC 128	163	1	1	0,5*	49	291,7	4,9
BPC 138	163	5	1	0,5*	624	888,9	31,3
BPC 169	163	2	1	0,5*	140	516,4	6,1
BPC 180	163	2	1	0,5*	140	538,2	8,6

c) Mingan (juin 1994 - mai 1995)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
α -HCH	26	92	84	1*	188	42,7	96,2
γ -HCH	26	17	13	1*	119	132,1	84,6
HCB	26	67	59	1*	178	56,0	96,2
γ -chlordane	29	1	1	1*	6	75,6	34,5
p,p' DDT	29	2	1	1*	9	91,5	51,7
p,p' DDE	29	3	2	1*	17	112,2	75,9
mirex	29	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
BPC 77	29	1	1	1*	3	34,1	10,3
BPC 105	29	1	1	1*	6	78,1	20,7
BPC 118	29	2	1	1*	14	129,5	55,2
BPC 126	29	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
BPC 128	29	1	1	1*	1	4,8	3,4
BPC 138	29	2	1	1*	12	125,9	37,9
BPC 169	29	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
BPC 180	29	1	1	1	1	4,8	3,4

Notes : * $\frac{1}{2}$ de la limite de détection

c.v. : coefficient de variation

f.d. : fréquence de détection

n.d. : non détecté

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 7.9 Concentration en organochlorés dans l'air (phase particulaire - pg/m³)

a) Saint-Anicet (mars 1994 - mars 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
α-HCH	120	1	1	0,5*	4	45,9	0,8
γ-HCH	120	1	1	0,5*	16	145,1	5,8
HCB	120	1	1	0,5*	3	50,7	4,2
γ-chlordane	120	1	1	0,5*	11	107,6	2,5
p,p' DDT	120	1	1	0,5*	16	138,0	13,3
p, p' DDE	120	1	1	0,5*	27	215,6	13,3
mirex	120	1	1	0,5*	1*	30,5	0,8
BPC 77	120	1	1	0,5*	2	34,6	4,2
BPC 105	120	1	1	0,5*	11	107,3	4,2
BPC 118	120	1	1	0,5*	27	220,7	10,0
BPC 126	120	1	1	0,5*	2	32,5	5,8
BPC 128	120	1	1	0,5*	4	47,6	5,0
BPC 138	120	1	1	0,5*	19	168,8	7,5
BPC 169	120	1	1	0,5*	6	69,1	8,3
BPC 180	120	1	1	0,5*	3	38,8	2,5

b) Villeroy (janvier 1993 - mars 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
α-HCH	166	2	1	0,5*	97	471,5	7,8
γ-HCH	166	1	1	0,5*	19	142,9	4,8
HCB	166	1	1	0,5*	41	264,9	7,8
γ-chlordane	166	1	1	0,5*	10	84,9	4,2
p,p' DDT	166	1	1	0,5*	16	135,0	15,1
p, p' DDE	166	1	1	0,5*	29	190,9	18,1
mirex	166	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
BPC 77	166	1	1	0,5*	6	54,6	4,8
BPC 105	166	1	1	0,5*	10	86,9	5,4
BPC 118	166	1	1	0,5*	25	175,3	12,0
BPC 126	166	1	1	0,5*	8	66,0	4,2
BPC 128	166	1	1	0,5*	8	70,2	4,2
BPC 138	166	1	1	0,5*	22	157,6	10,2
BPC 169	166	1	1	0,5*	20	165,3	3,6
BPC 180	166	1	1	0,5*	13	119,0	4,8

c) Mingan (juin 1994 - mai 1995)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
α -HCH	27	4	1	1*	90	398,2	3,7
γ -HCH	27	1	1	1*	10	125,5	3,7
HCB	27	4	1	1*	70	374,0	3,7
γ -chlordanes	27	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
p,p' DDT	27	1	1	1	1*	9,0	7,4
p, p' DDE	27	1	1	1	1*	6,4	3,7
mirex	27	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
BPC 77	27	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
BPC 105	27	1	1	1	1*	6,9	3,7
BPC 118	27	1	1	1	1*	6,7	3,7
BPC 126	27	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
BPC 128	27	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
BPC 138	27	1	1	1	1	6,4	3,7
BPC 169	27	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0
BPC 180	27	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	--	0

Notes : * ½ de la limite de détection
c.v. : coefficient de variation
f.d. : fréquence de détection
n.d. : non détecté

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 7.10 Concentration en organochlorés dans les précipitations (pg/L)

a) Saint-Anicet (mars 1994 - mai 1995)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
α-HCH	21	1 890	1 900	10*	4 890	71,2	81,0
γ-HCH	21	1 593	1 100	10*	10 000	140,0	71,4
HCB	21	90	10	10*	700	178,0	42,9
γ-chlordane	21	182	10	10*	1 160	173,2	47,6
p,p' DDT	21	655	438	10*	1 998	105,1	76,2
p,p' DDE	21	938	366	10*	7 000	174,4	81,0
mirex	21	15	10	10*	110	147,8	4,8
BPC 77	21	85	29	10*	400	120,5	52,4
BPC 105	21	299	102	10*	1 600	133,0	66,7
BPC 118	21	715	450	10*	3 900	128,7	85,7
BPC 126	21	45	10	10*	329	195,8	23,8
BPC 128	21	69	10	10*	600	215,9	23,8
BPC 138	21	356	197	10*	2 400	154,4	66,7
BPC 169	21	29	10	10*	329	242,2	9,5
BPC 180	21	62	10	10*	400	170,2	33,3

b) Villeroy (janvier 1993 - mars 1996)

	N	Moy	Méd	Min	Max	c.v. (%)	f.d. (%)
α-HCH	37	2 385	2 100	10*	6 010	60,2	89,2
γ-HCH	36	1 668	1 081	10*	8 824	110,3	75,0
HCB	37	109	40	10*	730	162,9	56,8
γ-chlordane	36	118	55	10*	898	174,5	61,1
p,p' DDT	36	229	10	10*	1 000	139,7	41,7
p,p' DDE	36	1 555	735	10*	13 772	199,7	86,1
mirex	36	13	10	10*	103	123,4	2,8
BPC 77	36	50	10	10*	428	194,1	25,0
BPC 105	36	191	62	10*	1 020	149,1	63,9
BPC 118	37	479	196	10*	2 470	150,7	78,4
BPC 126	36	18	10	10*	131	128,5	16,7
BPC 128	36	22	10	10*	90	103,3	27,8
BPC 138	37	217	80	10*	1 750	160,2	67,6
BPC 169	36	14	10	10*	131	142,4	8,3
BPC 180	37	16	10	10*	100	113,6	16,2

c) Mingan (juin 1994 - mai 1995)

	N	Moy.	Méd.	Min.	Max.	c.v. (%)	f.d. (%)
α -HCH	12	2876	2787	380	7053	65,5	100
γ -HCH	12	2256	505	10*	15399	194,6	66,7
HCB	12	199	56	10*	1706	239,4	75,0
γ -chlordanes	12	101	108	10*	330	86,5	83,3
p,p' DDT	12	380	241	10*	1320	115,6	75,0
p,p' DDE	12	536	356	10*	1980	115,3	91,7
mirex	12	30	10	10*	165	163,3	16,7
BPC 77	12	128	45	10*	721	162,8	66,7
BPC 105	12	139	112	10*	495	96,0	83,3
BPC 118	12	329	277	10*	990	86,4	100
BPC 126	12	52	10	10*	183	125,8	41,7
BPC 128	12	69	20	10*	330	147,0	50,0
BPC 138	12	235	153	10*	990	117,0	83,3
BPC 169	12	52	10	10*	330	176,3	33,3
BPC 180	12	504	81	10*	2145	157,9	75,0

Notes : * $\frac{1}{2}$ de la limite de détection
c.v. : coefficient de variation
f.d. : fréquence de détection

7.2 Variation spatiale

Les puits chimiques et physiques en relation avec les phénomènes d'advection et de diffusion déterminent le temps de résidence des composés dans l'atmosphère. Ainsi, l'oxydation chimique et le transport des masses d'air limitent l'origine des zones émettrices potentielles de certains composés (tels les HAP) à quelques centaines de kilomètres du lieu de réception. D'autres espèces moins réductrices pourraient avoir des temps de vie chimique beaucoup plus longs, les prédisposant ainsi au transport à longue distance (e. g., HCB, BPC).

D'autres processus, tels le dépôt sec et le dépôt humide, sont également des facteurs importants qui peuvent influencer sur le temps de résidence des polluants dans l'atmosphère et du même fait, leur conférer une capacité à être transportés sur de plus ou moins longues distances.

Les figures 7.1 et 7.2 illustrent bien le phénomène de temps de résidence différenciés des composés organiques dans l'air surplombant la vallée et le golfe du Saint-Laurent. Certains hydrocarbures aromatiques (HAP), tels, le fluoranthène, le phénanthrène et le pyrène, que l'on retrouve en concentrations appréciables aux sites méridionaux de Villeroy et Saint-Anicet, sont à toutes fins pratiques absents au site septentrional de Mingan, exempt de sources connues. Il semble donc raisonnable d'affirmer que les HAP ne sont pas transportés dans l'air sur de longues distances. Cependant, leurs produits de dégradation, notamment les nitro-HAP (Arey *et al.*, 1986), bien que non analysés ici, pourraient être mesurés en concentration appréciable tant dans les régions émettrices qu'éloignées des sources. On compte le long de la vallée du Saint-Laurent plusieurs alumineries émettrices de HAP (Germain et Bisson, 1992) et on fait un grand usage de bois de chauffage.

Les composés organochlorés quant à eux sont beaucoup plus persistants dans l'atmosphère et ont d'ailleurs des concentrations médianes similaires à travers les trois stations. Certains de ces composés peuvent provenir de sources régionales, d'autres par contre peuvent être propices au transport à longue distance. Il a été établi, par exemple, que le lindane atmosphérique provient en partie de son usage important au Québec comme pesticide, notamment dans la culture du maïs (Poissant et Koprivnjak, 1996a).

D'autres composés tels le HCB et le α -HCH semblent toutefois être transportés sur de longues distances (Barrie *et al.*, 1992; Hoff *et al.*, 1992; Poissant et Koprivnjak, 1996a).

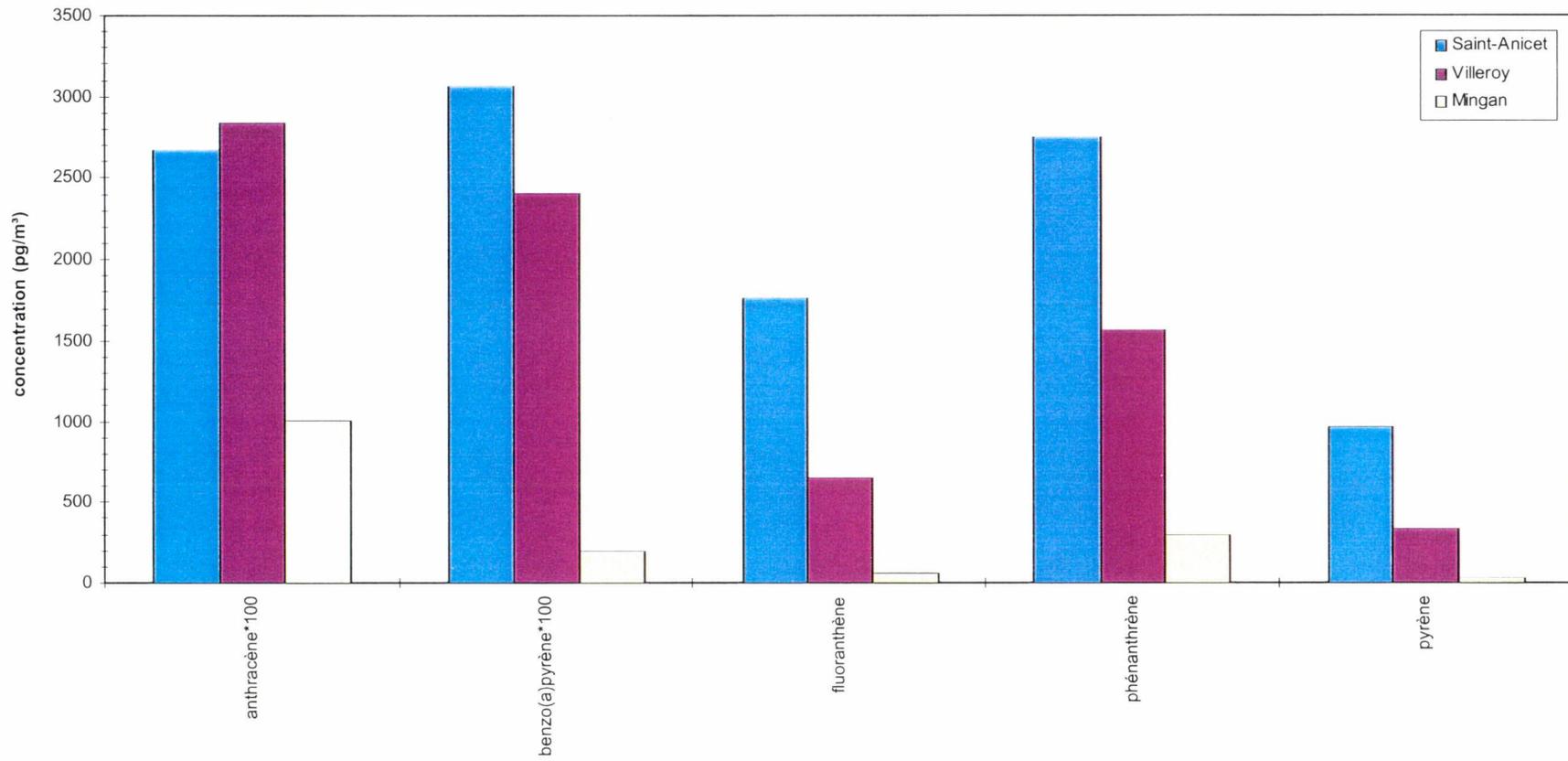


Figure 7.1 Concentrations médianes des HAP mesurées dans l'air, le long du Saint-Laurent (juin 1994 - mai 1995). Afin d'ajuster l'échelle, certaines concentrations originales ont été multipliées (*) par 100.

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

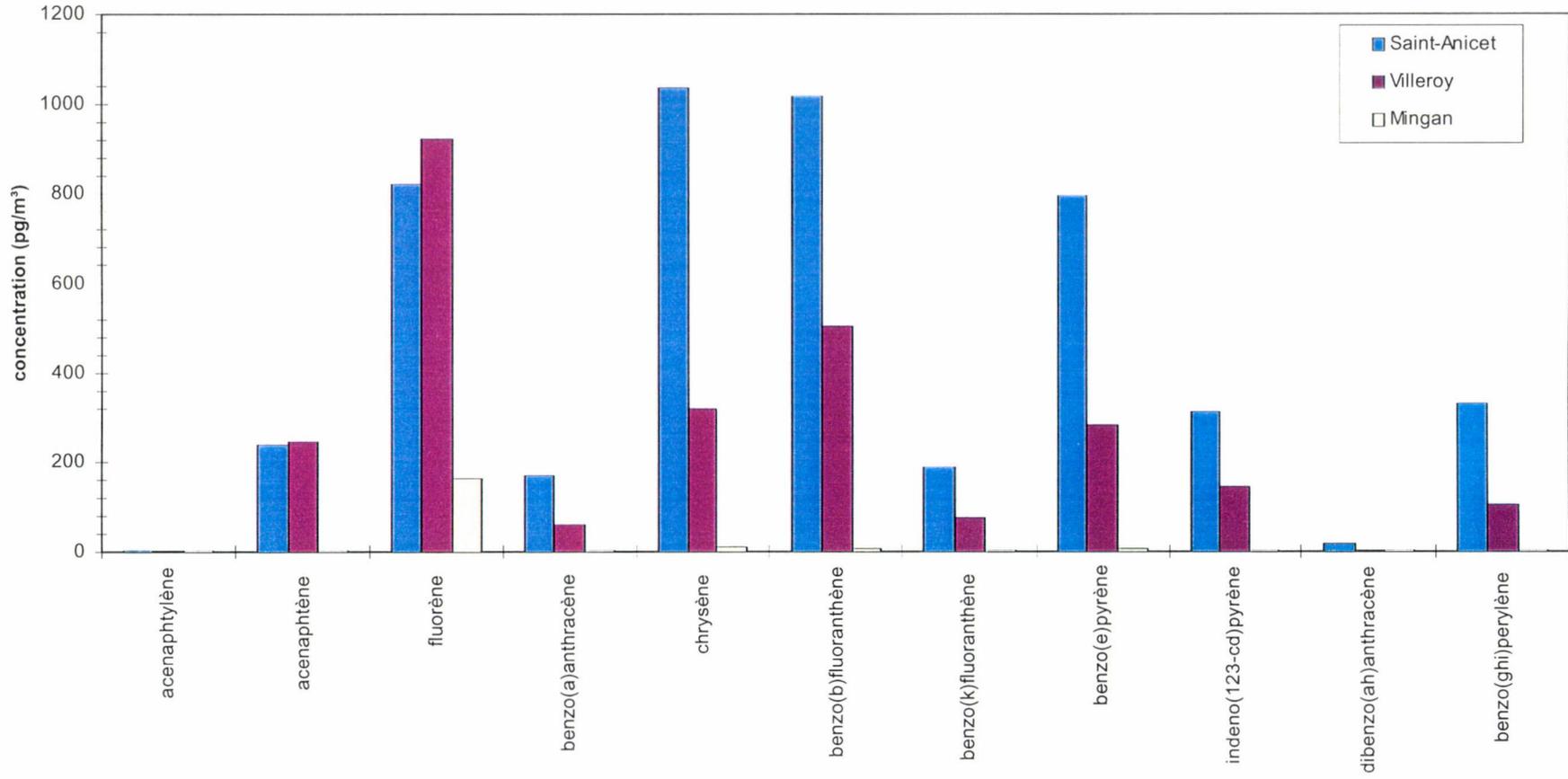


Figure 7.1 (suite)

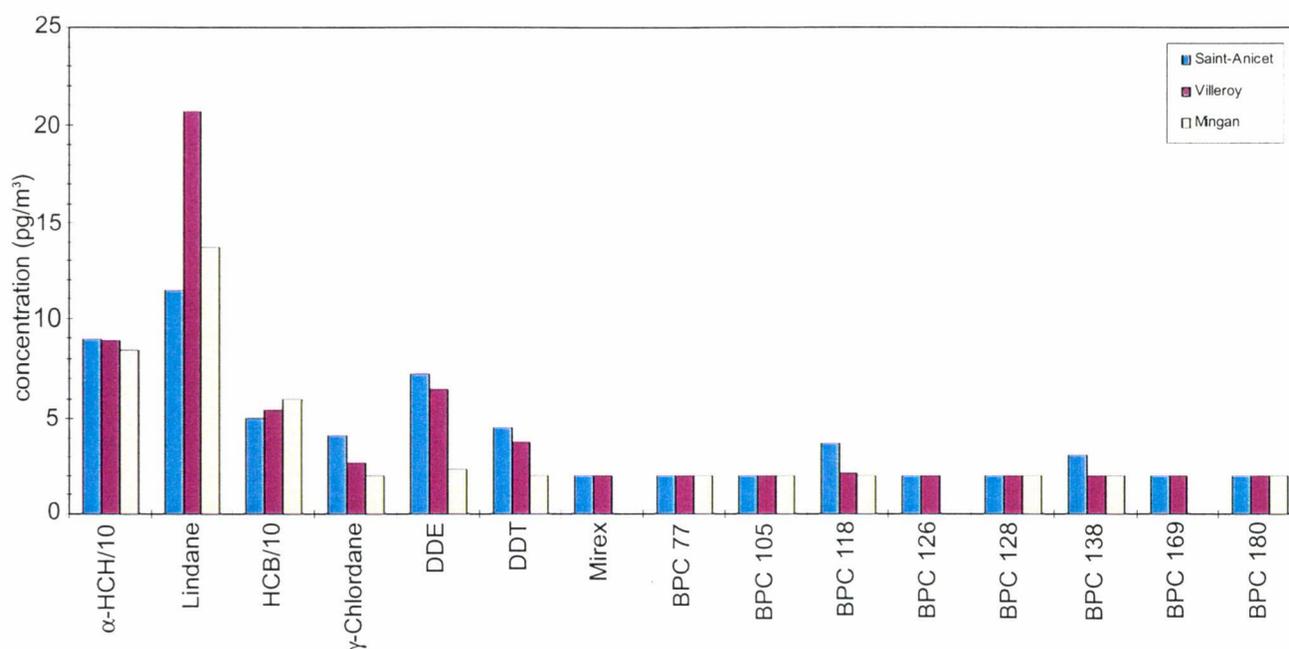


Figure 7.2 Concentrations médianes des organochlorés mesurées dans l'air, le long de la vallée du Saint-Laurent (juin 1994 à mai 1995). Afin d'ajuster l'échelle, certaines concentrations originales ont été divisées (/) par 10.

La situation des HAP semble différente dans les précipitations (figure 7.3). Bien qu'en concentration significativement moindre à Mingan, les HAP sont présents aux trois stations. La station de Saint-Anicet semble, tant pour les précipitations que pour l'air ambiant, la plus influencée par les HAP. Alors que l'air semble être un mauvais médium pour transporter les HAP sur de longues distances, les précipitations semblent plus efficaces.

Le profil des organochlorés dans les précipitations, contrairement aux HAP, suit assez bien celui de l'air (figure 7.4). Les composés α -HCH et γ -HCH (lindane) sont prépondérants dans les précipitations avec des concentrations représentant plus de 90 % des organochlorés, tandis que dans l'air s'ajoute à ces deux composés le HCB. Cette discrétion du HCB vient du fait qu'il est hydrophobe (constante d'Henry élevée (Suntio *et al.*, 1988)), donc peu présent dans la phase aqueuse.

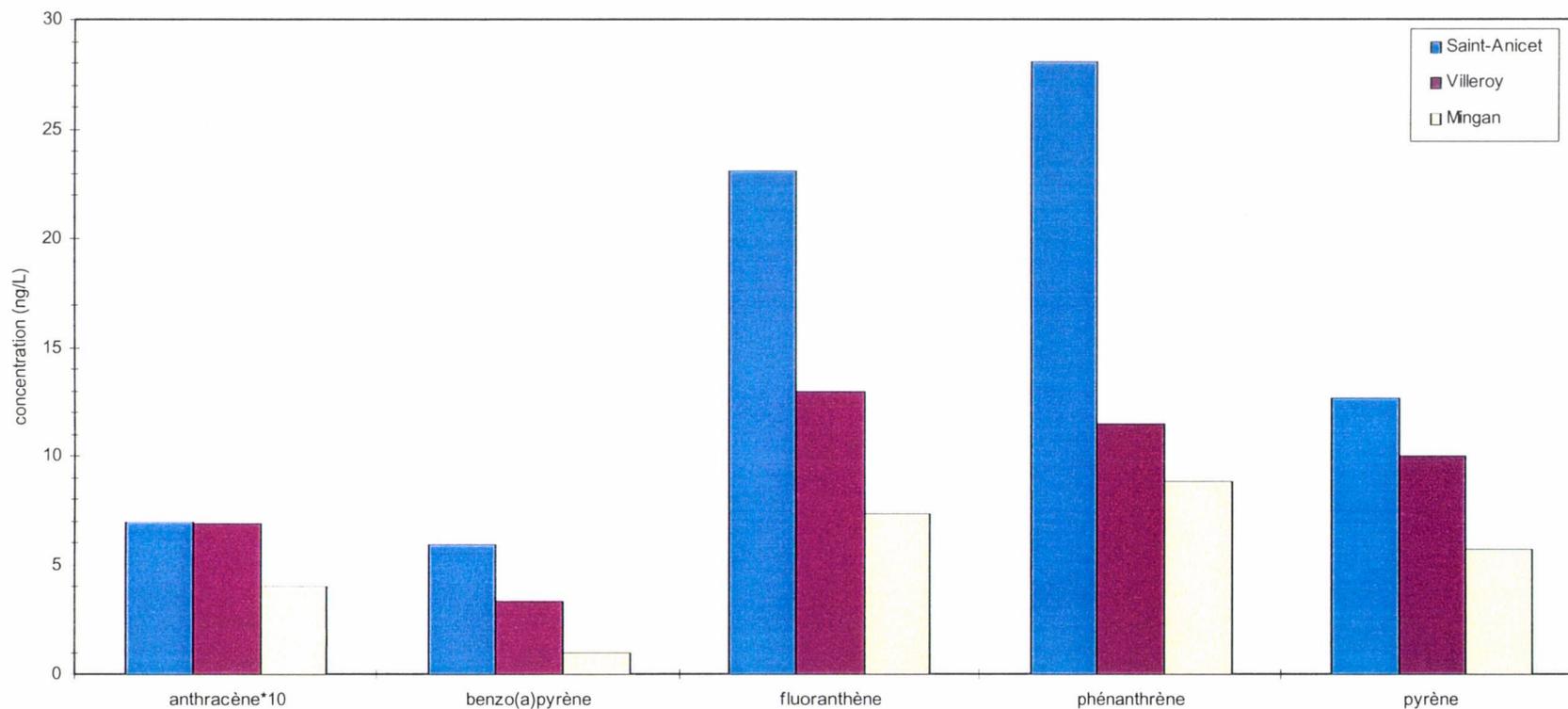


Figure 7.3 Concentrations médianes des HAP mesurées dans les précipitations le long du Saint-Laurent (juin 1994 à mai 1995). Afin d'ajuster l'échelle, certaines concentrations originales ont été multipliées (*) par 10.

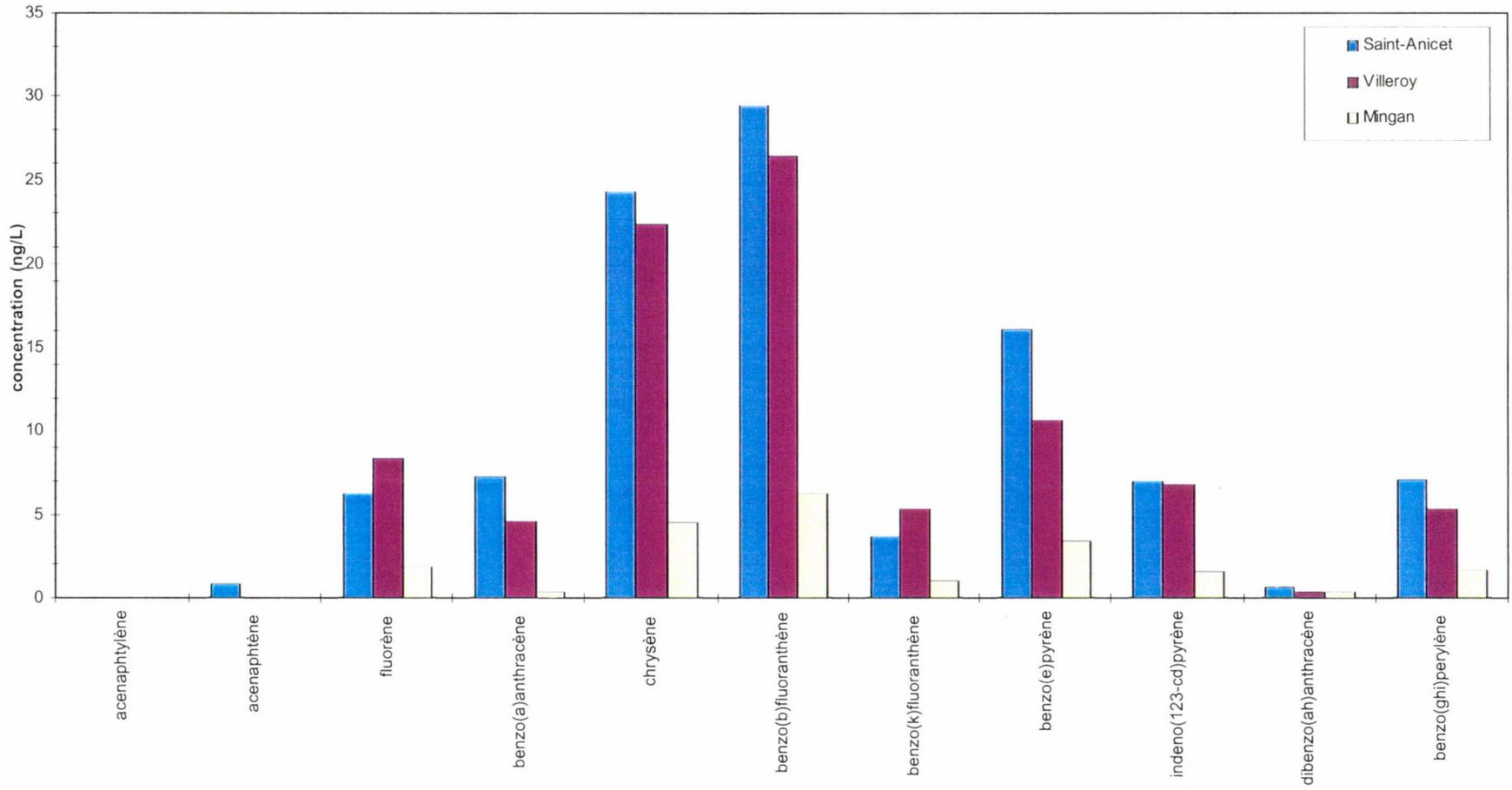


Figure 7.3 (suite)

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

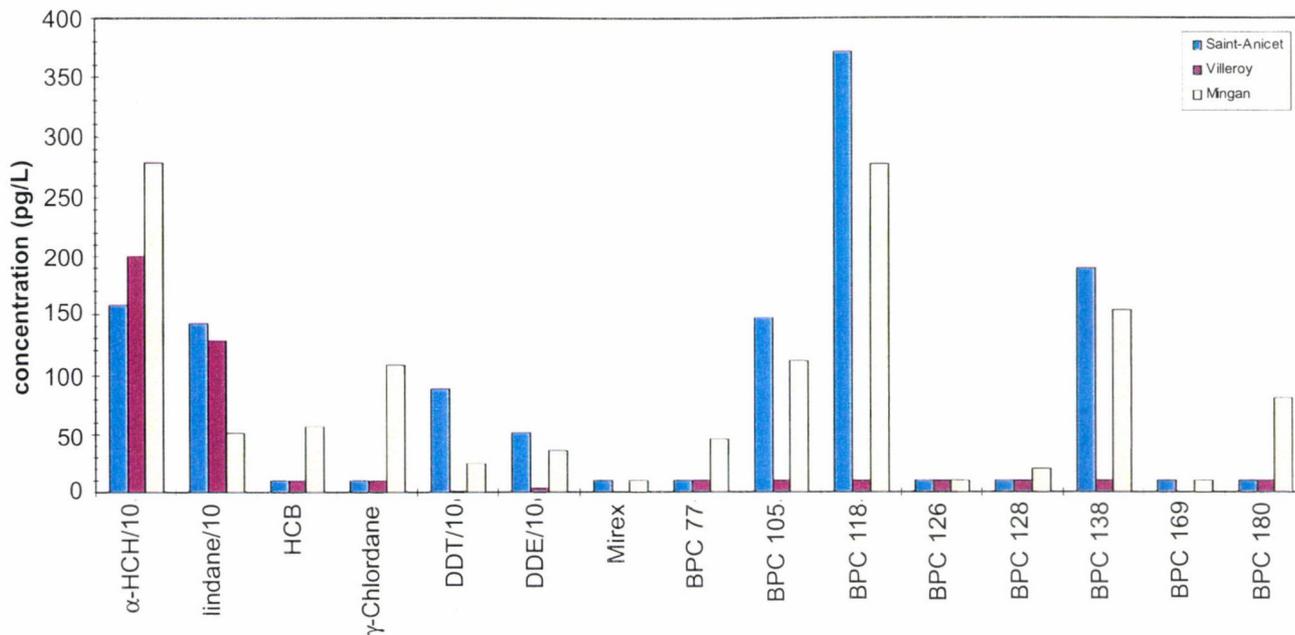


Figure 7.4 Concentrations médianes des organochlorés mesurées dans les précipitations, le long du Saint-Laurent (juin 1994 - mai 1995). Afin d'ajuster l'échelle, certaines concentrations originales ont été multipliées (*) ou divisées (/) par 10 ou 100

Les figures 7.5 et 7.6 présentent les concentrations médianes de certains métaux lourds dans l'air et les précipitations. La bulle urbaine de Montréal, délimitée par les stations de Sainte-Anne-de-Bellevue et L'Assomption, semble contribuer à un apport significatif en arsenic, cadmium, chrome, fer, manganèse, nickel, plomb et zinc dans l'air. Le cuivre est mesuré en concentration supérieure à Saint-Anicet.

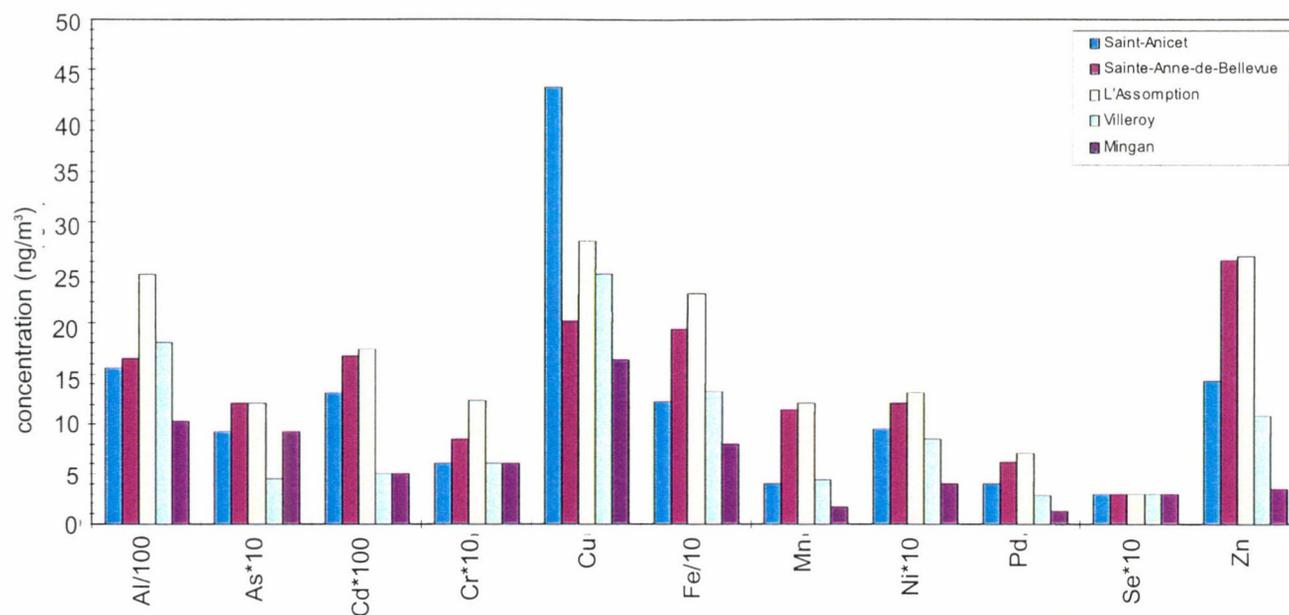


Figure 7.5 Concentrations médianes des métaux traces mesurées dans l'air le long du Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996). Afin d'ajuster l'échelle, certaines concentrations originales ont été multipliées (*) ou divisées (/) par 10 ou 100.

L'impact de la zone de Montréal semble également se faire sentir sur les concentrations des métaux lourds dans les précipitations.

Il semble que des sources affectent les concentrations de cuivre dans les eaux de précipitation aux sites de Saint-Anicet et Mingan. Seuls le cuivre et le plomb sont en concentration relativement importante dans les eaux de précipitation à Mingan. Tous les autres éléments s'y retrouvent, en comparaison pour l'ensemble du réseau, en concentration minimale.

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

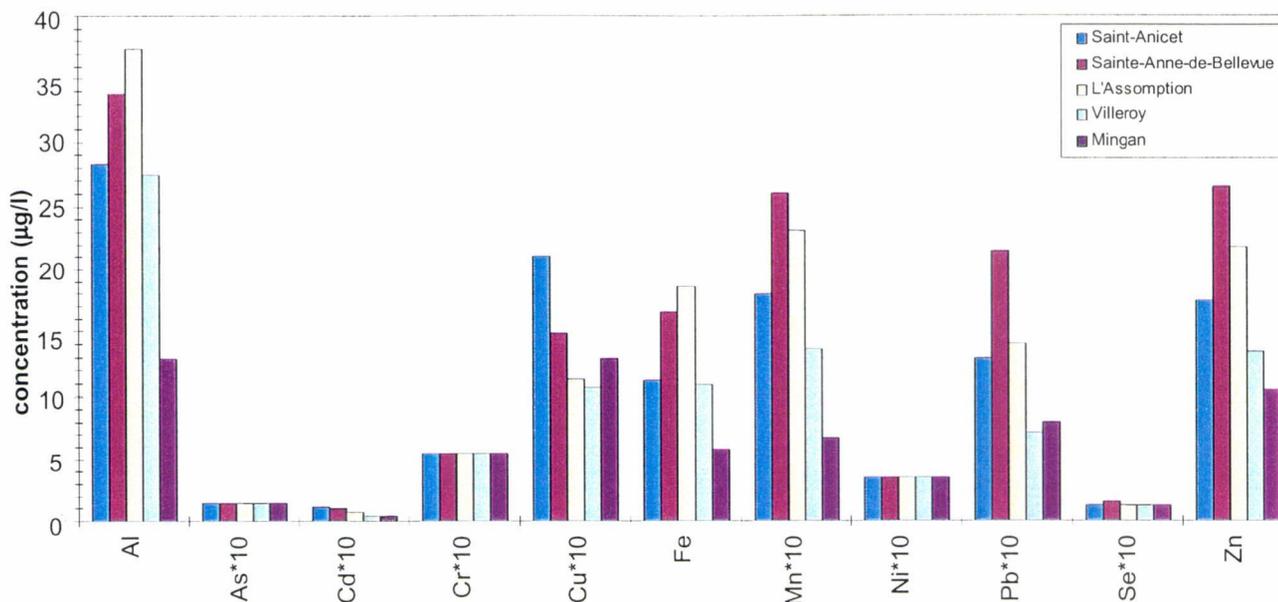


Figure 7.6 Concentrations médianes des métaux traces mesurées dans les précipitations, le long du Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996). Afin d'ajuster l'échelle, certaines concentrations originales ont été multipliées (*) ou divisées (/) par 10 ou 100

Les figures 7.7 et 7.8 présentent certains ions majeurs ainsi que les matières en suspension (MES) dans l'air et les eaux de précipitation, respectivement. Les concentrations de matières en suspension sont spatialement plus importantes en aval des vents dominants de la zone montréalaise. Il est remarquable de constater que la vallée du Saint-Laurent mobilise de façon significative les MES. Les seuils de concentration à l'entrée et à la sortie du couloir fluvial sont similaires ($\sim 200 \text{ ng/m}^3$).

Le calcium est le principal élément chimique des particules. Le nitrate et le sulfate pour leur part sont des anions d'importance dans l'eau de précipitation. Il est intéressant de souligner que pour la quasi-totalité des ions majeurs, un profil décroissant dans la direction sud-ouest vers le Nord-Est est perceptible, notamment pour le nitrate, sulfate et ammonium. Les deux premiers ions sont liés principalement à la problématique des précipitations acides; le dernier est plutôt lié à la nitrification du NH_2 (cycle de l'azote) et a donc une connotation agricole. Les concentrations pratiquement nulles en NH_4 à Mingan illustrent bien ce fait. Finalement, les zones côtières et maritimes influencent principalement à Mingan par une signature liée aux sodium, magnésium et chlorure (embruns marins).

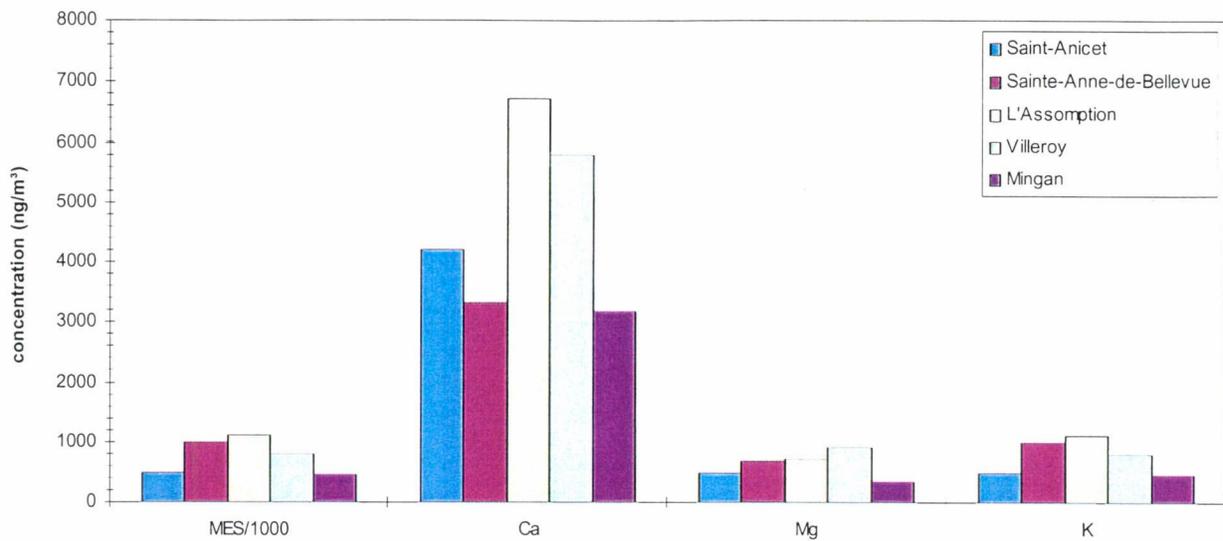


Figure 7.7 Concentrations médianes des ions majeurs mesurées dans l'air le long de la vallée du Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996). Afin d'ajuster l'échelle, certaines concentrations originales ont été divisées (/) par 1000.

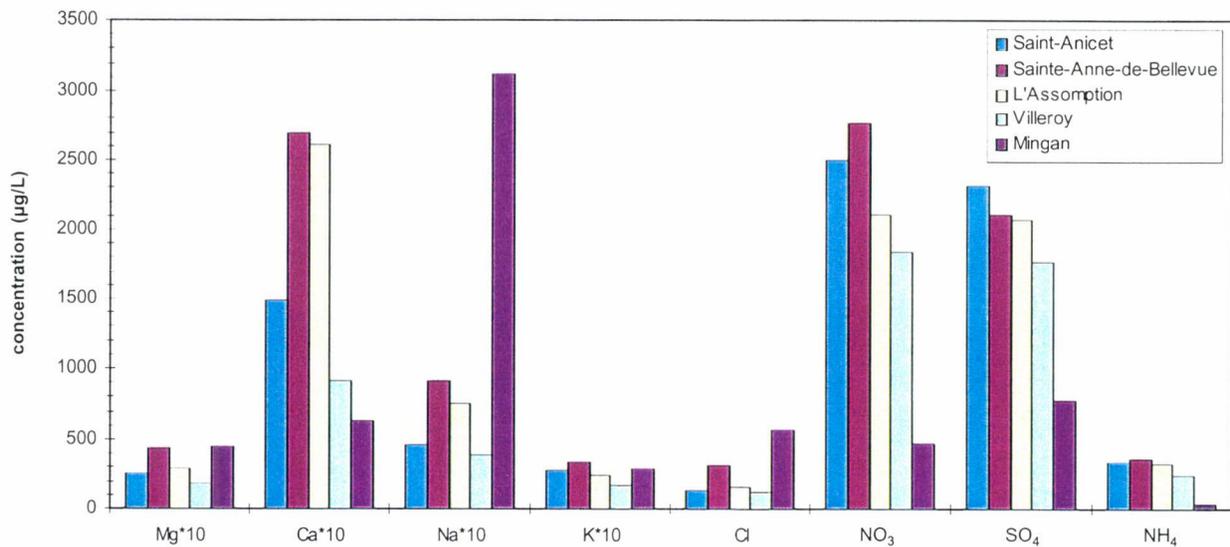


Figure 7.8 Concentrations médianes des ions majeurs mesurées dans les précipitations, le long de la vallée du Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996). Afin d'ajuster l'échelle, certaines concentrations originales ont été multipliées (*) par 10.

7.3 Facteurs d'enrichissement à la croûte terrestre

Afin d'établir une signature, à prédominance naturelle ou anthropique, des mesures de métaux lourds et ions majeurs effectuées aux différents sites, un facteur d'enrichissement à la croûte terrestre est calculé (Équation 1). Celui-ci compare les concentrations médianes des éléments (X) relatives à l'aluminium (Al) dans l'échantillon (la pluie ou l'air) et dans la croûte terrestre (Duce *et al.*, 1975).

$$FE_c = \frac{(X/Al)_{\text{échantillon}}}{(X/Al)_{\text{croûte}}} \quad (1)$$

Théoriquement, un FE_c égal à l'unité indique une origine naturelle alors qu'un FE_c supérieur à 1 indique une mobilisation de l'élément par l'activité humaine. Toutefois, compte tenu des disparités régionales dans la composition de la croûte terrestre, un facteur égal à 10 est considéré comme seuil indicateur d'une mobilisation anthropique.

La figure 7.9 présente les FE_c des particules et de les précipitations pour les composés inorganiques.

De façon générale, bien que les profils mesurés dans les précipitations et l'air semblent similaires, les précipitations sont plus enrichies par rapport aux teneurs naturelles de la croûte terrestre. L'arsenic, le cadmium, le cuivre, le plomb, le sélénium et le zinc dans les précipitations peuvent être considérés comme mobilisés par l'activité anthropique. Dans l'air, seuls le cuivre et le sélénium se situent significativement au-delà du seuil de 10 unités d'enrichissement.

Tant dans les précipitations que dans l'air, il ne semble pas que le manganèse soit significativement enrichi par rapport aux concentrations naturelles. Une source industrielle majeure de manganèse dans l'atmosphère au Québec, maintenant fermée (1991), était établie dans la région de Beauharnois (Loranger et Zayed, 1994). Cette information montre que bien que le manganèse soit utilisé comme additif à l'essence (MMT) au Canada, l'apport naturel domine. Cependant, les roses de polluants de la section 7.5 montrent que les quadrants des stations de mesure sous les vents de Montréal, zone à haute densité d'automobiles, connaissent les concentrations en manganèse les plus élevées. Le facteur d'enrichissement pour le manganèse a été recalculé avec le fer, comme indicateur de source naturelle, et a confirmé cette tendance (valeur médiane pour l'ensemble de 1,4). Loranger et Zayed (1996) ont montré une corrélation forte entre l'aluminium et le manganèse ($R = 0,72$) mettant en évidence l'association du manganèse au bruit de fond naturel, sauf exception à la mesure en périphérie de grands axes routiers.

Bien que les concentrations de plomb aient diminué significativement dans l'air au Canada et aux États-Unis depuis leur abandon en tant qu'additif à l'essence (Loranger et Zayed, 1994), il semble qu'une mobilisation anthropique persiste puisque les concentrations sont enrichies dans les particules.

Le cuivre est un des métaux le plus enrichi dans l'air et les précipitations. La situation semble plus importante à Saint-Anicet pour l'air alors qu'elle l'est davantage dans les précipitations à Mingan. Les eaux de précipitation sont plus enrichies en plomb à Mingan qu'ailleurs dans la vallée du Saint-Laurent. Cependant, les concentrations de plomb dans les précipitations à Mingan sont relativement faibles ($\sim 7 \mu\text{g/L}$). Une signature du cuivre et du plomb attribuée aux fonderies de cuivre a été identifiée au Québec, notamment dans la région de Noranda (Carignan et Gariépy, 1995).

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

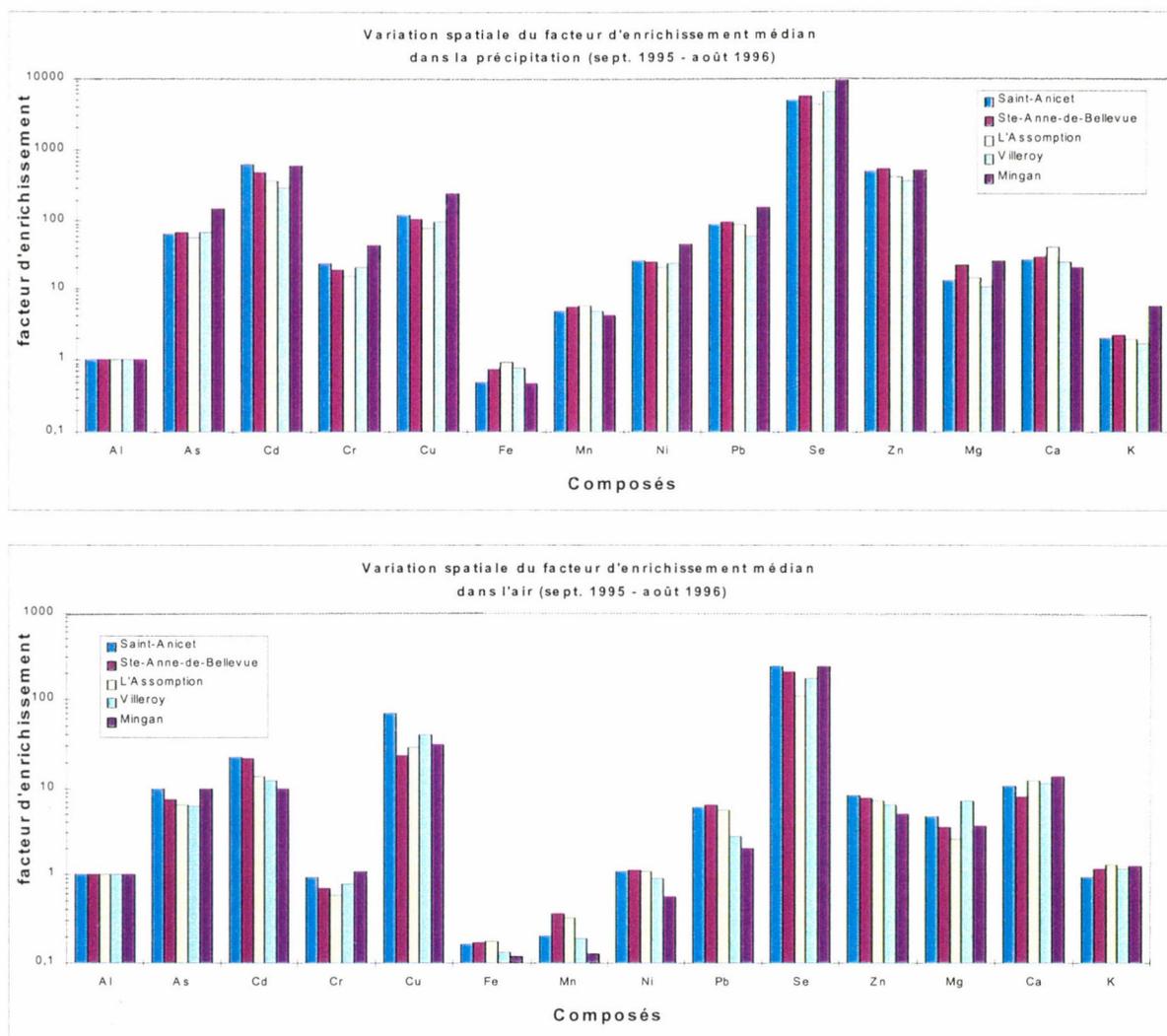


Figure 7.9 Facteurs d'enrichissement des éléments inorganiques mesurés dans les précipitations et l'air le long de la vallée du Saint-Laurent

7.4 Variations temporelles

Les figures 7.10 à 7.17 illustrent les variations médianes mensuelles pour la plupart des composés ciblés à la station de Villeroy. Le choix de Villeroy s'explique par le fait que cette station recèle les plus longues séries temporelles du réseau (les autres stations sont colligées à l'annexe A2). Certains composés sont intégrés en famille (HAP) pour synthétiser la présentation, alors que d'autres sont présentés de façon individuelle. De plus, afin de mieux faire ressortir les saisonnalités potentielles des composés, la température médiane du site est présentée.

A priori les concentrations de MES, calcium, potassium et magnésium dans l'air ambiant à Villeroy pourraient être influencées par les poussières en provenance des sols dénudés ou sans couvert de neige (figure 7.10). L'impact sur les concentrations devrait être prédominant en été.

Le potassium a été inséré dans la base analytique principalement pour identifier une signature de la combustion du bois. Le potassium est un élément important dans le bois et la croûte terrestre, il peut servir à mieux caractériser les HAP. La région de Villeroy connaît plusieurs coupes de bois et feux d'abatis. Cependant, aucune corrélation n'est mesurée entre le potassium et les HAP. À titre indicatif, la situation est similaire à Saint-Anicet. Ainsi, les HAP connaissent vraisemblablement une origine autre.

Dans les précipitations (figure 7.11), quelques composés ioniques ont des concentrations plus importantes l'été (Mg, Ca, SO₄, NH₄) alors que pour d'autres (Na, Cl et K), l'hiver révèle les concentrations les plus élevées. La chronologie du nitrate semble plutôt anarchique alors que celle de l'ammonium reflète très bien l'apport de l'agriculture avec des cycles annuels bien définis (nitrification).

Les figures 7.12 et 7.13 montrent les séries temporelles médianes pour les métaux et métalloïdes traces dans l'air et les précipitations. Les variations temporelles sont complexes et non définies, illustrant bien le fait que plusieurs facteurs environnementaux sont impliqués dans leur dynamique atmosphérique. Deux cas spécifiques ressortent dans l'air, l'arsenic et le cadmium. Le premier semble prédominer en saison chaude alors que le second prédomine en hiver.

Les figures 7.14 et 7.15 illustrent les variations mensuelles médianes d'une suite de HAP (phénanthrène, pyrène, B(a)P, fluoranthène et anthracène) dans l'air et les précipitations. Les HAP, tant dans l'air que dans les précipitations, connaissent un cycle annuel accentué avec des concentrations prépondérantes durant les mois froids de l'année. Ces composés HAP sont reconnus pour être associés au processus incomplet de combustion, tel que le chauffage au bois, et à certains procédés industriels tels que rencontrés dans certaines alumineries (voir chapitre 3). Il est possible que le cycle annuel des HAP soit également le reflet de leur temps de vie très court dans l'atmosphère, notamment en été. Ce temps de vie très court pourrait masquer des sources d'émissions importantes de HAP durant l'été.

Les figures 7.16 et 7.17 montrent les variations mensuelles médianes des organochlorés (α -HCH, lindane, HCB, chlordanes, DDT et BPC 118) dans l'air et les précipitations. La majorité des organochlorés ont des cycles de concentrations saisonniers dans l'air, ce qui est moins évident dans les précipitations (sauf exception du DDT).

Dans l'air les composés tels que l' α -HCH, le lindane, le chlordanes, le DDT et le BPC 118 ont des concentrations maximales en périodes chaudes alors qu'au contraire le HCB connaît des concentrations supérieures en hiver.

Les biphényles polychlorés (BPC) sont normalement reliés à l'activité industrielle. Dans une étude antérieure, Poissant *et al.* (1997) montrent que les congénères 26 et 28 présentent un pic distinctif de concentration durant l'été. Ce genre de dynamique a été clairement identifié dans d'autres études (e.g., Hoff *et al.*, 1992). Pankow (1993) a déterminé par modélisation que ce phénomène était relié à la désorption des BPC emmagasinés dans les sols lors de l'augmentation des températures en période estivale. Plus finement, Poissant *et al.* (1997) ont observé que les BPC 26 et 28 étaient en concentration légèrement supérieure au printemps et à l'automne. Ils exposaient certaines hypothèses telles que des émissions spécifiques agiraient lors de ces saisons, notamment lors de la fonte des neiges, à la tombée des feuilles mortes et à la micticité des lacs. En fait, cette dernière hypothèse relève du fait que les sédiments sont des refuges privilégiés pour les BPC émis dans l'environnement (Koprivnjak et Poissant, 1997). Ainsi au printemps et à l'automne, le renversement thermique des lacs pourrait exposer les BPC liés aux sédiments resuspendus aux mécanismes d'échanges gazeux air-eau et ainsi remettre les BPC en circulation dans l'environnement. Le congénère 118 est plus lourd que les congénères 26 et 28, donc moins présent dans l'air (fréquence de 60 %). Malgré tout, la série temporelle du congénère 118 nous suggère que ce genre de comportement lui soit attribuable dans l'environnement.

Les pesticides organochlorés ou leurs produits associés connaissent également une dynamique particulière. Ils peuvent se condenser sur les surfaces en fonction de la température selon une relation typique de Clausius-Clapeyron (Bidleman, 1988). Ils peuvent aussi être adsorbés et suivre une relation telle qu'illustrée par Pankow (1993); ou être injectés directement dans l'atmosphère par des activités agricoles.

A titre d'exemple, Poissant et Koprivnjak (1996a) démontrent que la source de lindane dans l'atmosphère québécois serait reliée aux cultures de maïs pour lequel le lindane est utilisé en conjoncture avec le diazinon et le captan pour préserver les grains de maïs de la pourriture lors de la semence (Berryman et Giroux, 1994). Les concentrations de lindane sont positivement corrélées aux températures de l'air, appuyant ainsi une relation typique de Clausius-Clapeyron, alors que pour des composés tels que le HCB la relation est inexistante. La figure 7.18 illustre les deux scénarios de dynamique des COSV en regard à la température. Poissant et Koprivnjak (1996a) et Wania *et al.* (1998) attribuent le manque d'adéquation avec la relation de Clausius-Clapeyron à des phénomènes d'advection plutôt que d'émissions par des sources locales ou de ré-émissions.

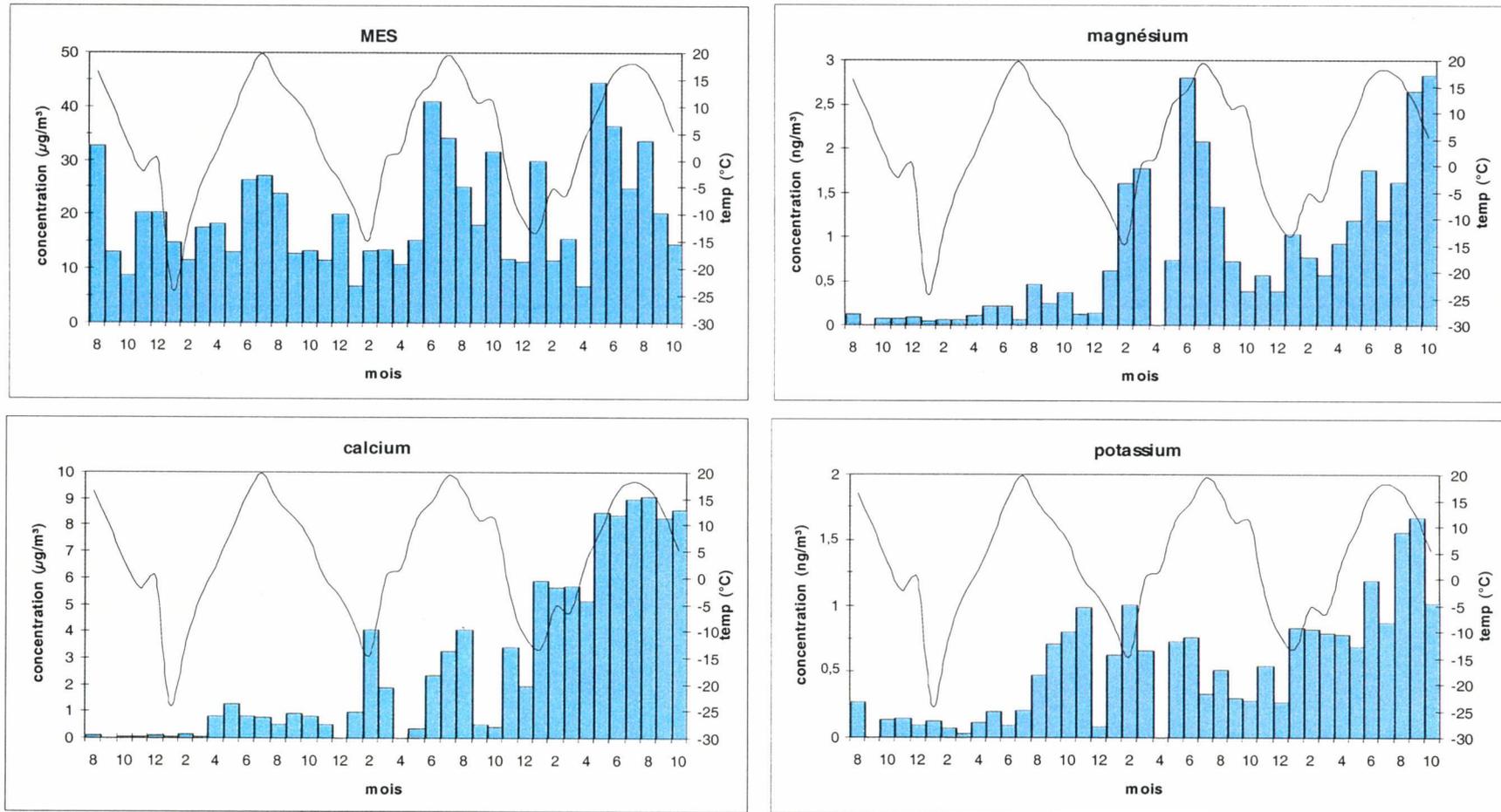


Figure 7.10 Variation médiane mensuelle des ions majeurs particuliers dans l'air à Villerooy pour la période de 1993 à 1996. — est la température.

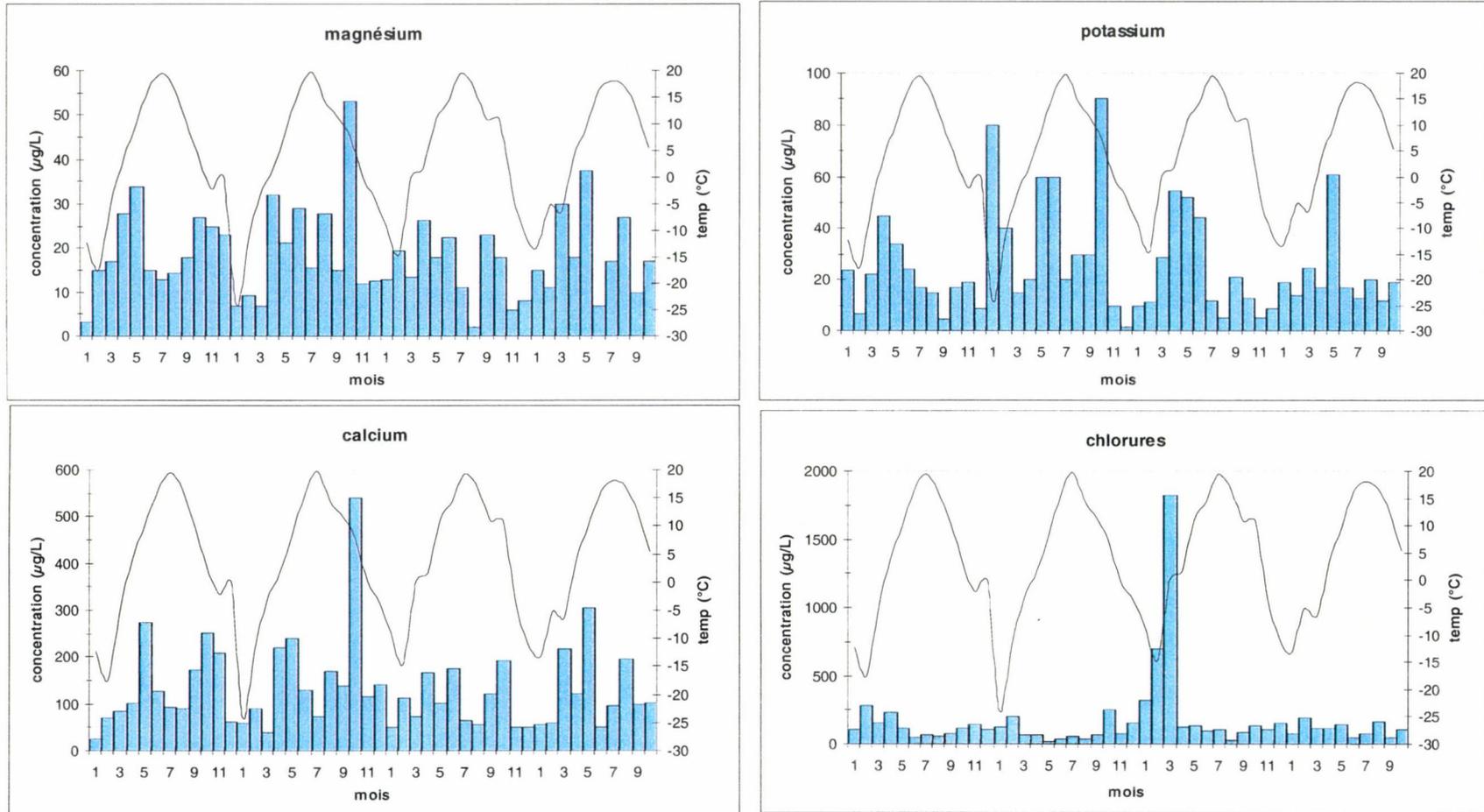


Figure 7.11 Variation médiane mensuelle des ions majeurs dans les précipitations à Villeroy pour la période de 1993 à 1996. — est la température.

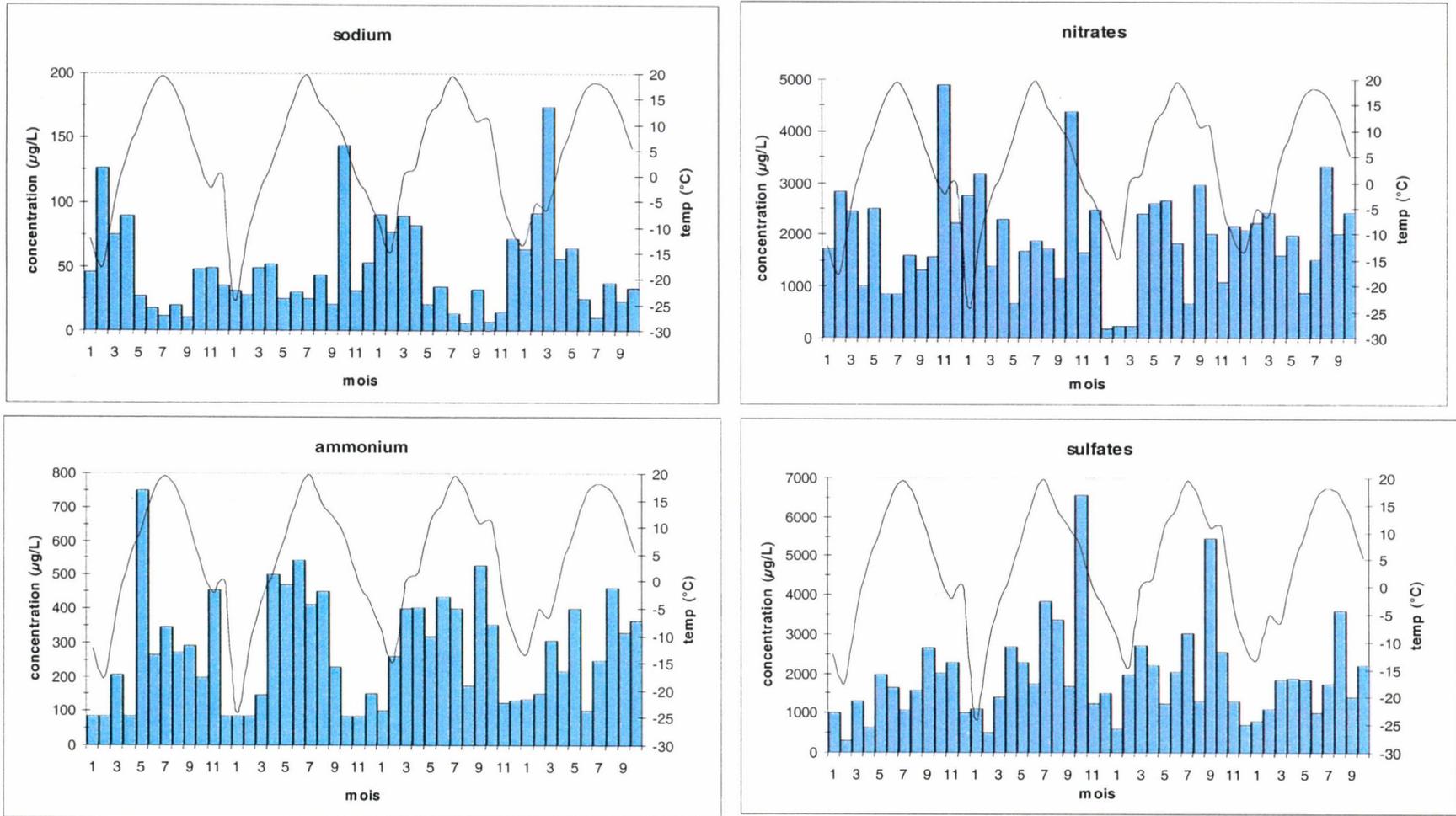


Figure 7.11 (suite) Variation médiane mensuelle des ions majeurs dans les précipitations à Villeroy pour la période de 1993 à 1996.—est la température.

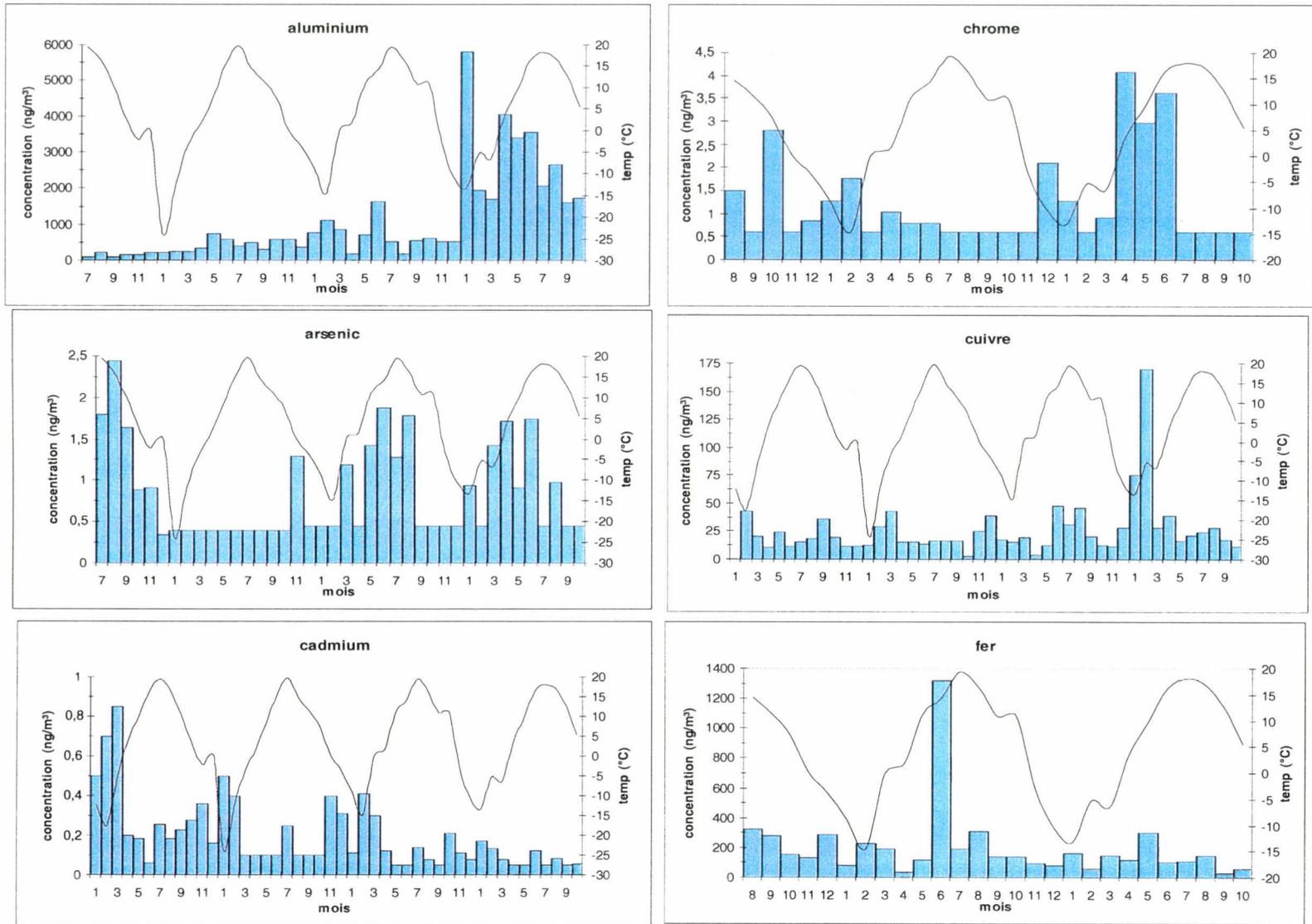


Figure 7.12 Variation médiane mensuelle des métaux traces dans l'air à Villeroy pour la période de 1993 à 1996.—est la température.

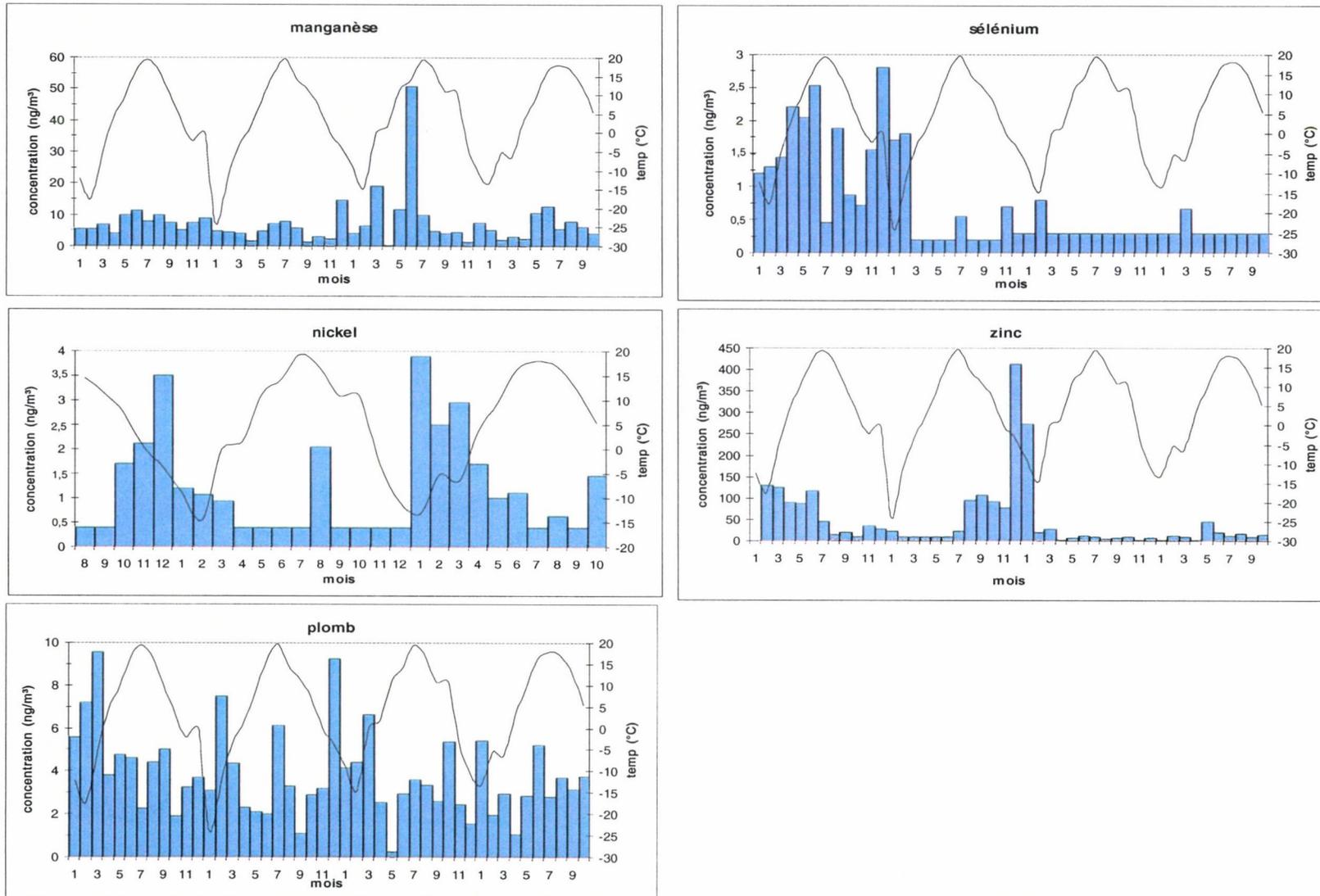


Figure 7.12 Variation médiane mensuelle des métaux traces dans l'air à Villeroy pour la période de 1993 à 1996. — est la température.

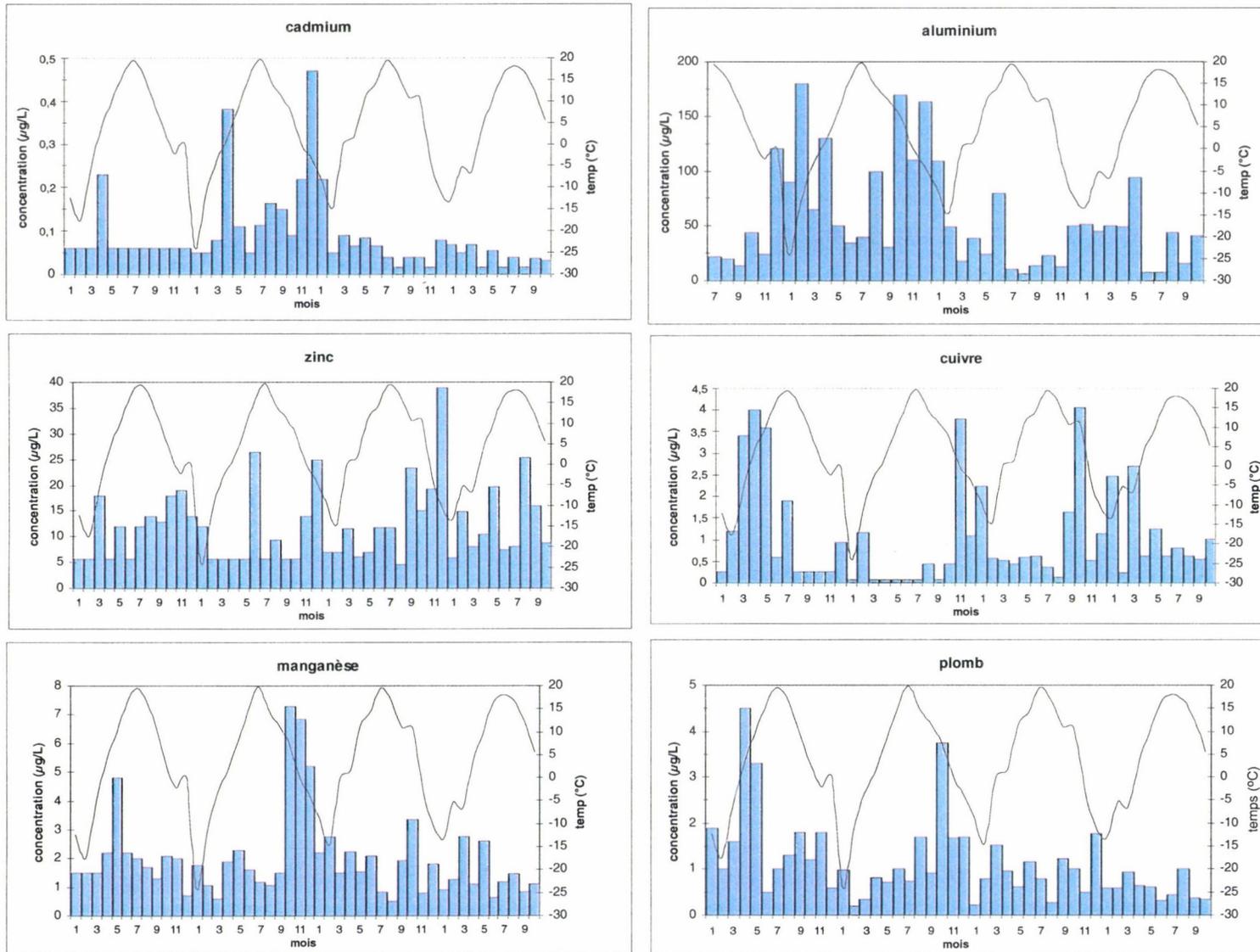


Figure 7.13 Variation médiane mensuelle des métaux traces dans les précipitations à Villeroy pour la période de 1993 à 1996. — est la température.

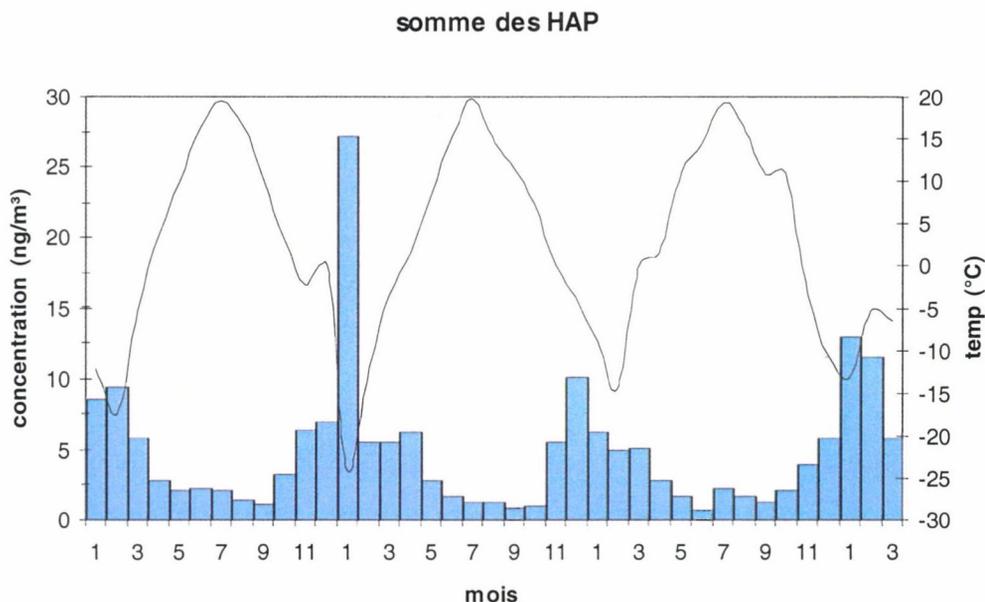


Figure 7.14 Variation médiane mensuelle des HAP (phénanthrène, anthracène, fluoranthène, benzo(a)pyrène, pyrène) dans l'air à Villeroy pour la période de 1993 à 1996. — est la température.

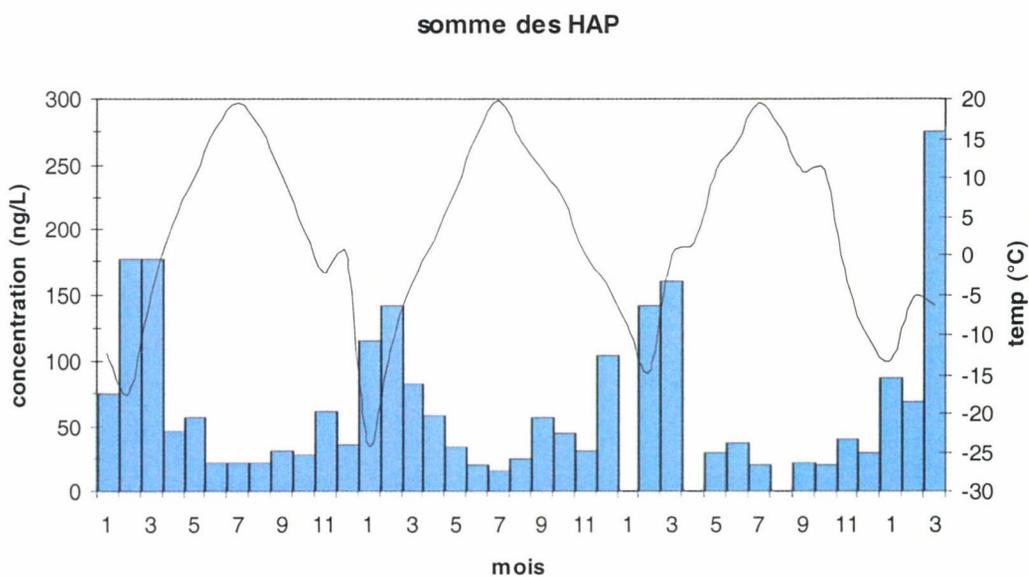


Figure 7.15 Variation médiane mensuelle des HAP (phénanthrène, anthracène, fluoranthène, benzo(a)pyrène, pyrène) dans l'air à Villeroy pour la période de 1993 à 1996. — est la température.

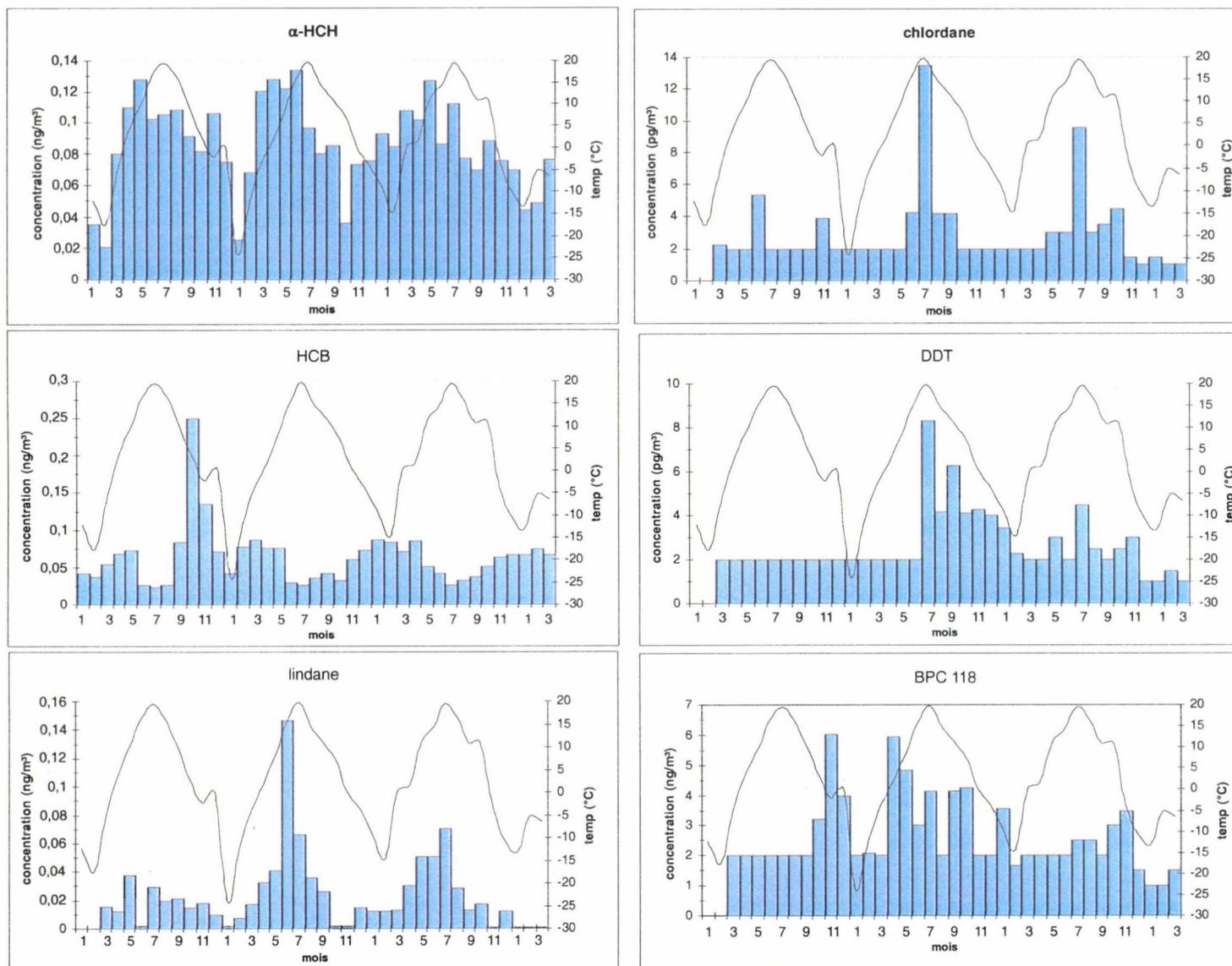


Figure 7.16 Variation médiane mensuelle de certains organochlorés dans l'air à Villeroy pour la période de 1993 à 1996.— est la température.

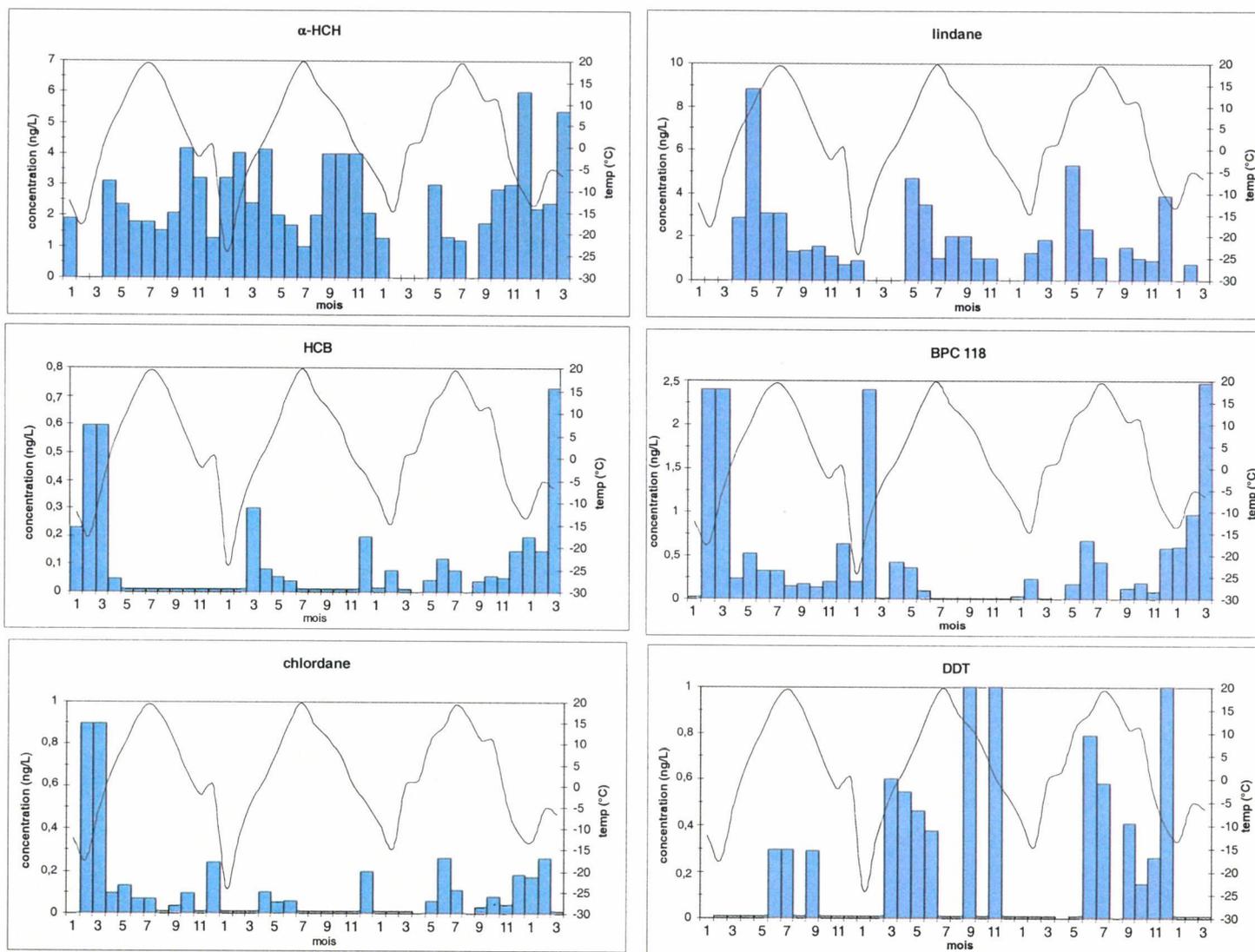


Figure 7.17 Variation médiane mensuelle de certains organochlorés dans les précipitations à Villeroy pour la période de 1993 à 1996. — est la température.

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

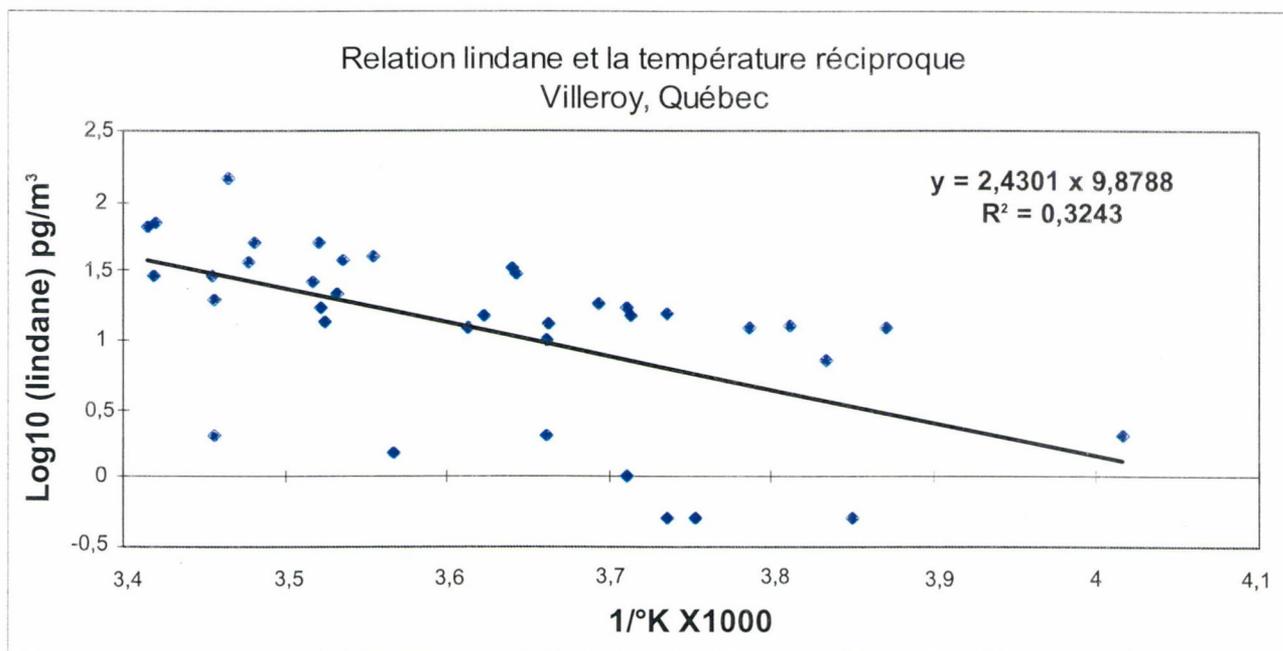
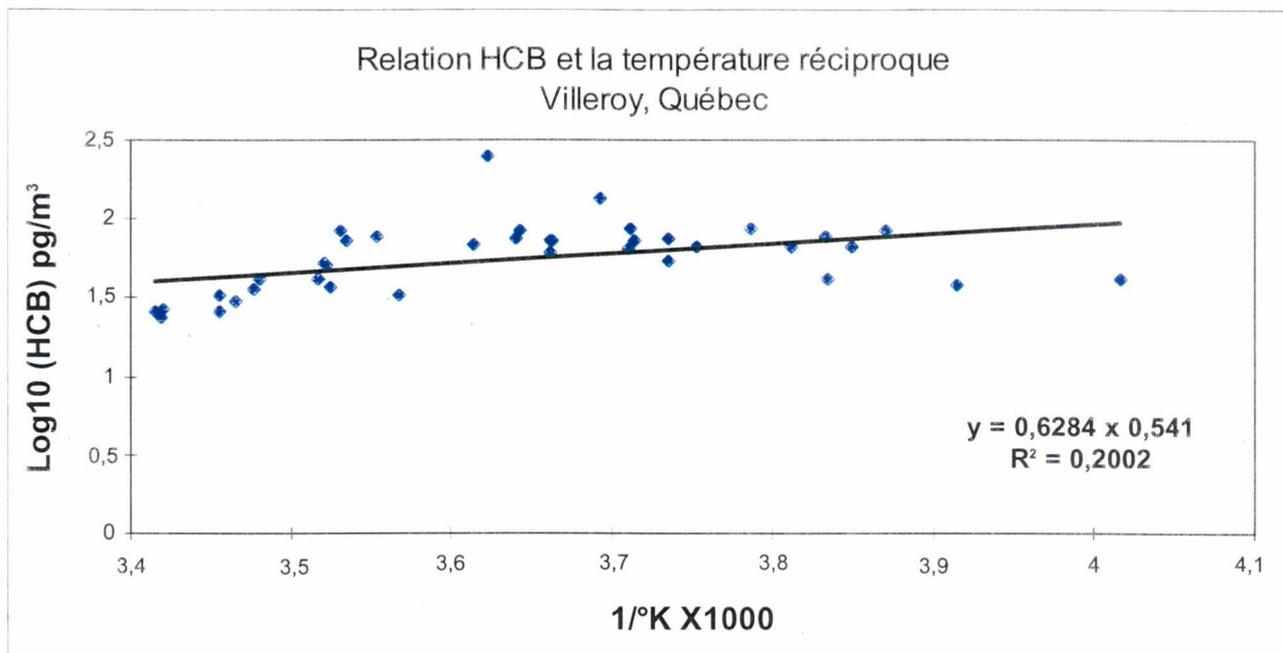


Figure 7.18 Exemple de relation entre les COSV (log conc.) et la température réciproque.

7.5 Rose de concentration des polluants

Les vents dominants dans la vallée du Saint-Laurent sont principalement du sud-ouest vers le nord-est. Les masses d'air planétaires et synoptiques d'ouest vers l'est sont en quelque sorte drainées par la topographie de la vallée du Saint-Laurent qui leur imprègnent cette tangente (figure 7.19).

Les roses de vents ainsi que les roses de concentrations (figures 7.20 à 7.27) peuvent être utilisées pour l'identification des sources locales (~100 km) d'émission de substances toxiques aéroportées. Ce modèle en conjonction avec la reconnaissance de sources potentielles calculée à l'aide de retro-trajectoires (chapitre 10) et des concentrations mesurées sont des outils utiles. Cependant, seule la mesure à la source permet une connaissance hors de tout doute des émissions.

7.5.1 Méthodologie de la présentation des données

Les roses de concentrations sont établies à l'aide des données de concentration des toxiques mesurées dans l'air aux différentes stations en fonction de la direction des vents pendant la période d'échantillonnage.

Pour chaque période d'échantillonnage des substances toxiques dans l'air (24h), la direction dominante des vents mesurée à la station météorologique est déterminée. Les valeurs mesurées pendant toute la campagne d'échantillonnage sont utilisées à chacune des stations. Pour les substances toxiques inorganiques, la concentration particulaire dans l'air est utilisée alors que pour les substances organiques, la somme des concentrations en phase particulaire et en phase gazeuse est utilisée.

La direction du vent est mesurée à chaque heure et selon huit directions sauf pour les stations de Saint-Anicet et Villeroy pour lesquelles des séries chronologiques importantes permettent une meilleure résolution (36 secteurs). En contrepartie, les roses de concentration pour les substances organiques n'ont que quatre secteurs pour Mingan.

Pour chacune des directions, la médiane de la concentration de la substance toxique est calculée. Plus le nombre de données de concentration est petit, plus la signification de la médiane diminue statistiquement. Seuls les composés ayant une fréquence de détection supérieure à 80 % sont retenus. De plus, les ions majeurs et l'aluminium ne sont pas présentés.

7.5.2 Résultats

Les figures 7.20 et 7.21 présentent les roses de concentrations pour la station de Saint-Anicet. Le manganèse semble préférentiellement enrichi dans les quadrants nord-est. Le manganèse étant présent dans l'essence canadienne, il pourrait être émis par la grande région de Montréal. Pour les autres métaux, deux grands secteurs semblent être enrichis, soit le sud-ouest et le nord-est.

Les substances organiques présentent des roses de concentrations différentes. La suite de HAP semble être enrichie par des vents d'est et est-nord-est, donc sous l'influence des vents provenant de Valleyfield et de Montréal. Compte tenu de leur courte durée de vie dans l'atmosphère, Valleyfield serait une source potentielle et probable de ces contaminants. Les HCB et α -HCH connaissent des roses de concentrations spécifiques : de l'ouest vers le nord-est, les masses d'air sont enrichies. Ces deux composés sont probablement advectés dans la région par le transport à longue distance. Le lindane quant à lui a des sources locales.

Les figures 7.22 et 7.23 présentent les roses de concentrations pour les métaux lourds de la bulle urbaine de Montréal. Les stations de Sainte-Anne-de-Bellevue et de L'Assomption sont situées à l'entrée et la sortie du couloir atmosphérique dominant. Selon les roses de pollution, il ne fait pas de doute que la région de Montréal contribue à l'enrichissement atmosphérique en manganèse. Le plomb et le cadmium mesurés à Sainte-Anne-de-Bellevue sont importants essentiellement dans les masses d'air en provenance du nord-est, donc sous l'influence de Montréal, alors qu'à L'Assomption une composante d'apport en provenance du nord s'ajoute à celle de Montréal.

Les figures 7.24 et 7.25 montrent les roses de concentrations à Villeroy. Le plomb et le manganèse semblent avoir des sources similaires puisque leur signature dessine les mêmes roses de concentrations. La dominance sud-ouest est omniprésente dans les apports en substances toxiques. Les secteurs nord et sud-est sont au contraire les plus propres. La situation est relativement similaire pour les substances organiques.

Finalement, les figures 7.26 et 7.27 présentent les roses de concentrations à Mingan. Le cuivre semble enrichi par les masses d'air du sud alors que les concentrations de plomb sont dominées par les vents du sud-ouest. Bien que la station de Mingan soit située en région éloignée, des sources locales situées à Sept-Iles et Havre Saint-Pierre où l'on rencontre beaucoup d'industries métallurgiques pourraient influencer les concentrations de métaux traces dans l'atmosphère. Les roses de concentrations pour les substances organiques sont de résolution très grossière. Le lindane est dominé par les masses d'air du sud où il est utilisé dans la culture du maïs.

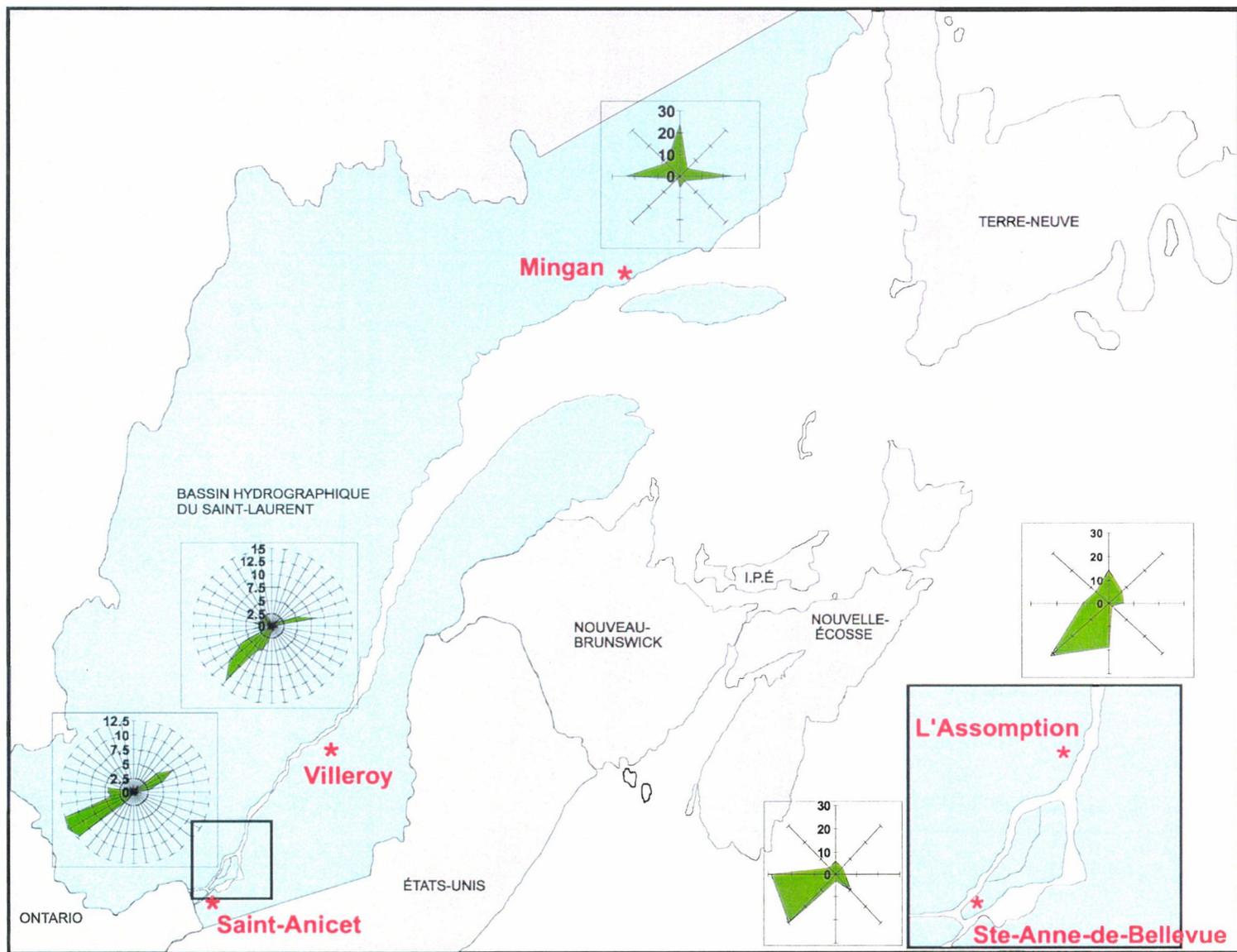


Figure 7.19 Roses des vents associées aux roses de concentrations pour l'ensemble du réseau.

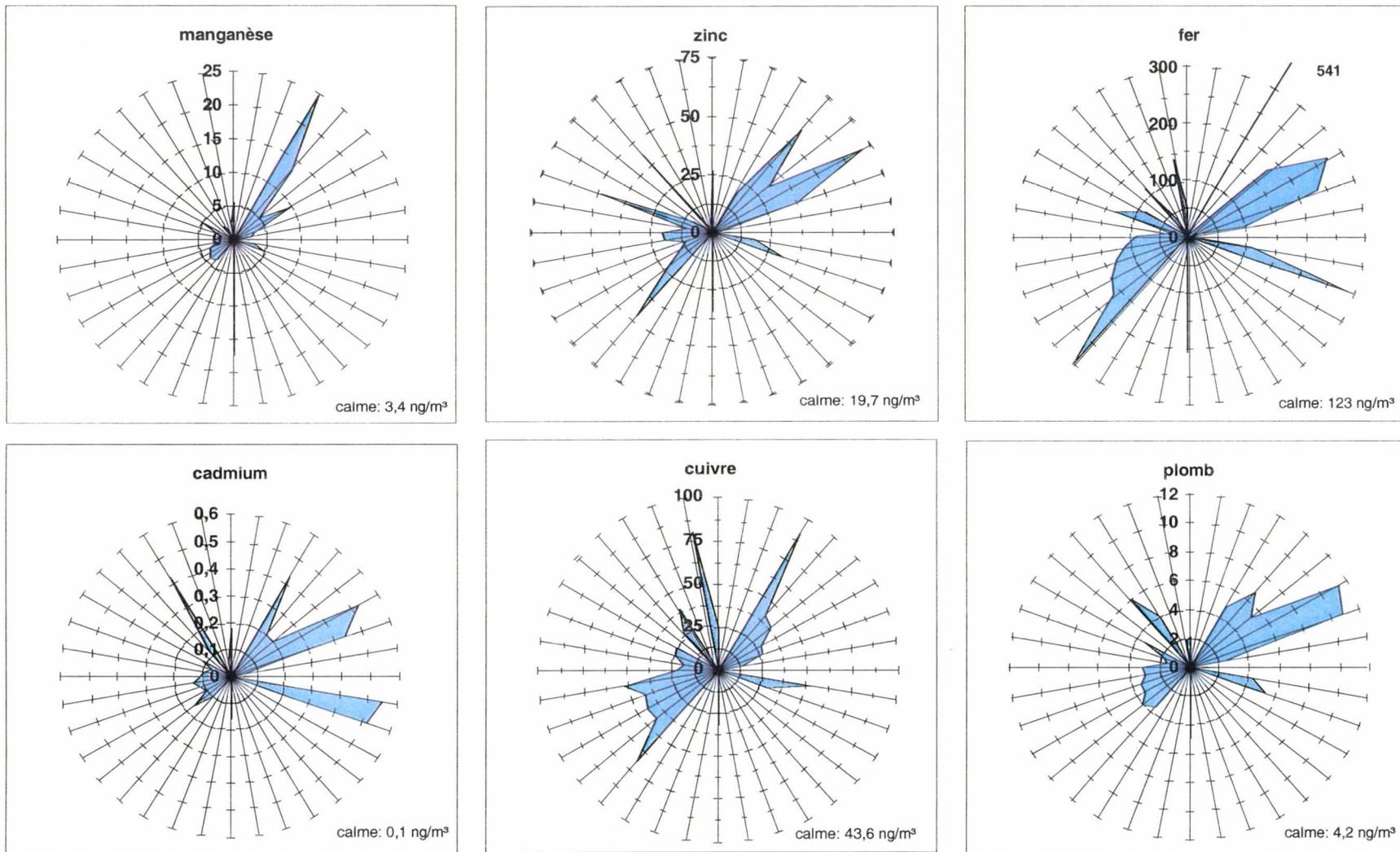


Figure 7.20 Roses de concentration à Saint-Anicet

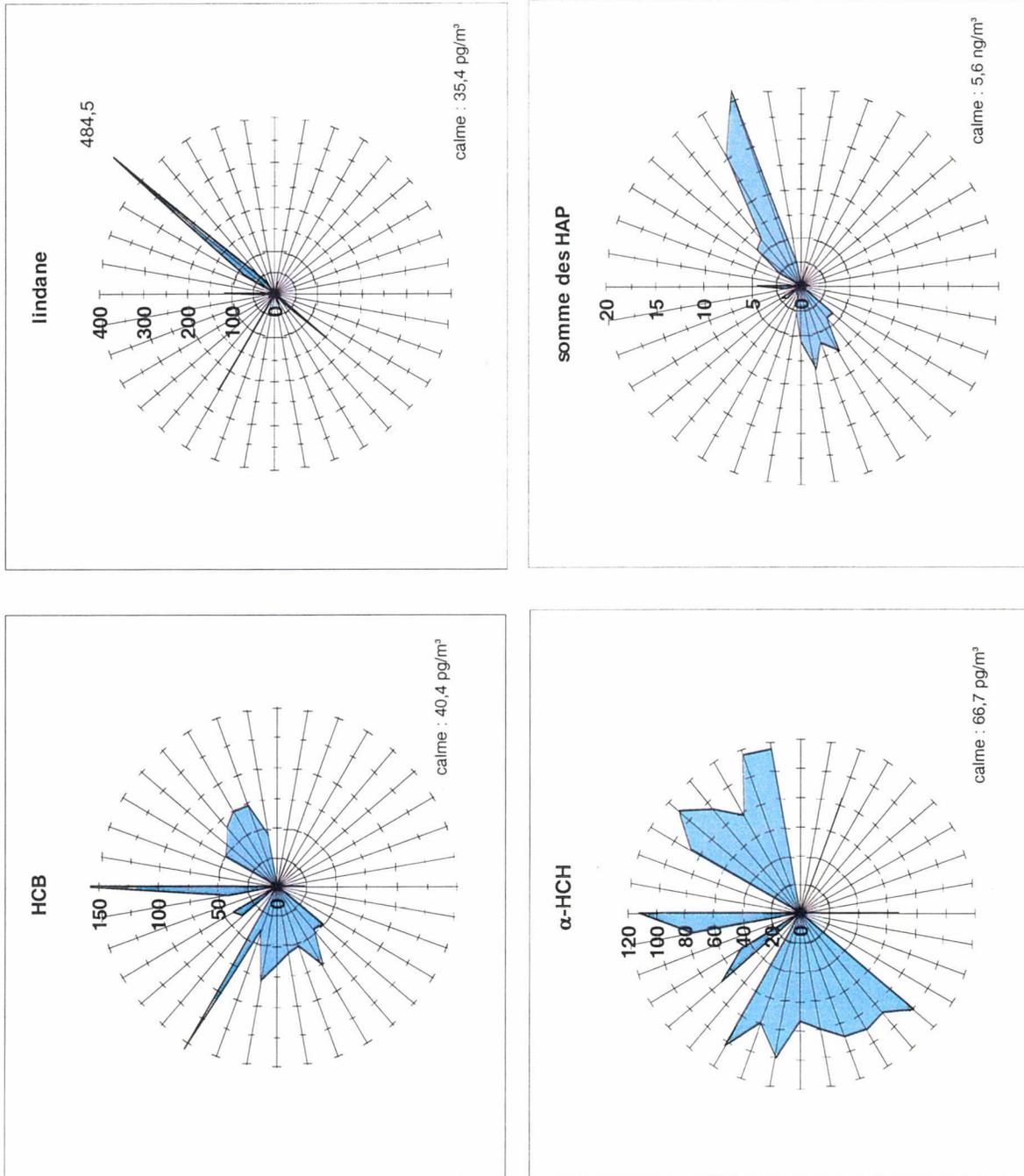


Figure 7.21 Roses de concentration à Saint-Anicet

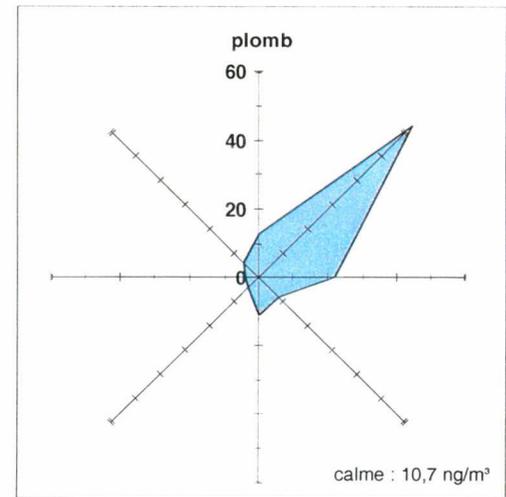
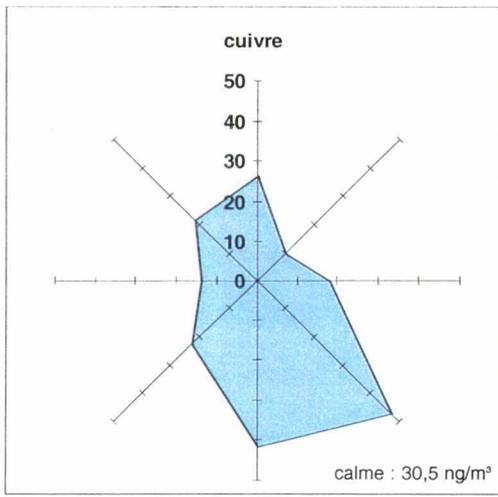
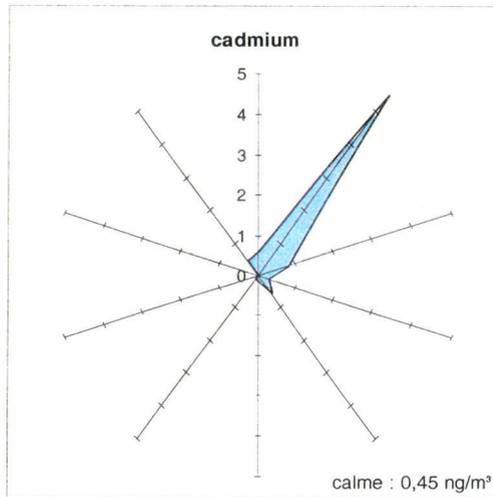
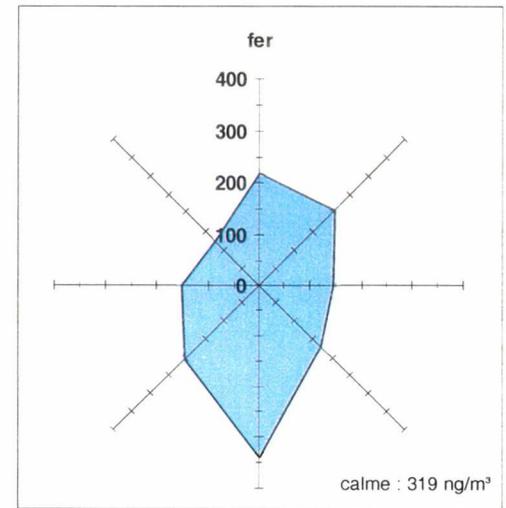
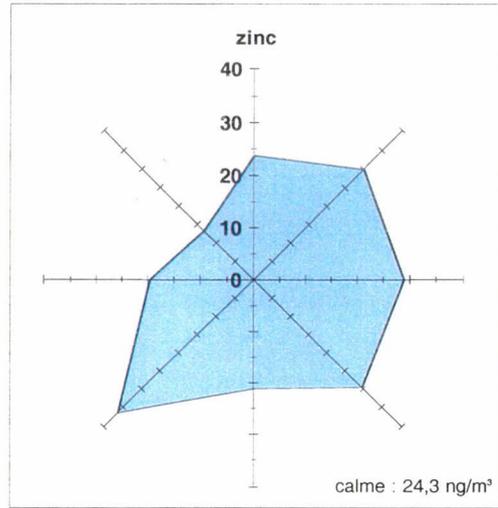
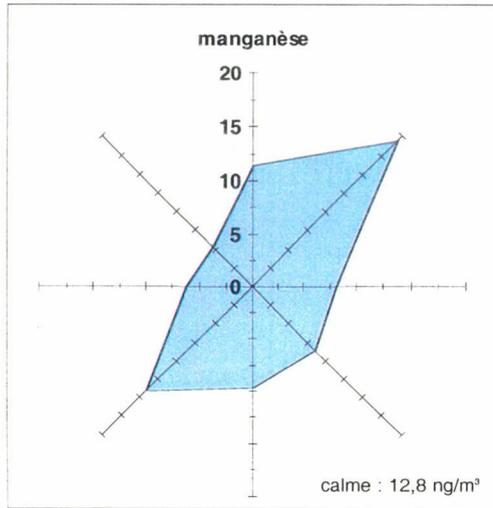


Figure 7.22 Roses de concentration à Saint-Anne-de-Bellevue

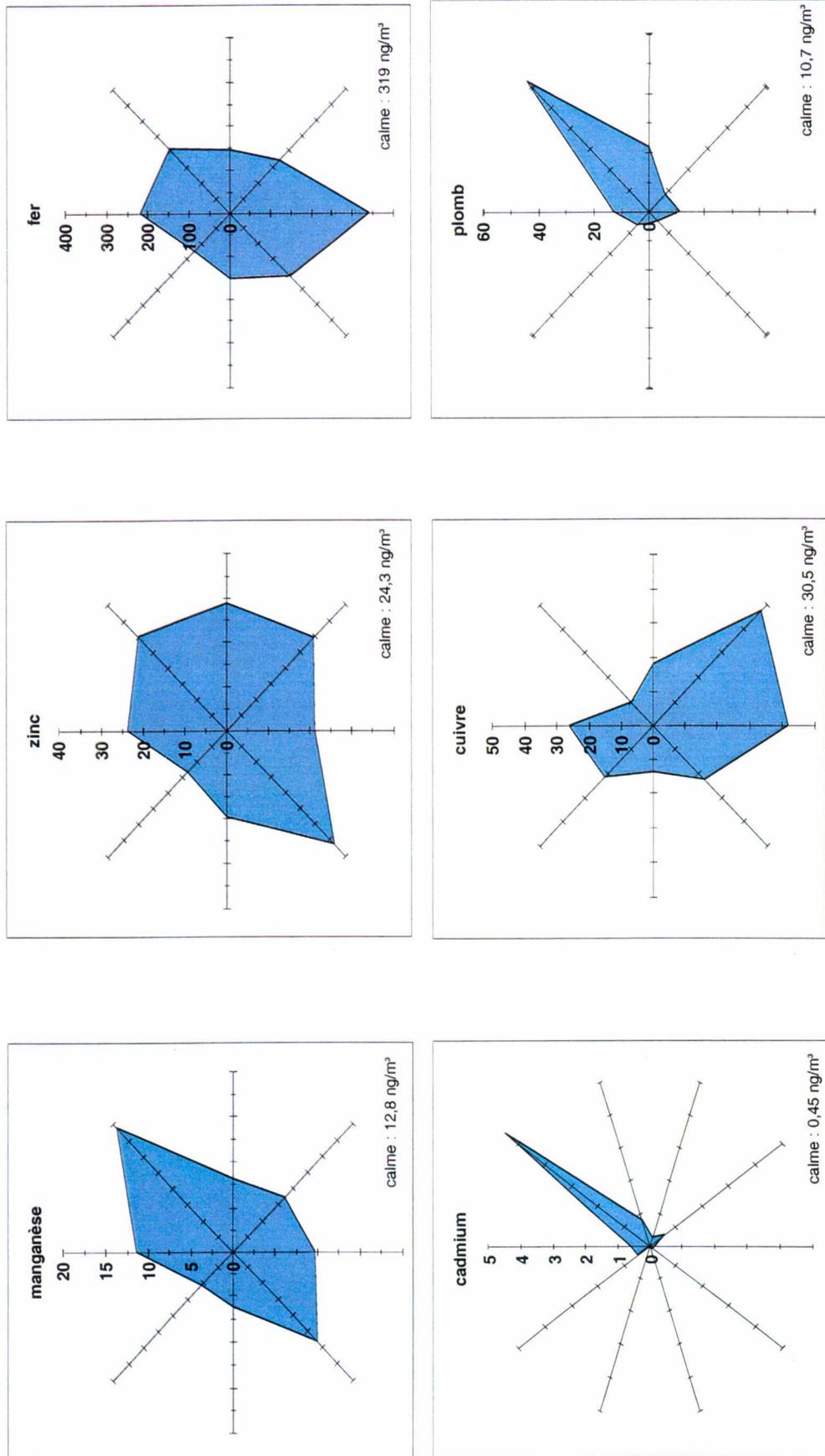


Figure 7.23 Roses de concentration à l'Assomption

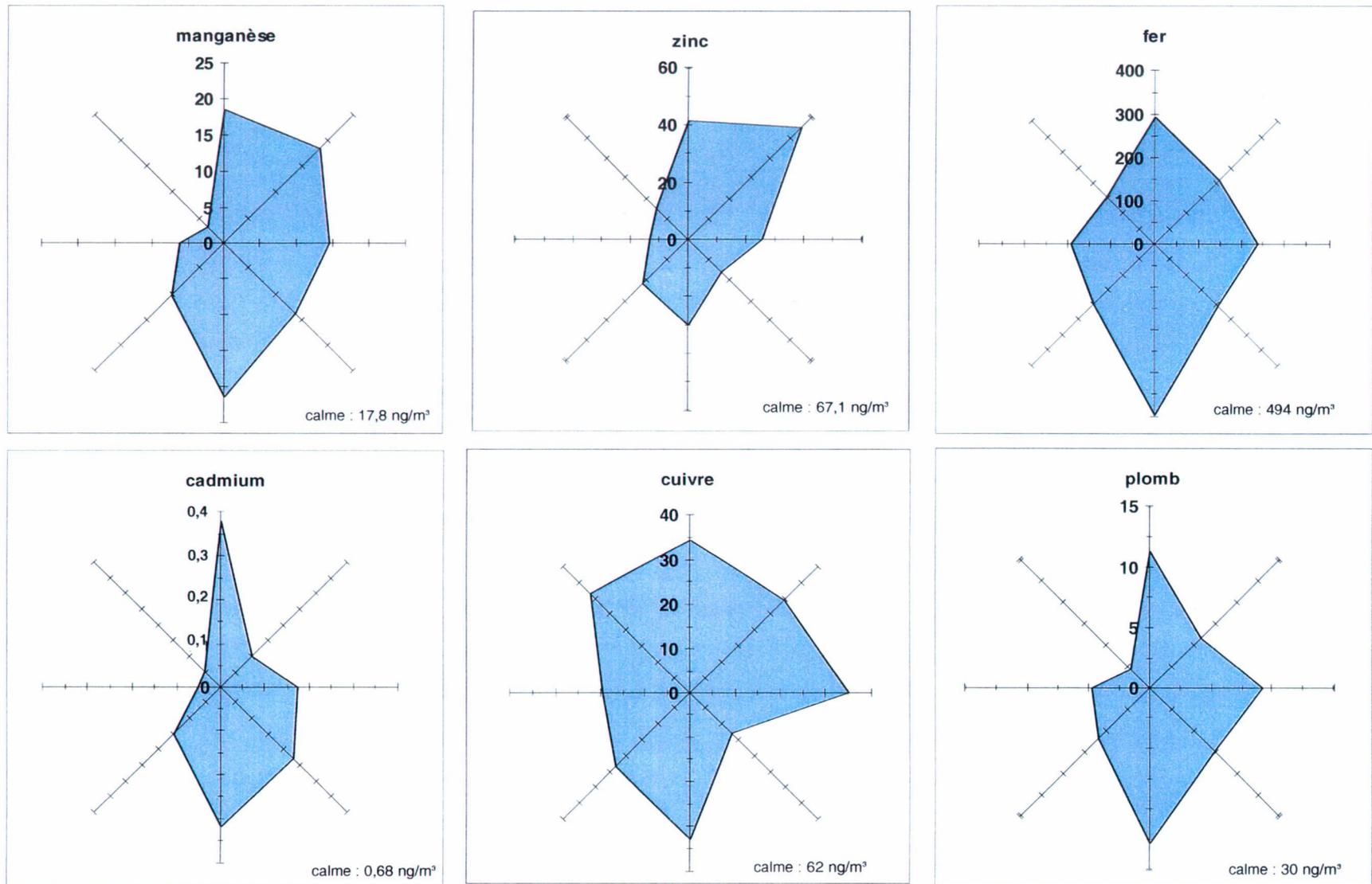


Figure 7.24 Roses de concentration à Villeroy

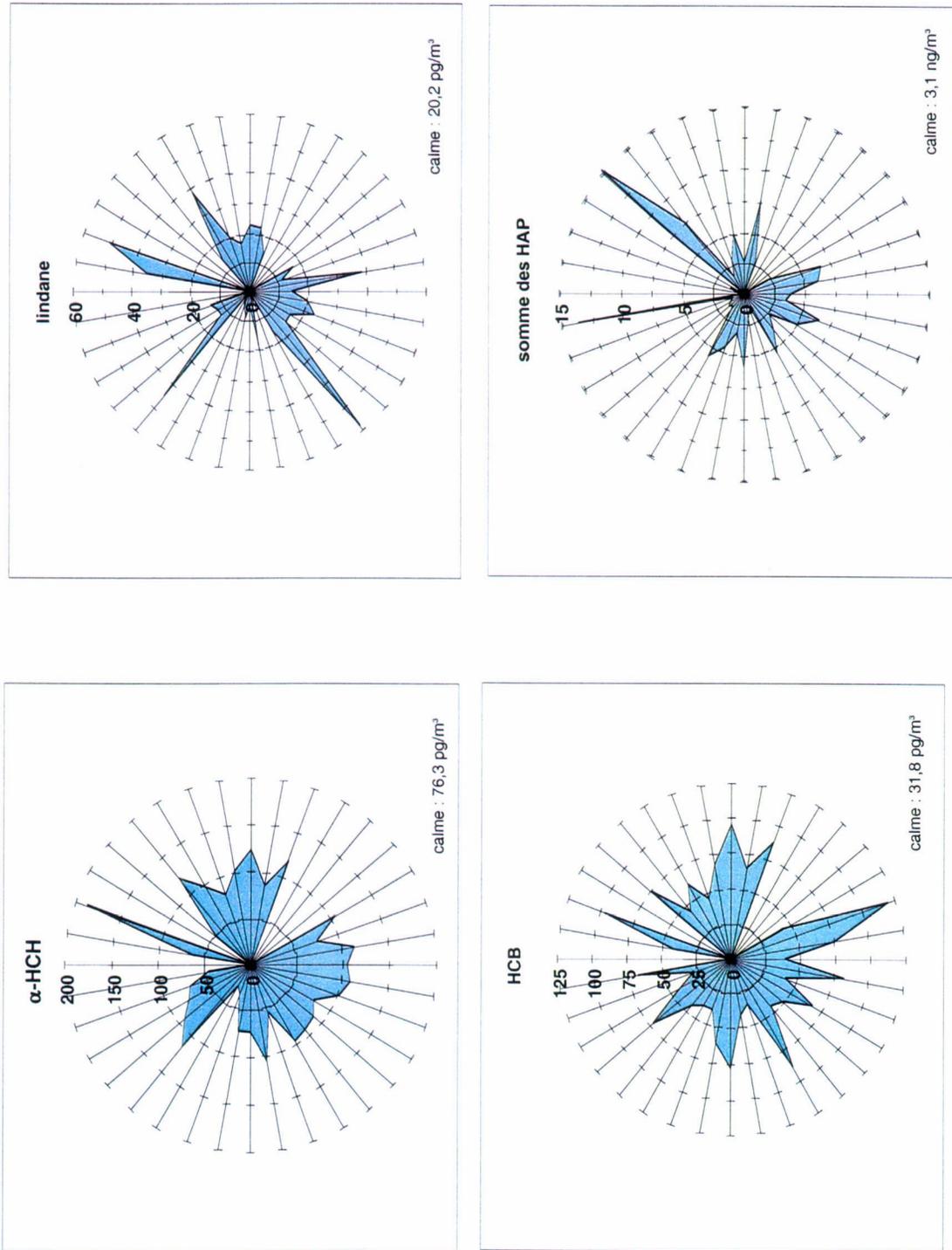


Figure 7.25 Roses de concentration à Villeroy

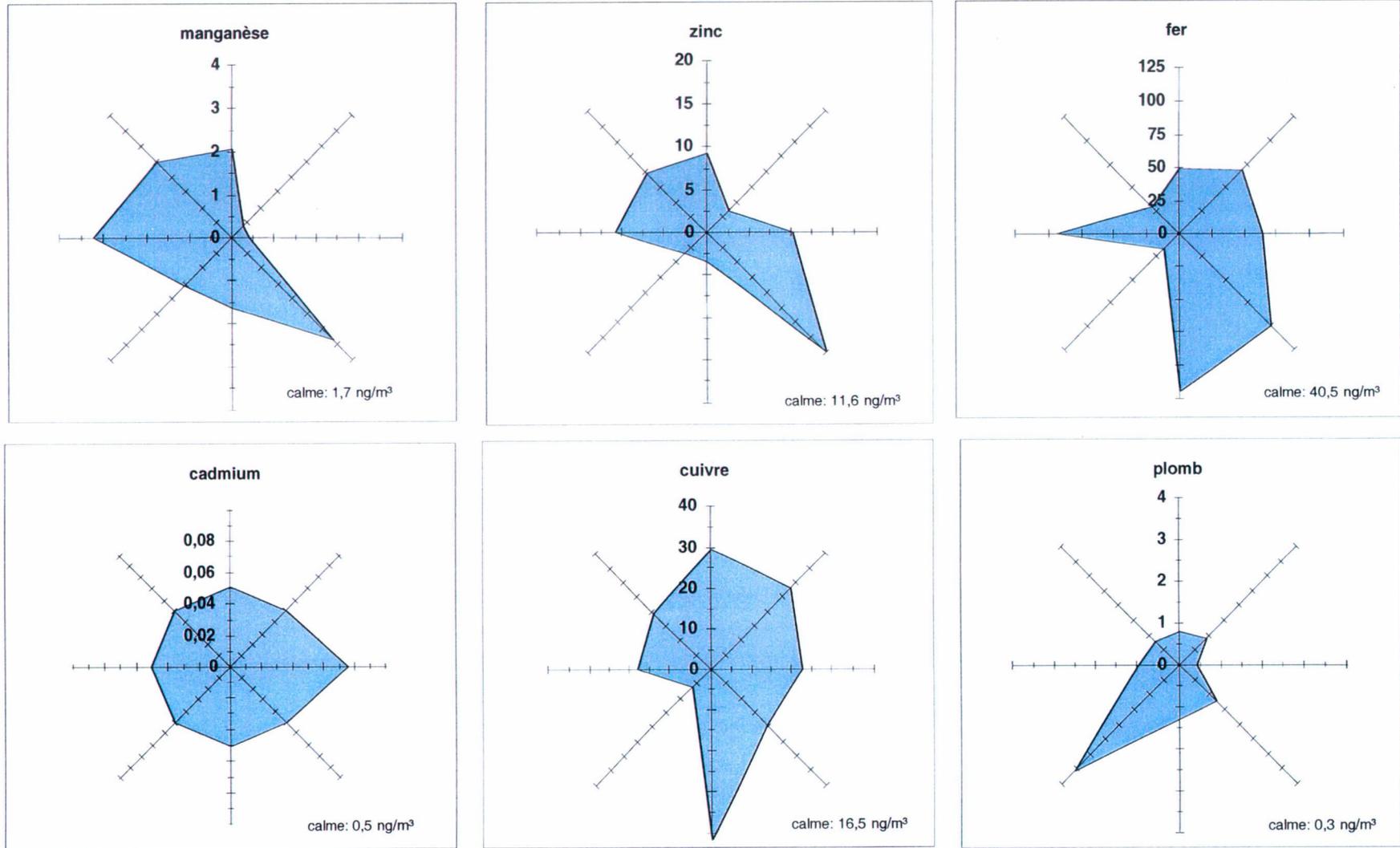


Figure 7.26 Roses de concentration à Mingan

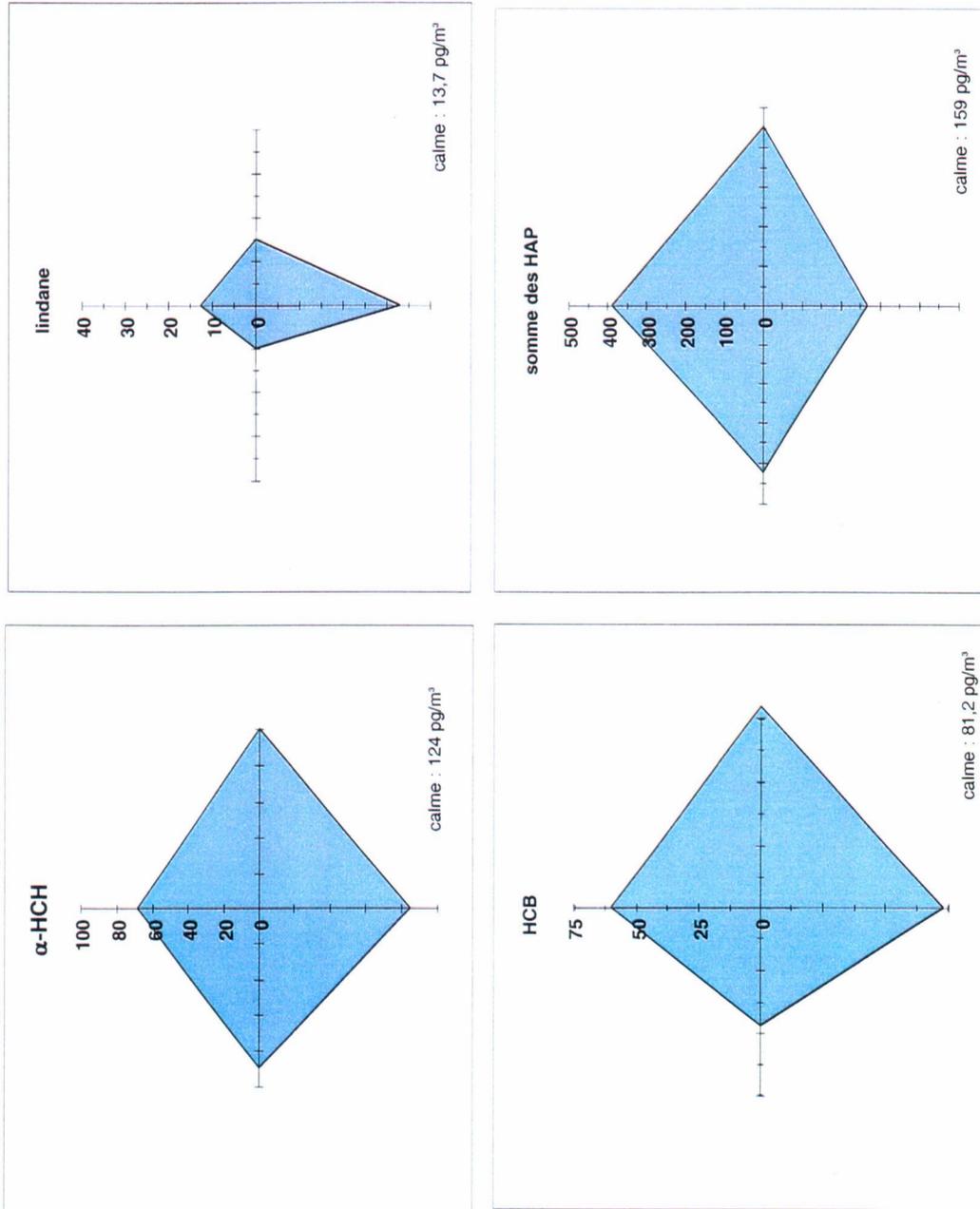


Figure 7.27 Roses de concentration à Mingan

Références

Arey J., B. Zielinska, R. Atkinson, A.M. Winer, T. Ramdahl et J.N. Pitts (1986), The formation of nitro-PAH from the gas-phase reactions of fluoranthene and pyrene with the OH radical in the presence of NO_x. *Atmospheric Environment*, 20(12) : 2339-2345.

Barrie L.A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, R. Shearer, B. Tracey, et T. Bidleman (1992), Arctic contaminants : sources, occurrence and pathways. *The Science of the Total Environment*, 122 : 1-74.

Berryman D. et I. Giroux (1994), La contamination des cours d'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive de maïs au Québec : Campagnes d'échantillonnage de 1992 et 1993. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, 133 p.

Bidleman T. (1988), Atmospheric processes : wet and dry deposition of organic compounds are controlled by their vapor-particle partitioning, *Environ. Sci. Technol.*, 22 : 361-367.

Carignan J. et C. Gariépy (1995), Isotopic composition of epiphytic lichens as a tracer of the sources of atmospheric lead emissions in southern Québec, Canada. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(21) : 4427-4433.

Duce R.A., G.L. Hoffman, et W.H. Zoller (1975), Atmospheric trace metals at remote northern and southern hemisphere sites - Pollution or natural? *Science*, 187 : 339-342.

Germain A. et M. Bisson (1992), *Mesure d'hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant au Québec (Canada)*. Compte rendu du 5e colloque sur les substances toxiques, Montréal, les 1 et 2 avril 1992, p. 47-57.

Hoff R.M., D.C.G. Muir et N.P. Grift (1992), Annual cycle of polychlorinated biphenyls and organohalogen pesticides in air in southern Ontario. 2. Atmospheric transport and sources. *Environ. Sci. Technol.*, 26 : 276-283.

Koprivnjak JF. et L. Poissant (1997), Evaluation and application of a fugacity model to explain the partitioning of contaminants in the St. Lawrence River Valley. *Water, Air, and Soil Pollution*, 97 : 379-395.

Loranger S. et J. Zayed (1994), Manganese and lead concentrations in ambient air and emission rates from unleaded and leaded gasoline between 1981 and 1992 in Canada : A comparative study. *Atmos. Env.*, 28(9) : 1645-1651.

Loranger S. et J. Zayed, (1996) *Évaluation de la contamination atmosphérique par le manganèse de source mobile à l'aide d'indicateurs environnementaux*, 7^e colloque sur les substances toxiques, APCAS, Montréal, 28 mai 1996, p. 125-136.

-
- Pankow J.F. (1993), A simple box model for the annual cycle of partitioning of semi-volatile organic compounds between the atmosphere and the earth's surface. *Atmos. Env.*, 27A(7) : 1139-1152.
- Poissant L. et JF. Koprivnjak (1996a), Fate and atmospheric concentration of α and γ -Hexachlorocyclohexane in Québec, Canada, *Environ. Sci. & Technol.*, 30 : 845-853.
- Poissant L. et JF. Koprivnjak (1996b), Concentrations de quelques composés organiques semi-volatils dans l'air et les précipitations en milieu rural (Villeroy, Québec) et leur dynamique environnementale. *Vecteur Environnement*, Vol. 29, p. 29-39.
- Poissant L., JF. Koprivnjak, et R. Mathieu (1997), Some persistent organic pollutants and heavy metals in the atmosphere over a St.Lawrence river valley site (Villeroy) in 1992. *Chemosphere*, Vol. 34, no. 3, p. 567-585.
- Suntio L.R., W.Y. Shiu, D. Mackay, J.N Seiber, et D. Glotfelty (1988), Critical review of Henry's Law constants for pesticides. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 103 : 1-59.
- Wania F., J.E. Haugen, Y.D. Lei et D. Mackay (1998), The temperature dependence of atmospheric concentrations of semivolatile organic compounds. Soumis à *Environ. Sci. & Technol.*, 41 p.

Chapitre 8 - Modélisation des dépôts atmosphériques

8.1 Description du modèle

Le dépôt atmosphérique est reconnu comme étant une source significative de contaminants toxiques aux écosystèmes terrestres et aquatiques. Le dépôt peut s'effectuer directement sur la surface des sols et des eaux et/ou indirectement via l'entraînement des dépôts aéroportés du bassin versant vers les cours d'eau par le ruissellement.

Plusieurs études publiées ces dernières années ont quantifié cet apport sur des plans d'eau telles que Hoff *et al.* (1996), Strachan et Eisenreich (1988), Eisenreich et Strachan (1992), Eisenreich *et al.* (1992) (Grands Lacs), McVeety et Hites (1988), Swackhamer *et al.* (1988) (Lac Siskiwit, Lac Supérieur), Golomb *et al.* (1997a; 1997b) (Baie de Massachussets), Leister et Baker (1994) (Baie de Chesapeake), Mignon *et al.*, 1991 (Mer Ligurienne), et en milieu rural telles que Giovannoni (1993) (Suisse).

Les contaminants atmosphériques sont déposés au sol et sur l'eau selon trois principaux processus, soit le dépôt humide, le dépôt sec et les échanges gazeux survenant à l'interface air/sol et air/eau (figure 2.1). En connaissant les paramètres régissant ces processus, ceux-ci peuvent être modélisés afin de quantifier la déposition totale sur une région donnée. Le modèle développé dans le cadre de cette étude n'évalue pas toutefois les échanges gazeux air/sol des toxiques à cause du manque de données disponibles relatives à ce processus. L'approche est cependant utilisée de façon exploratoire au chapitre 9 par l'utilisation d'un modèle de fugacité développé par MacKay *et al.* (1991). Également, Poissant et Koprivnjak (1996) ont fait l'usage d'un modèle développé par Pankow (1993) dans leur étude sur le lindane. Toutefois, les résultats sont beaucoup plus intéressants et prometteurs dans le premier cas.

Dans le cadre de cette étude, la déposition atmosphérique est mesurée pour vingt-six substances toxiques, soit onze éléments traces, huit ions majeurs, trois HAP et trois organochlorés (tableaux 8.1 et 8.2).

Tableau 8.1 Substances toxiques inorganiques considérées dans la modélisation des dépôts atmosphériques

Éléments traces	Déposition ¹	Ions majeurs	Déposition
aluminium	p, h	ammonium	h
arsenic	p, h	calcium	p, h
cadmium	p, h	chlorure	h
chrome	p, h	magnésium	p, h
cuivre	p, h	nitrate	h
fer	p, h	potassium	p, h
manganèse	p, h	sodium	h
nickel	p, h	sulfate	h
plomb	p, h		
sélénium	p, h		
zinc	p, h		

¹ p : particulaire
h : humide

Tableau 8.2 Substances toxiques organiques considérées dans la modélisation des dépôts atmosphériques

HAP	Déposition ¹	Organochlorés	Déposition
benzo(a)pyrène	p, h, g	α -hexachlorocyclohexane(α -HCH)	h, g
phénanthrène	p, h, g	γ -hexachlorocyclohexane (γ -HCH)	h, g
pyrène	p, h, g	hexachlorobenzène (HCB)	h, g

¹ p : particulaire
h : humide
g : échanges gazeux

Les données utilisées dans le modèle ont été recueillies pendant différentes périodes, dépendant de la station d'échantillonnage et de la nature de la substance toxique (inorganique ou organique) (tableau 8.3)

Tableau 8.3 Périodes d'échantillonnage par station et type de toxique

Station	Organiques	Inorganiques
Saint-Anicet	mars 1994 - mars 1996	mars 1994 - octobre 1996
Sainte-Anne-de-Bellevue	---	septembre 1995 - octobre 1996
L'Assomption	---	septembre 1995 - octobre 1996
Villeroy	janvier 1993 - mars 1996	janvier 1993 - octobre 1996
Mingan	juin 1994 - mai 1995	juin 1994 - octobre 1996

8.1.1 Régions considérées

La déposition des substances toxiques aéroportées est estimée pour le fleuve Saint-Laurent et l'ensemble de son bassin hydrographique, divisé en quinze sous-bassins, situés en territoire québécois.

Pour les fins de la modélisation, quatre zones d'influence sont associées aux stations d'échantillonnage des toxiques : Saint-Anicet, Villeroy, Mingan et la bulle urbaine de Montréal, représentée par les stations de Sainte-Anne-de-Bellevue et L'Assomption (figure 8.1; tableaux 8.4 et 8.5).

La concentration des substances toxiques mesurée à chacune des stations est assumée être uniforme sur toute la zone d'influence qui leur est associée. Pour la bulle urbaine de la région de Montréal, la concentration en substances toxiques utilisée est la médiane des concentrations mesurées aux stations d'échantillonnage de Sainte-Anne-de-Bellevue et de L'Assomption. La bulle, qui se trouve entièrement comprise dans le sous-bassin *Cours central du Saint-Laurent*, est bornée au sud-ouest par Beauharnois, au nord-ouest par Sainte-Thérèse, au nord-est par Sorel et au sud-est par Saint-Bruno-de-Montarville. La forme irrégulière de la bulle (orientation sud-ouest nord-est avec évansion au nord-est) tend à être la plus représentative que possible des processus d'advection et diffusion qui y opèrent.

Tableau 8.4 Zones d'influence des stations d'échantillonnage et sections du fleuve Saint-Laurent correspondantes

Zone d'influence	Section du fleuve	Superficie (ha)
Saint-Anicet	Cornwall/Trois-Rivières	75 000
Montréal	région de Montréal	35 000
Villeroy	Trois-Rivières/Tadoussac	378 800
Mingan	Est de Tadoussac et Golfe	20 760 000

Tableau 8.5 Zones d'influence des stations d'échantillonnage et sous-bassins hydrographiques correspondants

Zone d'influence	Sous-bassins hydrographique	Superficie (ha)
Saint-Anicet	Cours supérieur du Saint-Laurent	244 567
	Cours central du Saint-Laurent (ext. Mtl)	3 146 612
	Gatineau et cours inférieur des Outaouais	5 098 374
Montréal	Cours central du Saint-Laurent (Mtl)	392 620
Villeroy	Cours inférieur du Saint-Laurent	3 723 435
	Saint-Maurice	4 439 708
	Saguenay	8 894 283
Mingan	Betsiamites	2 725 150
	Manicouagan et aux Outardes	6 817 114
	Moisie et estuaire du Saint-Laurent	3 960 013
	Romaine et golfe du Saint-Laurent	3 431 622
	Natashquan et golfe du Saint-Laurent	4 716 768
	Petit Mecatina	2 430 414
	Casapédia et golfe du Saint-Laurent	2 318 895
	Nord de la Gaspésie	1 294 248
Saint-Jean	707 474	

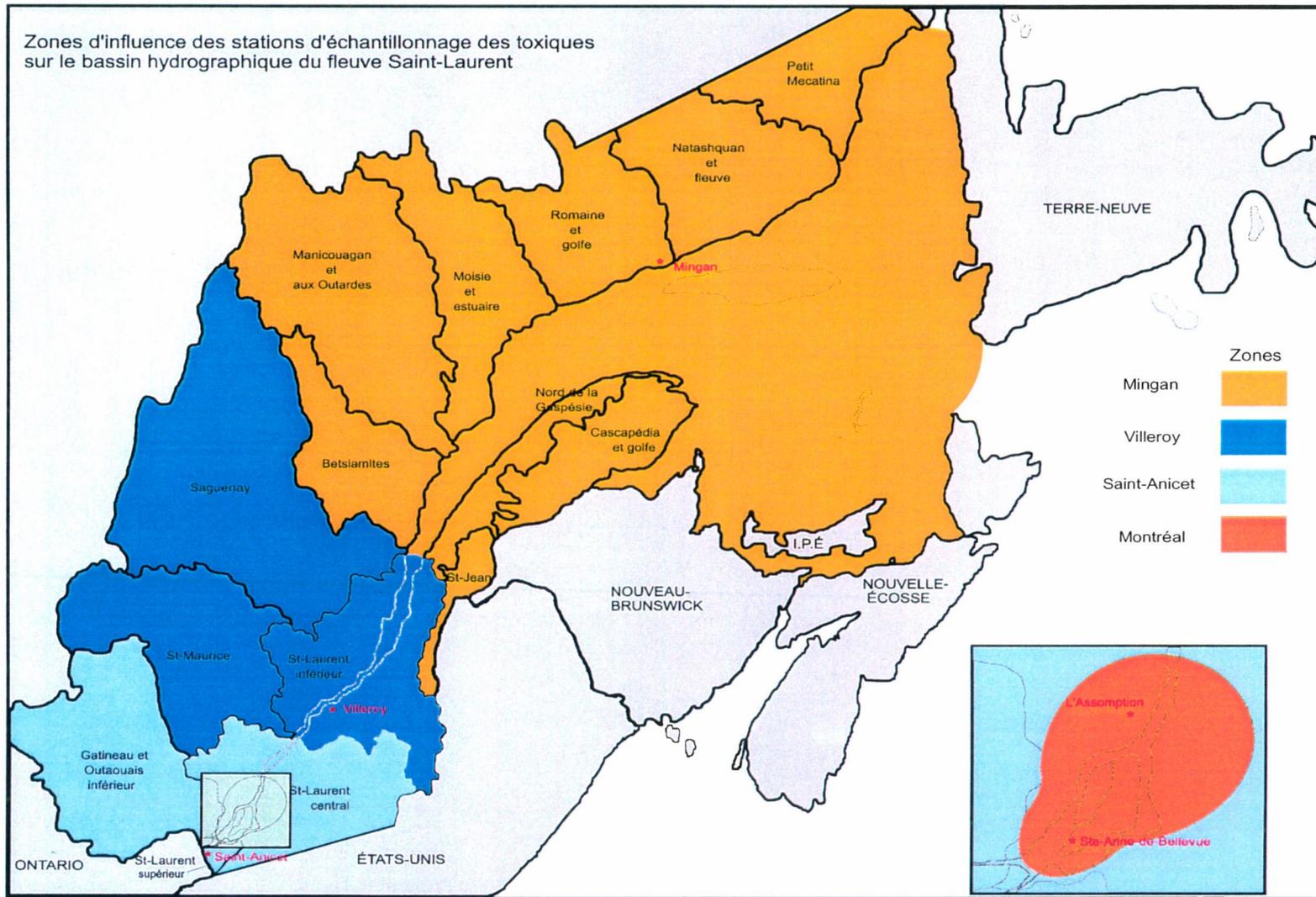


Figure 8.1 Zones d'influence associées aux stations d'échantillonnage des substances toxiques aéroportées

8.1.2 Algorithmes de calcul et hypothèses

La modélisation des dépôts atmosphériques des substances toxiques évalue l'apport de la déposition particulaire et humide ainsi que les échanges gazeux sur le fleuve Saint-Laurent entre l'air et l'eau. Pour chacun des toxiques et pour chaque sous-bassin, les dépôts sont estimés mensuellement; lorsque nécessaire, les dépôts exprimés en kg/ha/jour sont convertis en multipliant par 30,4 (30,4 jours x 12 mois = 365 jours) pour obtenir un dépôt mensuel. La masse totale déposée sur un sous-bassin (ou sur le fleuve) est ensuite obtenue en multipliant le dépôt par la superficie du sous-bassin. Les dépôts atmosphériques ont été calculés à l'aide du logiciel SAS (version 6.11).

La déposition humide provient de l'incorporation de gaz et de particules dans les gouttelettes d'eau dans l'atmosphère ainsi que de leur transport vers le sol par des hydrométéores (pluie, neige, grêle). Les polluants sont retirés de l'air par les précipitations par trois mécanismes principaux : (1) de minuscules particules portant les polluants peuvent servir de noyau de condensation pour ensuite être incorporés dans les gouttelettes d'eau pendant la formation de nuages; (2) les particules peuvent être incorporées dans les hydrométéores par collision; ou (3) les polluants en phase gazeuse peuvent être dissous dans les gouttelettes d'eau des nuages et de la pluie. L'absorption de gaz par les précipitations est alors dépendante de la solubilité du composé dans les conditions prévalantes.

La mesure de la déposition humide nécessite de connaître la concentration du polluant dans la précipitation ainsi que la quantité de précipitations tombée pour la période échantillonnée (hauteur précipitée) (équation 1).

$$D_h = C_h \times H_p \times k_h \quad (1)$$

Dans l'équation précédente, D_h représente le dépôt humide (kg/ha/mois), C_h est la concentration du toxique dans la phase humide et H_p est la hauteur précipitée (m/mois). La concentration des toxiques dans la phase humide a été mesurée aux stations d'échantillonnage des substances toxiques aéroportées (chapitre 7). Pour les inorganiques, la concentration utilisée est la moyenne mensuelle pondérée par le volume, alors que pour les organiques, il n'y a qu'une seule mesure par mois. La méthode utilisée pour déterminer les hauteurs précipitées pour les sous-bassins et les tronçons du fleuve est générique et est présentée à l'annexe A2. Pour les substances toxiques inorganiques, la concentration dans les précipitations est mesurée en mg/m³ (µg/L) et la hauteur précipitée en m/mois. Pour obtenir un dépôt mensuel en kg/ha, le facteur de conversion des unités (k_h) est égal à 1E-02. Pour les composés organiques, la concentration dans les précipitations est plutôt mesurée en mg/m³ (ng/L), donc pour obtenir un dépôt mensuel en kg/ha, on utilise un facteur de conversion des unités (k_h) égal à 1E-05.

En l'absence de précipitations, les mouvements turbulents de l'air et la gravité entraînent les poussières et les particules transportant des polluants toxiques à la surface du sol, de l'eau et des végétaux, causant ainsi une déposition particulaire de ces polluants. La méthode employée dans cette étude pour mesurer la déposition particulaire est représentée par l'équation 2 :

$$D_p = C_p \times V_d \times f_s \times k_p \quad (2)$$

où D_p est le dépôt particulaire (kg/ha/mois), C_p est la concentration de la substance toxique dans l'air en phase particulaire (ng/m³), V_d est la vitesse de déposition particulaire (cm/s) et f_s est la fraction du mois sans précipitation.

Les concentrations des substances toxiques en phase particulaire sont mesurées aux stations d'échantillonnage des substances toxiques aéroportées (Chapitre 7). Les mesures de concentration dans l'air étant espacées par un intervalle de six jours, le dépôt mensuel est obtenu en utilisant la concentration médiane mensuelle du composé toxique. La médiane est utilisée comme valeur pour contourner le problème des données manquantes ainsi que les valeurs extrêmes qui pourraient être causées par des erreurs d'échantillonnage, d'analyse ou certains phénomènes atmosphériques particuliers. La fraction sans précipitations (f_s) est estimée à 0,9 tout au long de la période (Strachan et Eisenreich 1988). Les vitesses de déposition particulaires (V_d), estimées à partir d'une revue de littérature, tiennent compte de la distribution de taille des particules pour chacun des toxiques et leurs sont spécifiques (tableau 8.6). Ces vitesses sont applicables pour la déposition de particules en été sur un milieu de cultures agricoles.

Tableau 8.6 Vitesse de déposition particulaire choisie

Vitesse de déposition (été - cultures agricoles)		
Substance	V_d (cm/s)	Référence
Aluminium	1,2	1, 2, 3, 4, 5
Arsenic	0,2	2, 4, 6
Cadmium	0,3	1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9
Chrome	1,0	2, 3, 4
Cuivre	0,5	1, 3, 4, 6, 7, 8, 9
Fer	1,0	1, 2, 3, 4, 5, 10
Manganèse	0,6	1, 2, 3, 4, 10
Nickel	1,0	1, 4, 9
Plomb	0,2	1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11
Sélénium	0,2	4, 12
Zinc	0,4	1, 2, 4, 5, 6, 7, 8
Calcium	1,4	3, 4, 11, 13
Magnésium	0,7	3, 4, 13
Potassium	1,0	3, 4, 11, 13
HAP	0,2	14

1. Chan *et al.*, 1986; 2. Cawse, 1974 (cité dans Chan *et al.*, 1986); 3. Rohbock, 1982 (cité dans Davidson et Wu, 1989); 4. Cawse, 1976 (cité dans Schroeder *et al.*, 1987); 5. Ottley et Harrison, 1993; 6. Davidson *et al.*, 1985; 7. Rojas *et al.*, 1993; 8. Van Jaarsveld *et al.*, 1986 (cité dans Rojas, 1993); 9. Gatz, 1975; 10. Sievering, 1979; 11. Davidson et Elias, 1980; 1982 (cité dans Davidson et Wu, 1989); 12. Pattenden *et al.*, 1982 (cité dans Davidson et Wu, 1989); 13. Mulawa *et al.*, 1986 (cité dans Davidson et Wu, 1989); 14. Hoff, 1996.

La vitesse de déposition varie également en fonction de la hauteur de rugosité du terrain et de la température. Plus la rugosité du milieu est grande (e.g. couvert forestier) et plus la température est élevée, plus la vitesse sera élevée. Pour tenir compte de ces conditions, différents facteurs de correction de V_d ont été estimés pour six types de milieu selon les saisons. Ces facteurs, tirés de la littérature portant sur V_d (en particulier l'étude de Giovannoni, 1993), corrigent d'une part la vitesse en fonction de trois saisons pour tenir compte de l'effet de la température : l'hiver (décembre, janvier, février, mars), le printemps/automne (avril, mai, septembre, octobre, novembre) et l'été (juin, juillet, août), qui représente la vitesse de référence (tableau 8.7).

D'autre part, V_d est corrigée par un facteur selon la hauteur de rugosité de six types de milieu arbitrairement choisis, soit la forêt (feuillus, conifères, mixte), les terres agricoles (pâturages et cultures, le milieu de référence) et l'eau.

La correction tient également compte de l'effet de l'évolution saisonnière des forêts et des terres agricoles sur la rugosité du milieu (tableau 8.8). Ainsi, les valeurs de V_d se trouvent à leur maximum au cours des mois d'été (végétation dense), au minimum pendant l'hiver (feuilles tombées, terres couvertes de neige) et intermédiaires lors des saisons de transition (printemps et l'automne). La bulle urbaine de Montréal est définie avec une rugosité équivalente à la forêt mixte en condition estivale (Bodek *et al.*, 1988). Les facteurs de correction résultant sont présentés dans le tableau 8.9.

Tableau 8.7 Facteur de correction de V_d en fonction de la température

Milieu \ Saison	Été	Printemps / Automne	Hiver
forêt	---	÷ 2	÷ 5
agricole	---	÷ 2	÷ 5
zone urbaine	X 1,25	÷ 1.5	÷ 4
eau	---	÷ 2	÷ 5

Tableau 8.8 Facteurs de correction de V_d en fonction de la hauteur de rugosité du milieu selon les saisons

Milieu \ Saison	Été	Printemps / Automne	Hiver
forêt - mixte	X 5	X 4	X 2
- feuillues	X 6	X 3	X 1,5
- conifères	X 4	X 4	X 4
agricole - cultures	---	÷ 5	÷ 15
- pâturages	÷ 4	÷ 5	÷ 15
zone urbaine	X 6	X 5	X 4
eau	÷ 20	÷ 20	÷ 15

Tableau 8.9 Facteur de correction de V_d en fonction de la hauteur de rugosité et de la température

Milieu	Saison		Printemps / Automne	Hiver
	Été			
forêt - mixte	X 5		X 2	+ 2,5
	X 6		X 1,5	+ 3,33
	X 4		X 2	+ 1,25
agricole - cultures	---		+ 10	+ 75
	+ 4		+ 10	+ 75
zone urbaine	X 7,5		X 3,3	--
eau	+ 20		+ 40	+ 75

Afin d'obtenir un dépôt spécifique à chacun des milieux, il est nécessaire de connaître leur superficie pour chacun des sous-bassins (annexe A2). Le flux particulaire moyen pour le sous-bassin est déterminé en pondérant puis en intégrant le flux de chaque milieu par la superficie relative qu'il occupe dans le sous-bassin.

La concentration particulaire des substances toxiques dans l'air est mesurée en ng/m³ et la vitesse de déposition des particules s'exprime en cm/s. Pour obtenir un dépôt en kg/ha/mois, on utilise un facteur de conversion des unités (k_p) égal à 2,63E-04.

Un troisième phénomène contribue à la déposition des substances toxiques sur les surfaces d'eau, soit les échanges gazeux à l'interface air/eau. Les composés volatils ou semi-volatils (HAP, organochlorés) en phase gazeuse transfèrent d'un milieu à l'autre selon deux processus simultanés, soit l'absorption gazeuse, ou invasion, et la volatilisation du gaz, ou évaporation. La direction du mouvement du gaz dépend de la différence de fugacité entre l'air et l'eau, c'est à dire que le gaz se déplacera de façon à réduire la différence de concentration et atteindre une condition d'équilibre. En plus de la concentration du composé, plusieurs facteurs influencent l'amplitude des échanges gazeux, dont la vitesse du vent, la température de l'air et de l'eau, les vagues, les propriétés chimiques et physiques du composé (tension de vapeur, solubilité, constante d'Henry, poids moléculaire) et dans certaines situations, les caractéristiques de l'eau (salinité).

La modélisation d'un processus complexe comme les échanges gazeux nécessite certaines simplifications pour combler, entre autres, l'absence de données pour certaines variables. Dans cette étude, le modèle à double couches (air/eau) de Liss et Slater (1974) est utilisé pour simuler les échanges. Ce modèle, qui suppose des conditions de faibles vents créant une interface stagnante au dessus de l'eau, a une dynamique qui obéit à la relation suivante:

$$F_g = K_{oi} [(C_g \times (RT/H)) - C_w] \quad (3)$$

où F_g représente le flux des échanges gazeux (kg/ha/mois), K_{ol} est le coefficient de transfert de masse du composé (m/jour), C_g et C_w sont respectivement la concentration du composé mesurée dans la phase gazeuse (ng/m^3) et la concentration dissoute mesurée dans le fleuve (ng/m^3), R est la constante universelle des gaz ($8,21\text{E-}05 \text{ atm m}^3/\text{mol K}$), T est la température absolue de l'eau (K) et H est la constante d'Henry ($\text{atm m}^3/\text{mol}$). D'après les termes de l'équation, un flux positif indique une déposition et un flux négatif une volatilisation.

Le coefficient de transfert de masse K_{ol} d'un composé x intègre le coefficient de transfert de masse dans la couche d'eau et dans la couche d'air :

$$\frac{1}{K_{ol}} = \frac{1}{K_w} + \frac{RT}{HK_a} \quad (4)$$

Dans les conditions environnementales ambiantes, les termes K_w et K_a sont ajustés pour tenir compte des vitesses de vent (U) et s'estiment selon l'équation 5 (Bidleman et McConnell, 1995) :

$$K_w = (0,45 U_{10}^{1,64}) \left[\frac{Sc_w(x)}{Sc_w(\text{CO}_2)} \right]^{-0,5} \quad (5)$$

et

$$K_a = (0,2U_{10} + 0,3) \left[\frac{D_a(x)}{D_a(\text{H}_2\text{O})} \right]^{0,61} \quad (6)$$

où $Sc_w(x)$ et $D_a(x)$ sont respectivement le nombre de Schmidt (adimensionnel) et le coefficient de diffusion (cm^2/s) dans le film d'eau pour chacun des composés x , alors que $Sc_w(\text{CO}_2)$ et $D_a(\text{H}_2\text{O})$ le sont pour le CO_2 et H_2O , respectivement. U_{10} est la vitesse du vent à 10 m (m/s). Le nombre de Schmidt est dépendant de la température (T). L'ajustement de Sc pour tenir compte de la variation des températures est faite pour les composés x (adapté de Hornbuckle *et al.*, 1993 et Hoff *et al.*, 1996) :

$$Sc(x) = \alpha_x e^{-0,0623(T)} \quad (7)$$

où α_x est une constante propre à chacun des composés x (dont on cherche le flux);

et pour le CO₂ selon :

$$Sc(CO_2) = 0,11T^2 - 6,16T + 644,7 \quad (8)$$

Selon l'amplitude des termes H , K_a et K_w , les échanges gazeux seront préférentiellement contrôlés par la résistance dans la couche d'eau (à 95 % pour une constante d'Henry > 67 Pa/m³/mol) ou dans la couche d'air (à 95 % pour une constante d'Henry < 0,2 Pa/m³/mol) (Bidleman et McConnell, 1995).

La concentration des composés organiques en phase vapeur (ng/m³) a été mesurée aux stations d'échantillonnage de Saint-Anicet, Villerooy et Mingan. Les données de concentration dans le fleuve proviennent du Centre Saint-Laurent et ont été prélevées à Cornwall, Carillon et Québec (Cossa *et al.*, 1997). Pour les fins de la modélisation, la médiane mensuelle de la concentration est également utilisée.

Les échanges gazeux sont estimés pour le Lac des Deux Montagnes, situé à l'embouchure de la rivière des Outaouais, et pour quatre secteurs du fleuve Saint-Laurent, soit les tronçons Cornwall/Beauharnois, Beauharnois/Trois-Rivières, Trois-Rivières/Tadoussac ainsi que l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent. Bien que des échanges gazeux se produisent sur l'ensemble des lacs et rivières situés à l'intérieur du bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent, ces derniers ne sont pas considérés dans le présent modèle. Seuls les dépôts humides et particuliers sont estimés sur ces milieux.

Pour chacun des cinq secteurs choisis, les concentrations des composés mesurées dans l'air aux stations d'échantillonnage sont associées à une concentration dissoute dans le fleuve mesurée dans la zone d'influence correspondante (tableau 8.10). Ainsi, pour le tronçon Cornwall/Beauharnois et le Lac des Deux Montagnes, les échanges gazeux sont estimés à partir de la concentration mesurée dans l'air à la station de Saint-Anicet et dans l'eau aux stations de Cornwall et Carillon respectivement. Pour le tronçon fluvial Beauharnois/Trois-Rivières, la concentration des composés dans l'air utilisée provient également de la station de Saint-Anicet alors que la concentration dans l'eau est calculée selon l'équation :

$$C_3 = \frac{(Q_1C_1 + Q_2C_2)}{Q_3} \quad (9)$$

où Q_1 et Q_2 sont respectivement le débit du fleuve et de la rivière des Outaouais mesuré à Cornwall et Carillon, C_1 et C_2 sont les concentrations des composés mesurées dans l'eau respectivement à Cornwall et Carillon, Q_3 est la somme des débits mesurés à Carillon et Cornwall et C_3 est la concentration recherchée. Pour le tronçon Trois-Rivières/Québec, la

concentration mesurée à Québec est utilisée dans le modèle d'échange gazeux, alors que pour l'estuaire maritime et le Golfe, aucune valeur réelle de substances toxiques n'est malheureusement disponible. Cependant, compte tenu de l'importance de cet écosystème, une tentative de modélisation est effectuée basée sur la demie de la concentration mesurée à Québec dans l'eau. Cette hypothèse s'appuie sur deux phénomènes : d'une part, dans la zone estuarienne de mélange des eaux douces et salées, des mécanismes de floculation/coagulation déstabilisent la physico-chimie des substances dans l'eau et favorisent une perte potentielle par sédimentation (théorie de déstabilisation de la double couche - potentiel Zéta). D'autre part, les effets de la marée et des courants océaniques pénètrent et mélangent (diluent) les eaux fluviales. Ainsi l'hypothèse choisie partage la probabilité du risque de l'estimation de la constante à la demie (50 %).

Tableau 8.10 Site des mesures de concentration des composés organiques dans l'air et dans l'eau servant à la modélisation des échanges gazeux

Secteur du fleuve	Conc. dans l'air	Conc. dans l'eau
Lac des Deux Montagnes	Saint-Anicet	Carillon
Tronçon Cornwall/Beauharnois	Saint-Anicet	Cornwall
Tronçon Beauharnois/Trois-Rivières	Saint-Anicet	Carillon et Cornwall ^a
Tronçon Trois-Rivières/Tadoussac	Villeroy	Québec
Aval de Tadoussac et golfe	Mingan	½ de Québec

^a selon l'équation 9.

Idéalement, les échanges gazeux entre l'air et l'eau devraient être modélisés à partir de concentrations mesurées simultanément dans les deux milieux. Dans le présent projet toutefois, la concordance parfaite des périodes d'échantillonnage n'a pu être réalisée pour chacune des stations d'échantillonnage (tableau 8.11). Afin de calculer le flux gazeux pour une période d'une année complète (mai 1995 à avril 1996), les mesures de concentration dans l'air manquantes sont comblées par les concentrations mesurées pendant la période correspondante l'année précédente. On doit noter que les échanges gazeux ne sont estimés que pour les mois où le fleuve est libre de glace, soit une période que nous établissons, pour les fins de la modélisation, allant des mois d'avril à décembre inclusivement. Les concentrations des composés dissous dans le fleuve utilisées dans le modèle pour chacun des secteurs modélisés sont présentées au tableau 8.12.

Tableau 8.11 Périodes d'échantillonnage des composés organiques dans l'air (phase vapeur) et l'eau (phase dissoute)

	1993												1994												1995												1996											
	j f m a				m j j a				s o n d				j f m a				m j j a				s o n d				j f m a				m j j a				s															
concentration dans l'air																																																
<i>St-Anicet</i>																																																
<i>Villeroy</i>																																																
<i>Mingan</i>																																																
concentration dans l'eau																																																
<i>toutes les stations</i>																																																

□ période d'échantillonnage

□ période de calcul des échanges gazeux

■ valeurs comblées par celles mesurées l'année précédente

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 8.12 Concentrations dissoutes dans le fleuve (pg/L) utilisées pour chacune des régions modélisées

	B(a)p	Phen	Pyr	HCB	α -HCH	γ -HCH
Tronçon Cornwall/Beauharnois (mesurée à Cornwall)						
05/95	2,5	1838	1332	15,75	410	190
06/95	7,1	1638	1332	12,75	690	340
07/95	2,5	678	1402	8,05	390	205
08/95	2,5	878	2082	5,75*	385*	194*
09/95	8,8	607	512	3,45	440	210
10/95	2,5	518	252	0,155	440	220
11/95	12,4	1300*	1887	3,55	380	190
12/95	12,3	2018	662	9,75	710	270
01/96						
02/96	pas de calcul d'échanges gazeux pour cette période (glace)					
03/96						
04/96	6,4	1378	272	10,75	620	230
Lac des Deux Montagnes (mesurée à Carillon)						
05/95	35	2828	2812	3,85	370	240
06/95	2,5	1018	2012	5,7*	320	250
07/95	2,5	115	1212	6,85	290	230
08/95	12	115	1002	7,9*	240*	232*
09/95	15	248	612	7,35	200	240
10/95	14	617	2187	0,155	230	240
11/95	20	1308	887	2,45	260	190
12/95	33	2268	772	4,65	300	180
01/96						
02/96	pas de calcul d'échanges gazeux pour cette période (glace)					
03/96						
04/96	37	4108	1002	3,75	270	160
Tronçon Beauharnois/Trois-Rivières (estimée selon l'équation 9)						
05/95	10,3	2077	1689	12,9	400	202
06/95	6,0	1495	1488	10,2*	605	319
07/95	2,5	599	1375	7,9	376	209
08/95	3,7	788	1955	6,0*	375*	199*
09/95	9,4	574	521	3,8	418	213
10/95	3,8	529	471	0,2	416	222
11/95	14,0	1350*	1675	3,3	355	190
12/95	16,7	2070	685	8,7	625	251
01/96						
02/96	pas de calcul d'échanges gazeux pour cette période (glace)					
03/96						
04/96	13,5	1999	438	9,2	540	214

* : donnée interpolée (méthode de la Spline cubique)

Tableau 8.12 (suite)

	B(a)p	Phen	Pyr	HCB	α -HCH	γ -HCH
Tronçon Trois-Rivières/Tadoussac (mesurée à Québec)						
05/95	31,5	2300*	1325*	15,75	490	380
06/95	2,5	2038	1812	10,75	480	290
07/95	2,5	478	1202	4,95	280	200
08/95	19,3	678	1112	5,9*	300*	222*
09/95	21,4	578	1212	7,35	350	250
10/95	21,0*	1208	1012	7,9*	330	200
11/95	21,0	3378	900*	7,65	390	230
12/95	22,8	3078	1012	6,35	500	270
01/96						
02/96	pas de calcul d'échanges gazeux pour cette période (glace)					
03/96						
04/96	21,4	2108	512	9,75	570	250
Aval de Tadoussac et Golfe (½ de la concentration mesurée à Québec)						
05/95	15,5	1150*	663*	7,88	245	190
06/95	1,25	1019	906	5,38	240	145
07/95	1,25	239	601	2,48	140	100
08/95	9,5	339	556	2,95*	150*	111*
09/95	10,5	289	606	3,68	175	125
10/95	10,5*	604	506	3,95*	165	100
11/95	10,5	1689	495*	3,83	195	115
12/95	11,5	1539	506	3,18	250	135
01/96						
02/96	pas de calcul d'échanges gazeux pour cette période (glace)					
03/96						
04/96	10,7	1054	256	4,88	285	125

*: donnée interpolée (méthode de la Spline cubique)

Les valeurs de D_a (Eq. 6) et α_x (Eq. 7) nécessaires au calcul de K_{ot} sont données dans le tableau 8.13. La constante d'Henry est corrigée en fonction de la température moyenne de l'air mesurée à la station durant l'échantillonnage (que l'on suppose égale à la température de l'eau) (Hoff *et al.*, 1996) (tableau 8.14) et, pour le Golfe, de la salinité de l'eau (tableau 8.15). Pour les températures de l'air inférieures à 0 °C, une température minimale de 0 °C a été attribuée pour l'eau. Les températures et les vitesses du vent utilisées dans le calcul des flux proviennent des stations maîtresses.

Tableau 8.13 Valeurs de D_a et α_x utilisées dans le modèle

Composé	D_a (cm ² /s)	α_x
H ₂ O	0,256	-
HCB	0,0697	3641
γ -HCH	0,0475	5574
α -HCH	0,0475	5574
phénanthrène	0,0433	5676
benzo(a)pyrène	0,0435	6732
pyrène	0,0508	5902

Tableau 8.14 Correction de la constante d'Henry (Pa m³ mol⁻¹) en fonction de la température

Composé	Correction de H (= P/S) ^a	Références
phénanthrène	log P = - 4962,77 / TK + 14,852 S = (0,0025 TC ³ + 0,8059 TC ² + 5,413 TC + 324) / (178,2 ^b x 1000)	1, 2
anthracène	log P = - 4791,87 / TK + 12,977 S = (0,0013 TC ³ - 0,0097 TC ² + 0,8861 TC + 8,21) / (178,2 ^b x 1000)	1, 2
pyrène	log P = - 4760,73 / TK + 12,748 S = (-0,0011 TC ³ + 0,2007 TC ² - 1,051 TC + 50,2) / (202,2 ^b x 1000)	1, 2
fluoranthène	log P = - 4415,56 / TK + 11,901 S = (0,0072 TC ³ - 0,1047 TC ² + 4,322 TC + 50,4) / (202,2 ^b x 1000)	1, 2
benzo(a)pyrène	ln H = (-4717,90884 / TK) + 12,758852	3
HCB	ln H = (-5733,6199 / TK) + 23,1306051	3
γ -HCH	log H = - 2382 / TK + 7,54	4
α -HCH	log H = - 2810 / TK + 9,31	4

^a TC: température en °C; TK: température en K; P: pression de vapeur (Pa); S: solubilité (mol/m³)

^b poids moléculaire du composé

1. Sonnefeld *et al.*, 1983; 2. May *et al.*, 1978; 3. ten Hulscher *et al.*, 1992; 4. Kucklick *et al.*, 1991

Tableau 8.15 Correction de la constante d'Henry (Pa m³ mol⁻¹) en fonction de la salinité

Composé	Correction de H	Références
phénanthrène	H X 1,25	1
anthracène	H X 1,25	1
pyrène	H X 1,25	1
fluoranthène	H X 1,25	1
benzo(a)pyrène	H X 1,25	1
HCB	H X 1,25	1
γ-HCH	log H = - 2703 / TK + 8,68	2
α-HCH	log H = - 2969 / TK + 9,88	2

TK: température en K.

1. Bidleman, communication personnelle

2. Kucklick *et al.*, 1991. La relation a été déterminé en eau salée.

La concentration des toxiques en phase vapeur est mesurée dans l'air en ng/m³, l'expression RT/H n'a pas d'unités et le coefficient de transfert de masse (K_{oi}) s'exprime en m/jour. Pour obtenir un flux en Kg/ha/mois, on doit utiliser un facteur de conversion des unités égal à 3,04E-07.

8.1.3 Marges d'erreur du modèle de déposition

Les résultats produits par le modèle de déposition et leurs interprétations doivent considérer les limites du modèle et des hypothèses sous-jacentes. Chacun des paramètres utilisés comporte une marge d'erreur. L'erreur potentielle totale des dépôts peut devenir considérable (< 7000 %) pour certains toxiques (notamment les composés volatils) (Hoff *et al.*, 1996; Hoff, 1994; Strachan et Eisenreich, 1988).

À titre d'exemple, l'ordre de grandeur de l'erreur sur les dépôts humides est associée à la hauteur des précipitations, à l'efficacité de captage et à l'analyse chimique. On pourrait ajouter l'erreur provenant de la variation spatiale des précipitations, puisque la hauteur précipitée utilisée pour chacun des sous-bassins est une hauteur générique, calculée à partir de quelques stations de mesure. Pour la déposition particulaire s'ajoute l'erreur sur les vitesses de déposition et l'erreur sur la superficie de chaque milieu des sous-bassins. Les échanges gazeux comportent la principale source d'erreur des processus de déposition atmosphérique, étant donné le nombre de paramètres en cause et surtout la grande dépendance de ces paramètres envers des conditions environnementales changeantes. Les erreurs sur la constante d'Henry et sur le coefficient de transfert de masse (K_{oi}) peuvent être appréciables. À cela s'ajoutent les marges d'erreur sur les mesures de concentration des composés organiques tant en phase vapeur que dissoute dans l'eau, ainsi que les fluctuations saisonnières et annuelles des concentrations.

Hoff *et al.*, (1996) évaluent l'erreur associée au flux net de composés organochlorés entre 50 - 7 400 %. Cette erreur est plus prononcée pour les composés dont l'équilibre de phase air-eau est proche d'être atteinte.

La seule technique désignée pour les échanges gazeux demeure la mesure *in situ*. A l'intérieur de ce projet, seul le mercure fut l'objet de mesure expérimentale directe de flux d'échange air-eau. Cependant, ces méthodes de mesure n'en sont qu'à leur stade de développement.

Hormis tous ces risques d'erreur, les règles de l'art ont été respectées dans le développement de cet aspect de modélisation qui fait appel à une simplification des processus très complexes mis en cause.

8.2 Résultats et discussion

8.2.1 Dépôts sur l'ensemble du bassin

Les résultats des calculs de dépôts atmosphériques annuels dans le bassin du Saint-Laurent sont présentés aux figures 8.2 à 8.26. En mortaise, une description fine de la zone urbaine du grand Montréal est présentée.

Il est important de souligner que les résultats présentés dans ce chapitre sont le reflet d'hypothèses inhérentes à la modélisation et des données utilisées. Plusieurs données étant manquantes ou inexistantes, certaines informations ont dû être générées, tel que décrit dans la présentation précédente du modèle. Par incidence, certaines zones géographiques peuvent être plus ou moins affectées par ces hypothèses ou reconstitutions. Cependant, l'erreur apportée par l'usage de ces dernières comparée au gain d'informations scientifiques acquises est jugée minime. Ceci est malheureusement le lot de la modélisation et est partie prenante de son usage. Les zones les plus paramétrisées demeurent les plus propices à l'erreur, en particulier le golfe du Saint-Laurent dans le cas des composés semi-volatils. Très peu d'études comparatives peuvent nous servir d'indicateur sur la qualité des résultats générés au cours de cet effort de modélisation. La plupart des études concernent les dépôts acides et les ions majeurs en général. Cependant, la comparaison de nos résultats avec ceux provenant du réseau CAPMon (canadien) et du NAPD (États Unis) montre l'adéquation de nos résultats. Malheureusement, aucune contrepartie n'existe pour les métaux traces et composés organiques.

Les figures 8.2 à 8.19 montrent les dépôts atmosphériques spécifiques pour les composés inorganiques. La bulle urbaine de Montréal contribue substantiellement aux apports atmosphériques et ce, pour l'ensemble des composés. Un gradient de dépôts atmosphériques inverse, du sud-ouest au nord-est, est perceptible pour les composés NO_x , SO_4 et NH_4 .

Une signature particulière semble également démarquer la région de Mingan, notamment les sous-bassins des rivières Romaine et Natashquan, avec des dépôts relativement importants pour le chlorure et le sodium (proximité de la côte maritime), l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le nickel, le sélénium et le zinc. Cette signature pourrait être reliée à des sources locales (mines, industrie lourdes) situées à Baie Comeau, Sept-Iles, Havre Saint-Pierre et Murdochville ainsi qu'à une pluviométrie relativement importante pour ces sous-bassins.

Les figures 8.20 à 8.25 présentent la déposition, et dans certains cas la volatilisation, des composés organiques volatils sur le bassin et le fleuve du Saint-Laurent. Les composés semi-volatils sont en échange permanent entre leurs phases aqueuse et gazeuse. Ils vont passer de l'eau vers l'air, et vice versa, compte tenu de leurs concentrations et de leur fugacité respectives. Durant leur temps de séjour dans la vallée du fleuve Saint-Laurent, des composés volatils vont appauvrir la qualité des eaux du fleuve par déposition atmosphérique, notamment dans sa partie amont. Vers l'aval, ces processus de déposition s'amenuisent, voire même se renversent, pour favoriser leur évaporation vers l'atmosphère. Dans ce dernier cas, les eaux du fleuve seront des sources de pollution pour l'atmosphère.

Le pyrène est un composé qui démontre bien ce phénomène comme le montre la figure 8.26 (la tendance temporelle des phénomènes de déposition/évaporation des autres composés ne sont pas présentés dans le corps de ce rapport mais se retrouve en annexe A2).

L'évaporation de composés volatils n'est pas un phénomène réservé au Saint-Laurent. Par exemple, les Grands Lacs sont devenus une source de BPC pour l'atmosphère (Hoff *et al.*, 1996) tandis que l'archipel arctique l'est présentement pour l' α -HCH (Bidleman et McConnell, 1995).

Il est intéressant de signaler que pour la majorité des composés retenus, une tendance décroissante du niveau de déposition du sud-ouest vers le nord-est est notable. Le HCB et l' α -HCH constituent deux exceptions à cet empirisme. Ces composés ont été identifiés comme étant principalement advectés dans la vallée du Saint-Laurent, où on ne retrouve pas de source régionale (Poissant et Koprivnjak, 1996 et Koprivnjak et Poissant, 1997). D'ailleurs, les concentrations présentées au chapitre 7 montrent bien que peu de variation spatiale est observée pour ces composés et que leurs concentrations sont beaucoup plus le reflet d'une dimension d'envergure globale.

Il semble que la plupart des composés volatils, à l'exception du HCB et de l' α -HCH, transitent dans la partie amont du fleuve Saint-Laurent en sous-saturation par rapport à leur composante atmosphérique. En contrepartie, les HCB et l' α -HCH seraient en sursaturation (figure 8.27).

La migration possible, mais non estimée des toxiques du bassin vers les tributaires et/ou le fleuve, pourrait être significative. Le temps de rétention des polluants sur le bassin est fonction des isothermes d'adsorption et des caractéristiques d'écoulement et d'entraînement des sous bassins.

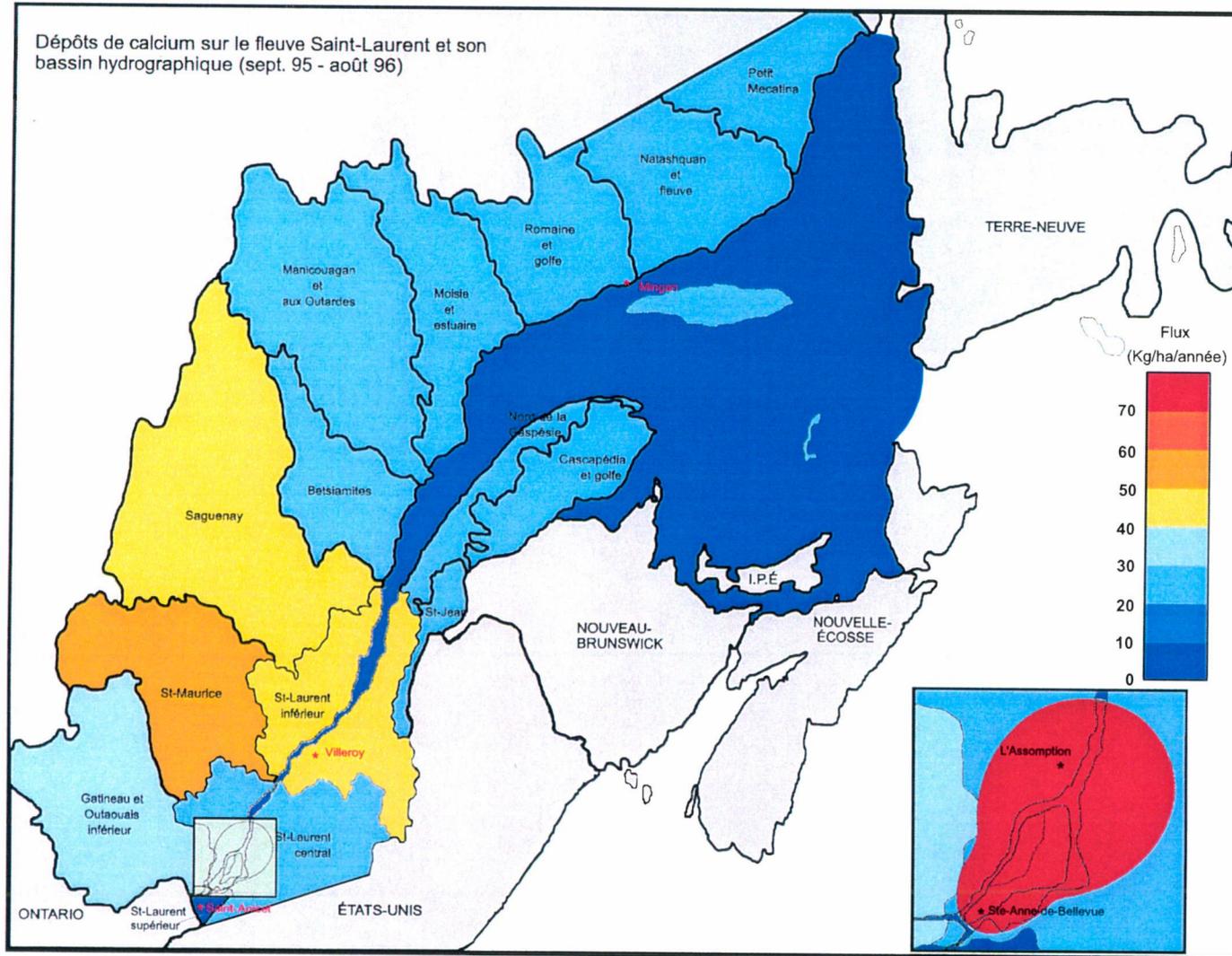


Figure 8.2 Carte des dépôts atmosphériques annuels du calcium sur le bassin du Saint-Laurent

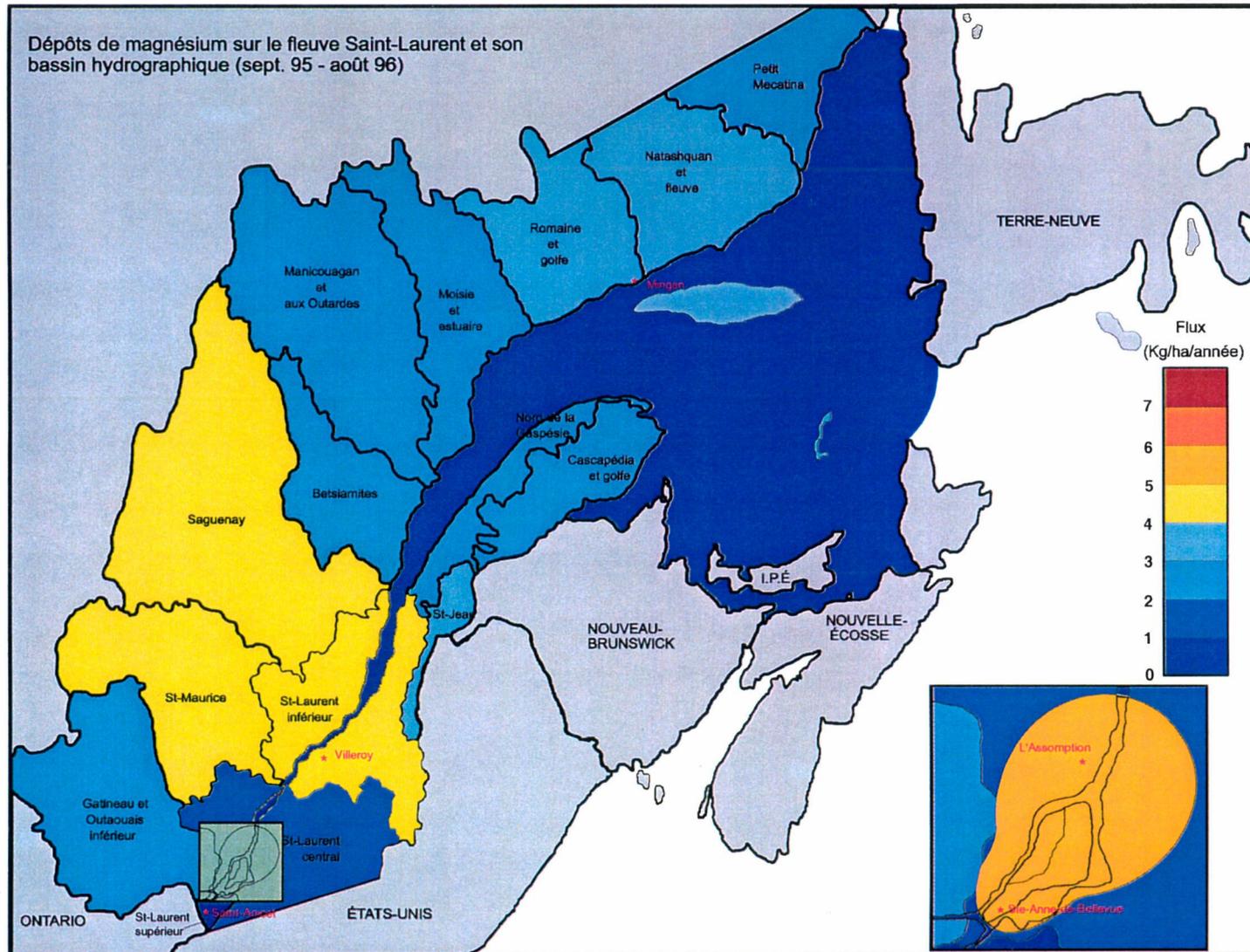


Figure 8.3 Carte des dépôts atmosphériques annuels du magnésium sur le bassin du Saint-Laurent

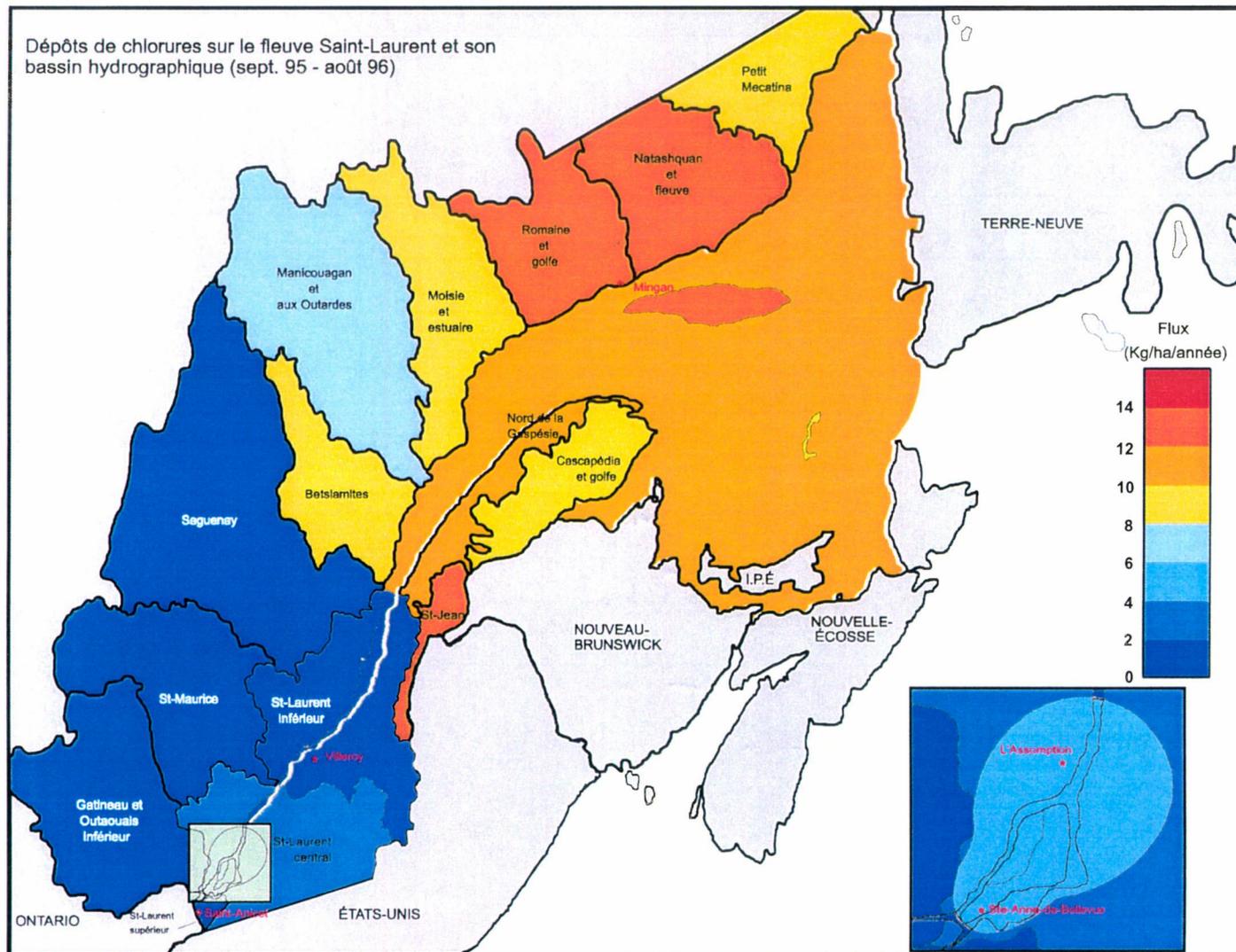


Figure 8.4 Carte des dépôts atmosphériques annuels des chlorures sur le bassin du Saint-Laurent

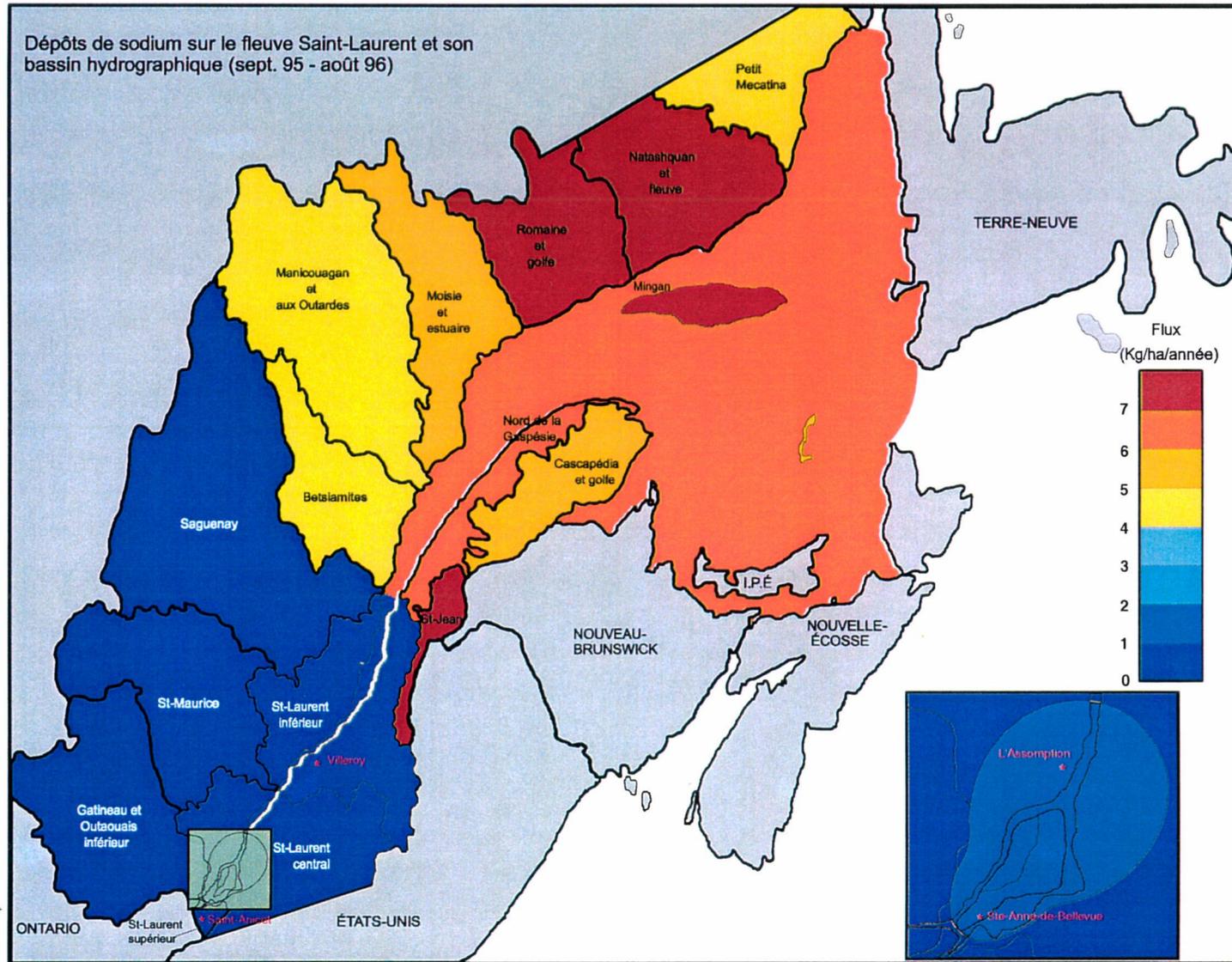


Figure 8.5 Carte des dépôts atmosphériques annuels du sodium sur le bassin du Saint-Laurent

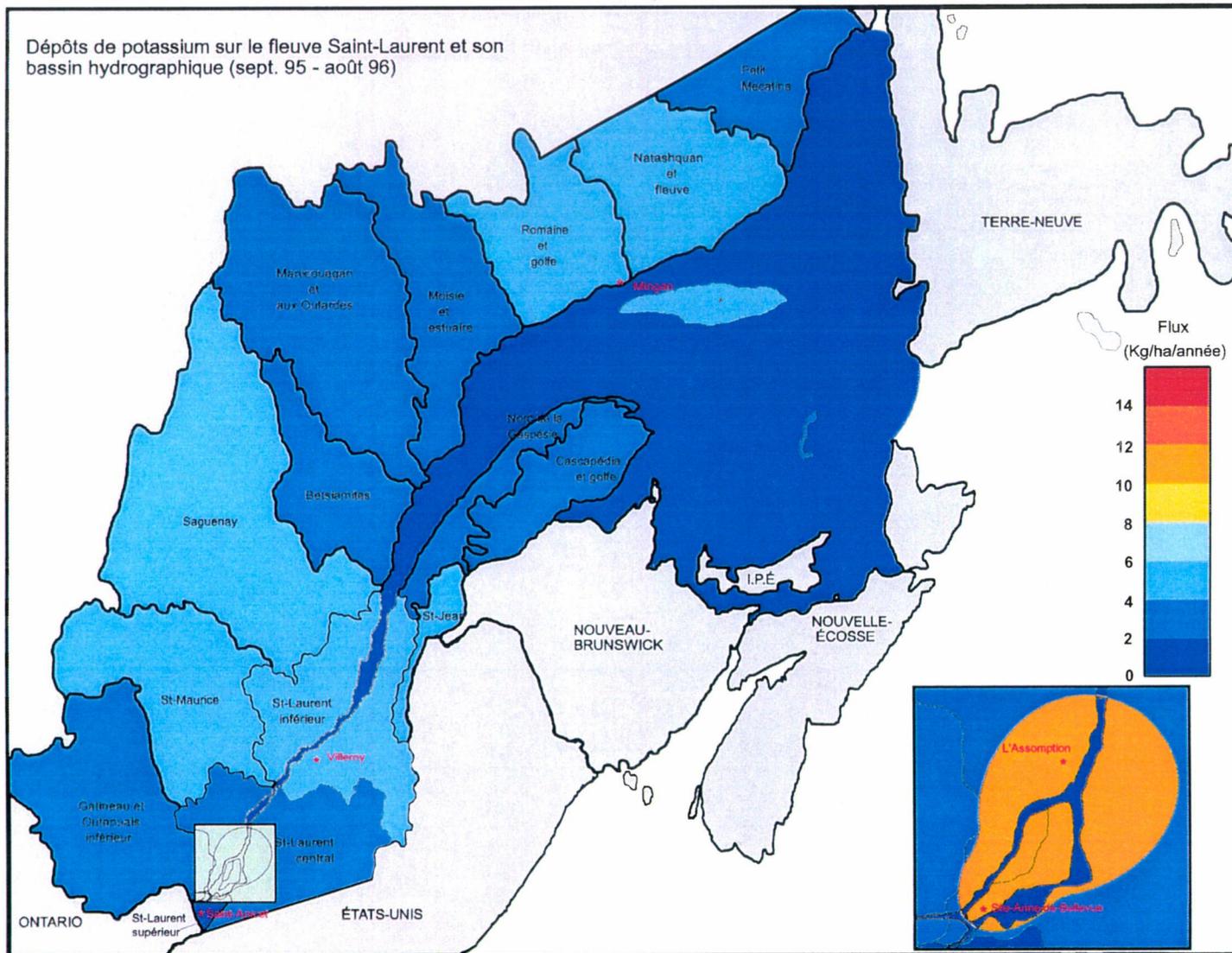


Figure 8.6 Carte des dépôts atmosphériques annuels du potassium sur le Saint-Laurent

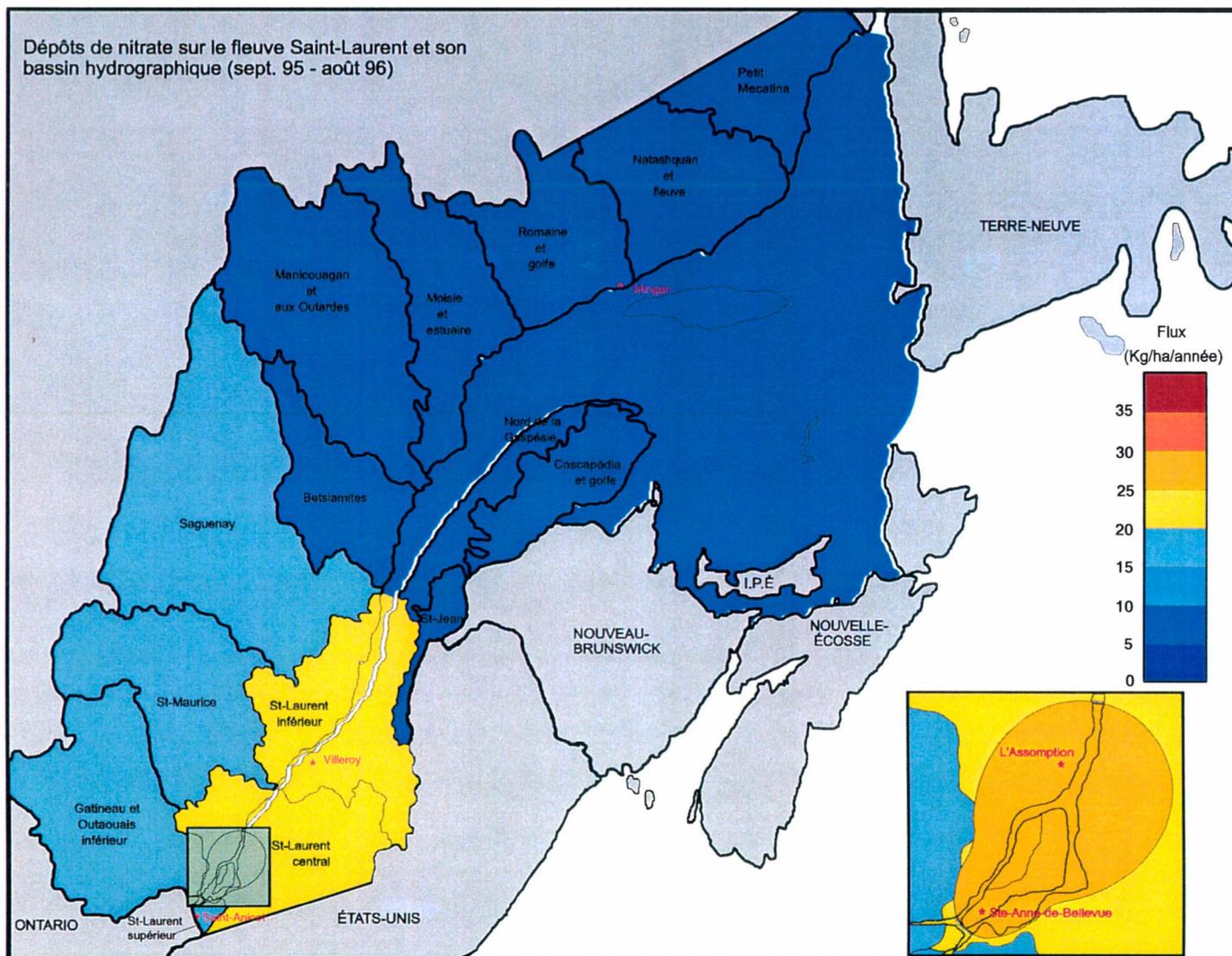


Figure 8.7 Carte des dépôts atmosphériques annuels des nitrates sur le bassin du Saint-Laurent

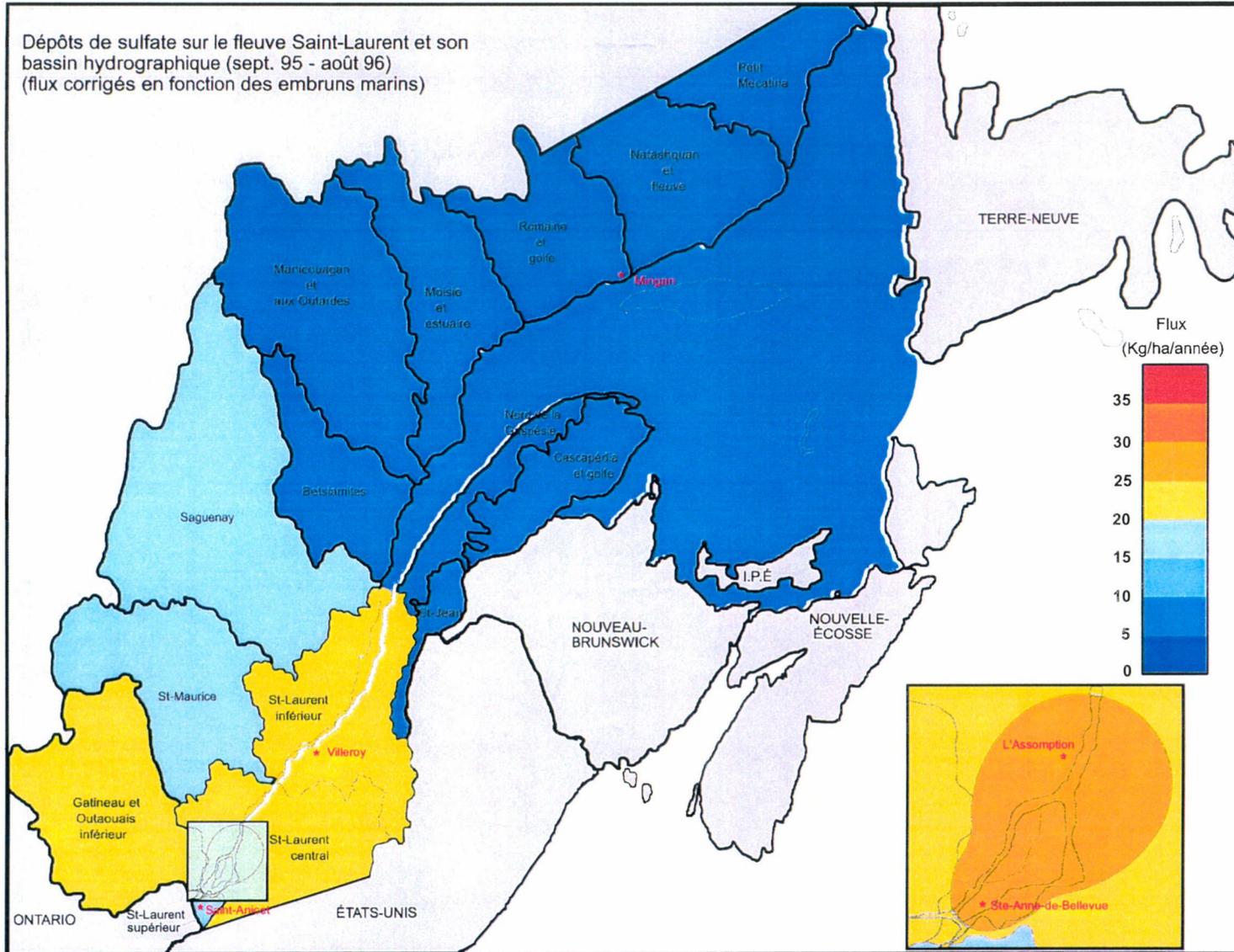


Figure 8.8 Carte des dépôts atmosphériques annuels des sulfates sur le bassin du Saint-Laurent

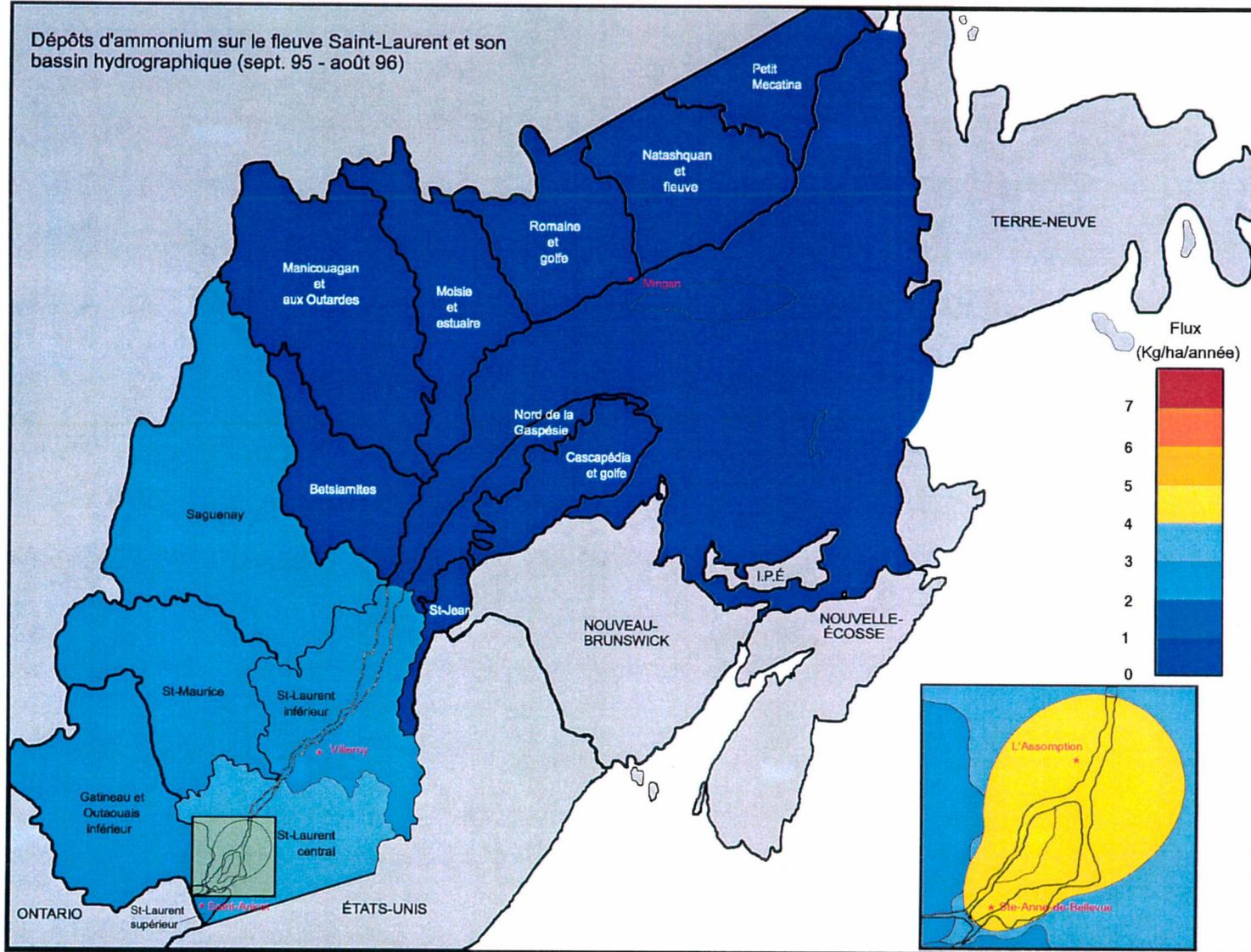


Figure 8.9 Carte des dépôts atmosphériques annuels de l'ammonium sur le bassin du Saint-Laurent

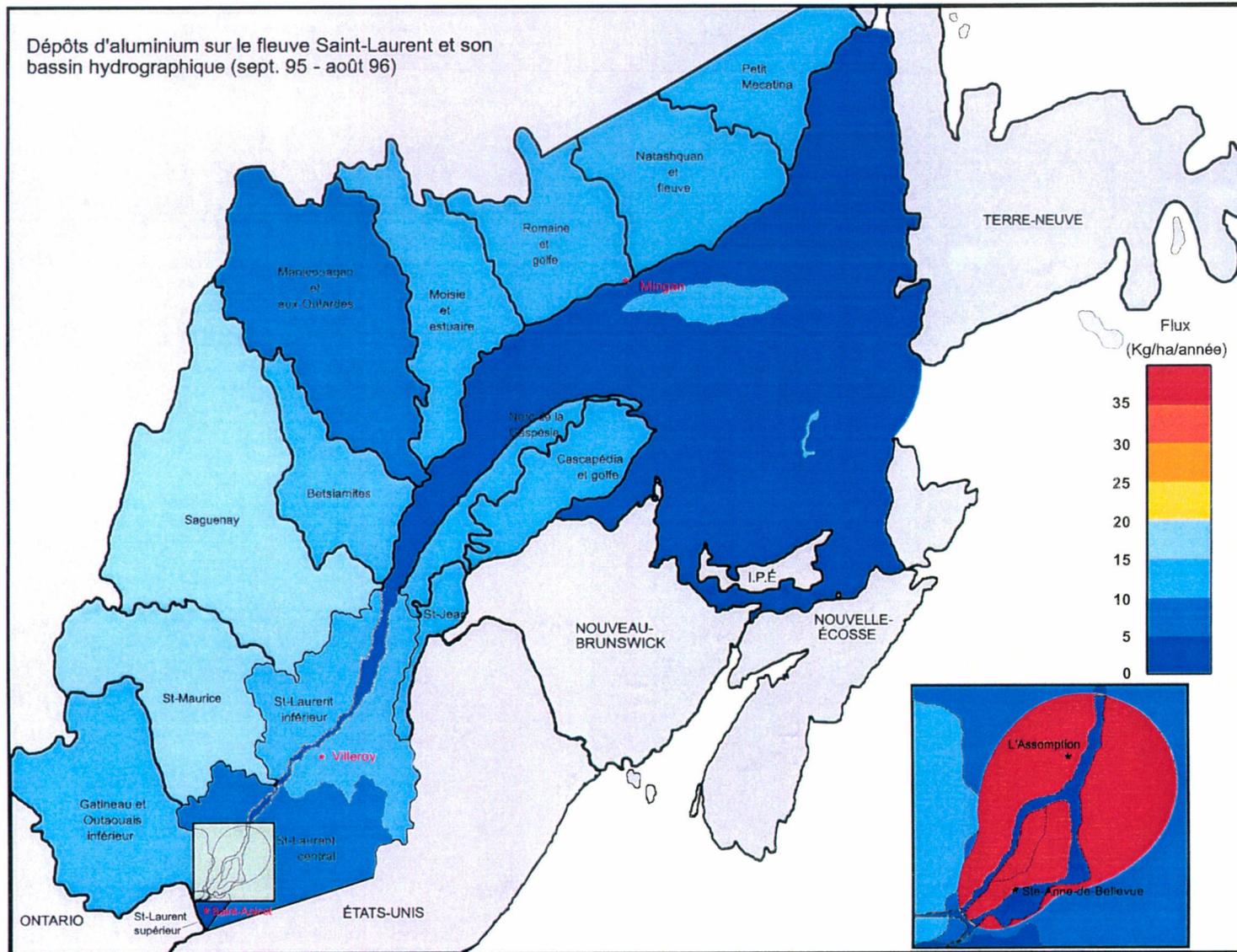


Figure 8.10 Carte des dépôts atmosphériques annuels de l'aluminium sur le bassin du Saint-Laurent

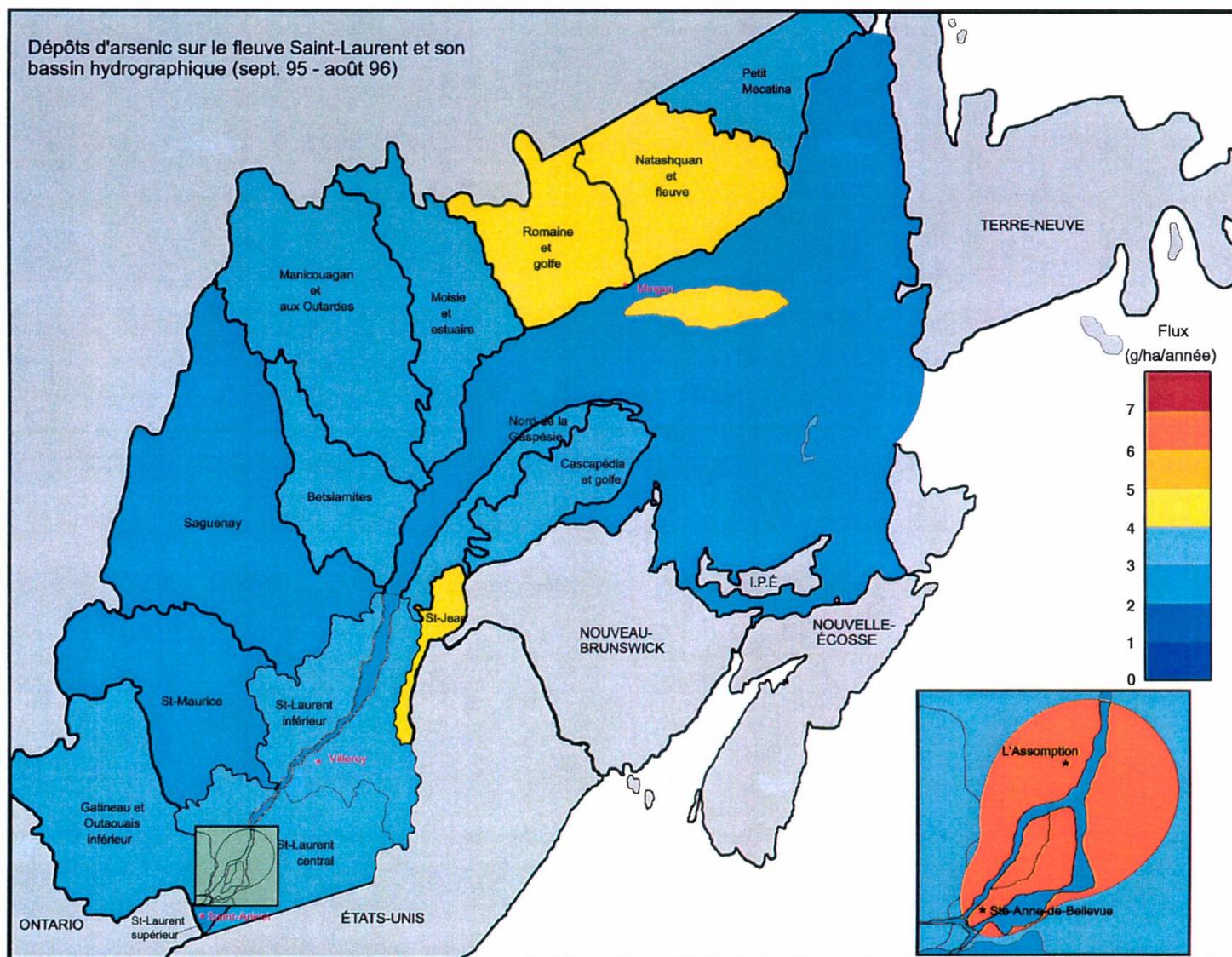


Figure 8.11 Carte des dépôts atmosphériques annuels de l'arsenic sur le bassin du Saint-Laurent

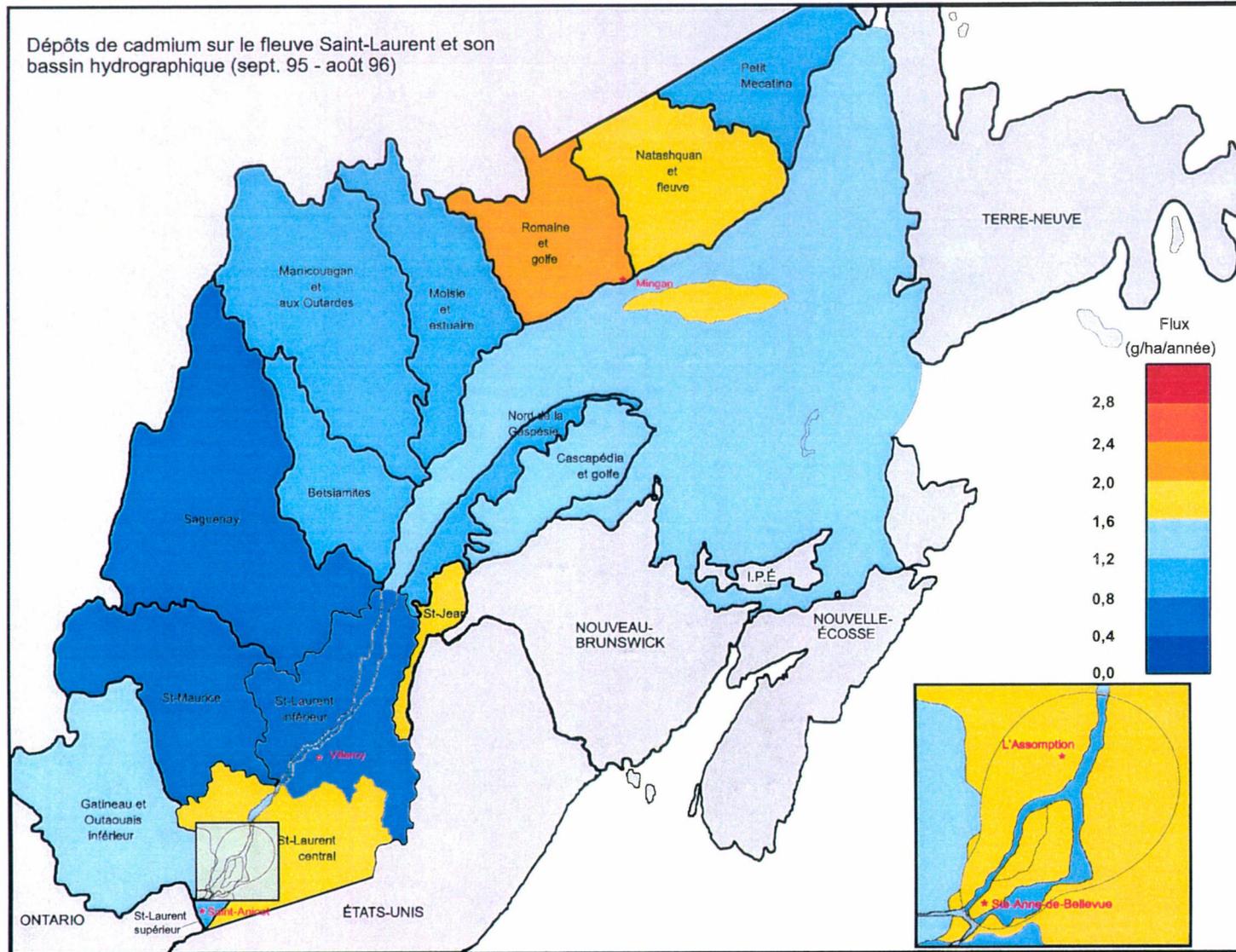


Figure 8.12 Carte des dépôts atmosphériques annuels du cadmium sur le bassin du Saint-Laurent

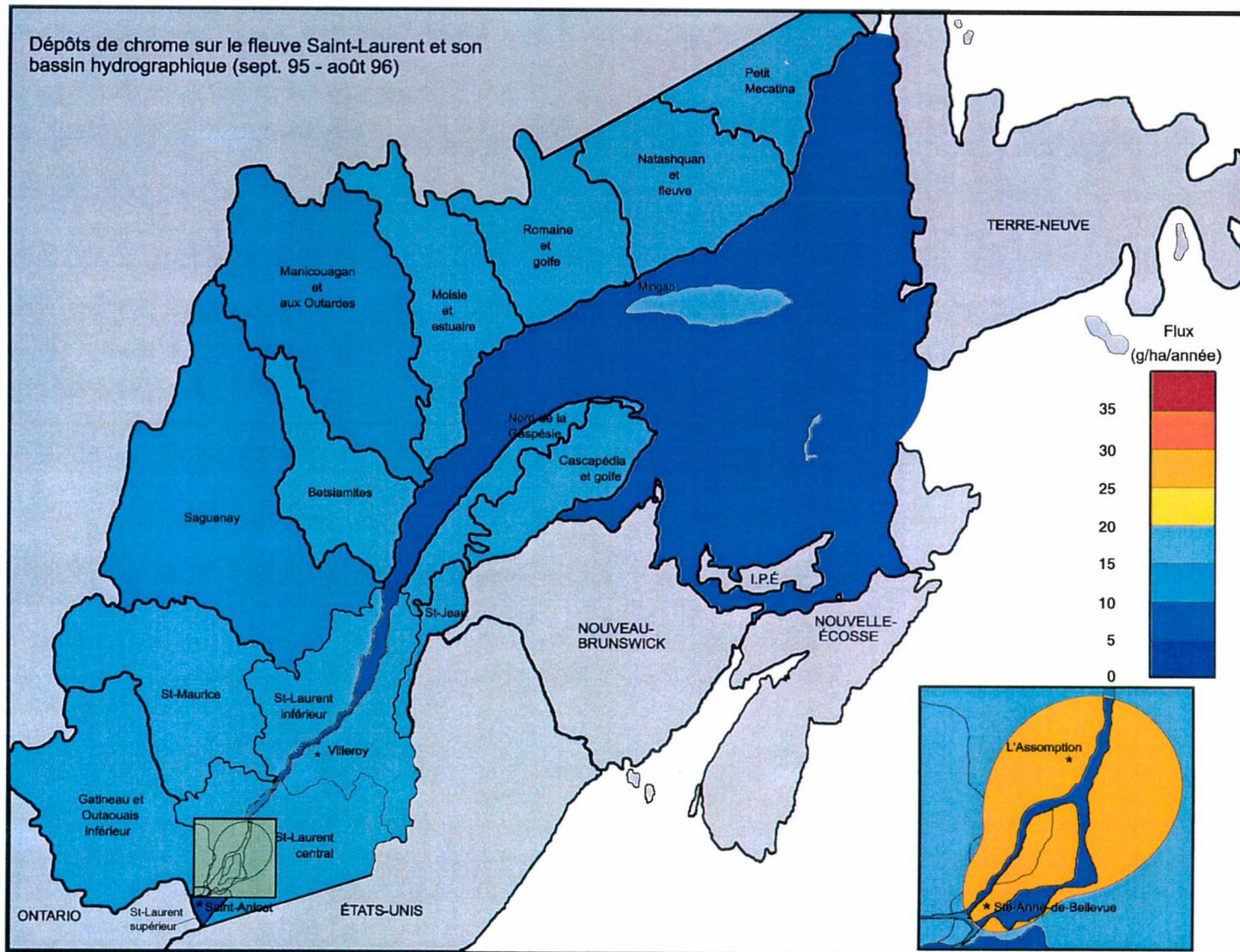


Figure 8.13 Carte des dépôts atmosphériques annuels du chrome sur le bassin du Saint-Laurent

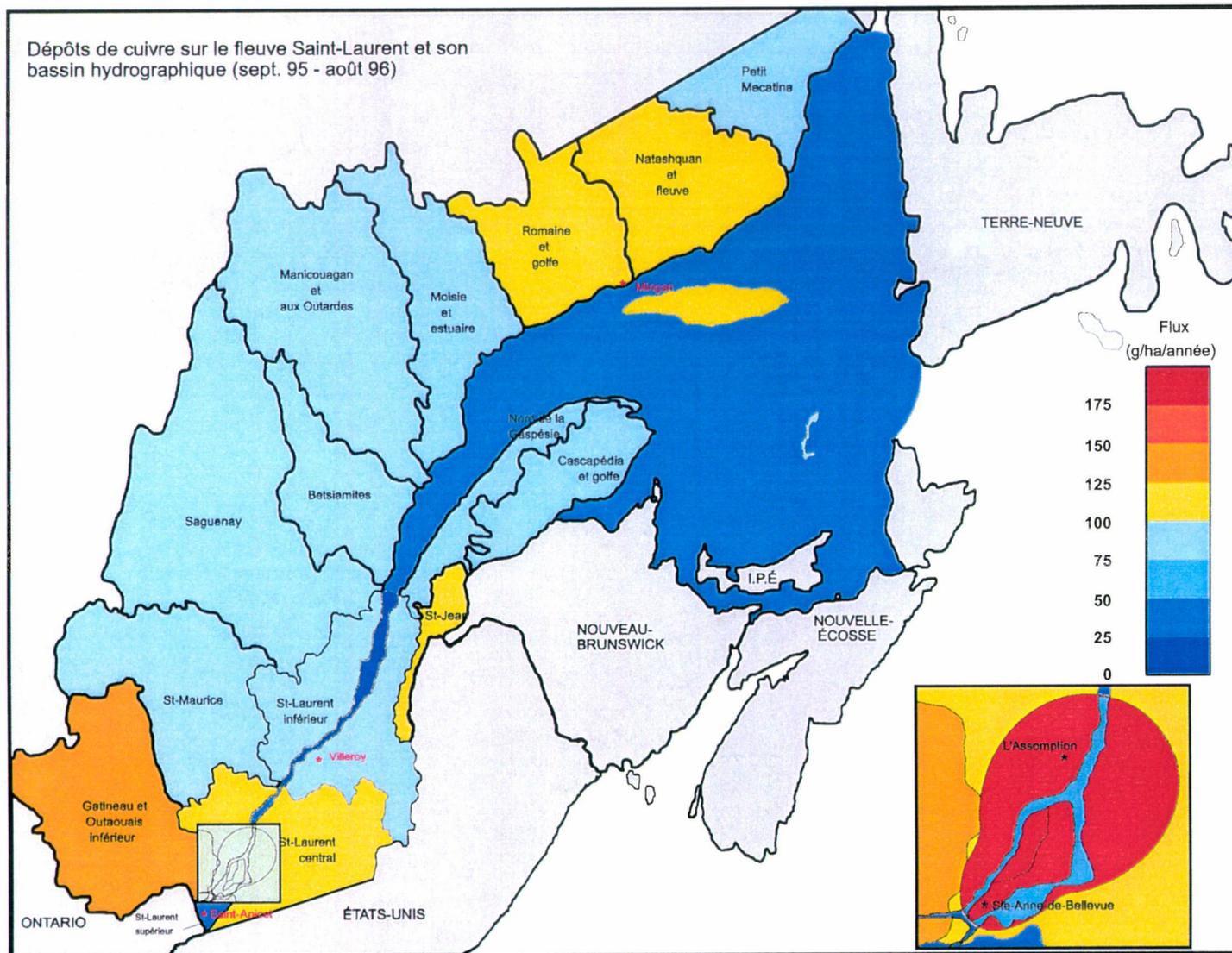


Figure 8.14 Carte des dépôts atmosphériques annuels du cuivre sur le bassin du Saint-Laurent

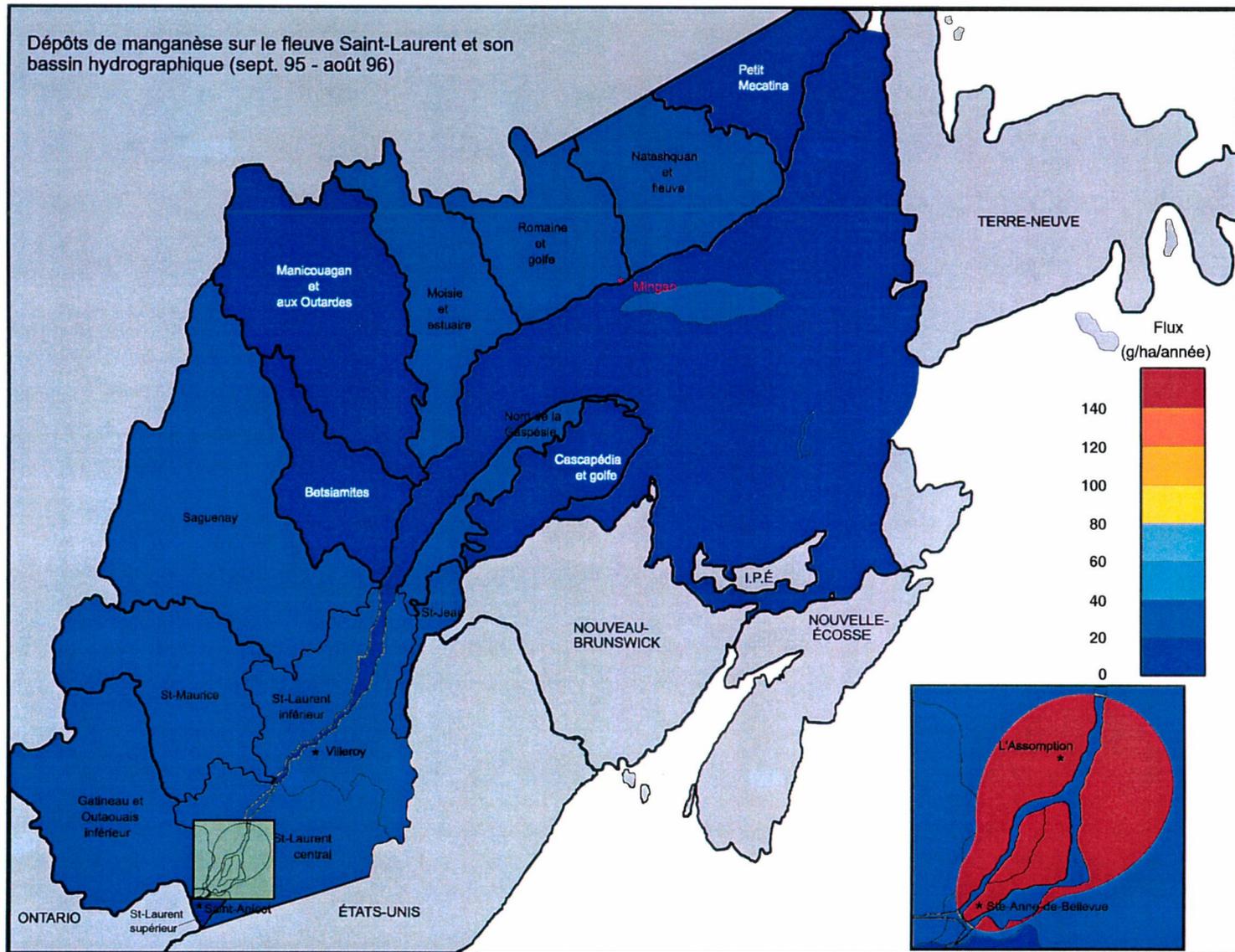


Figure 8.15 Carte des dépôts atmosphériques annuels du manganèse sur le bassin du Saint-Laurent

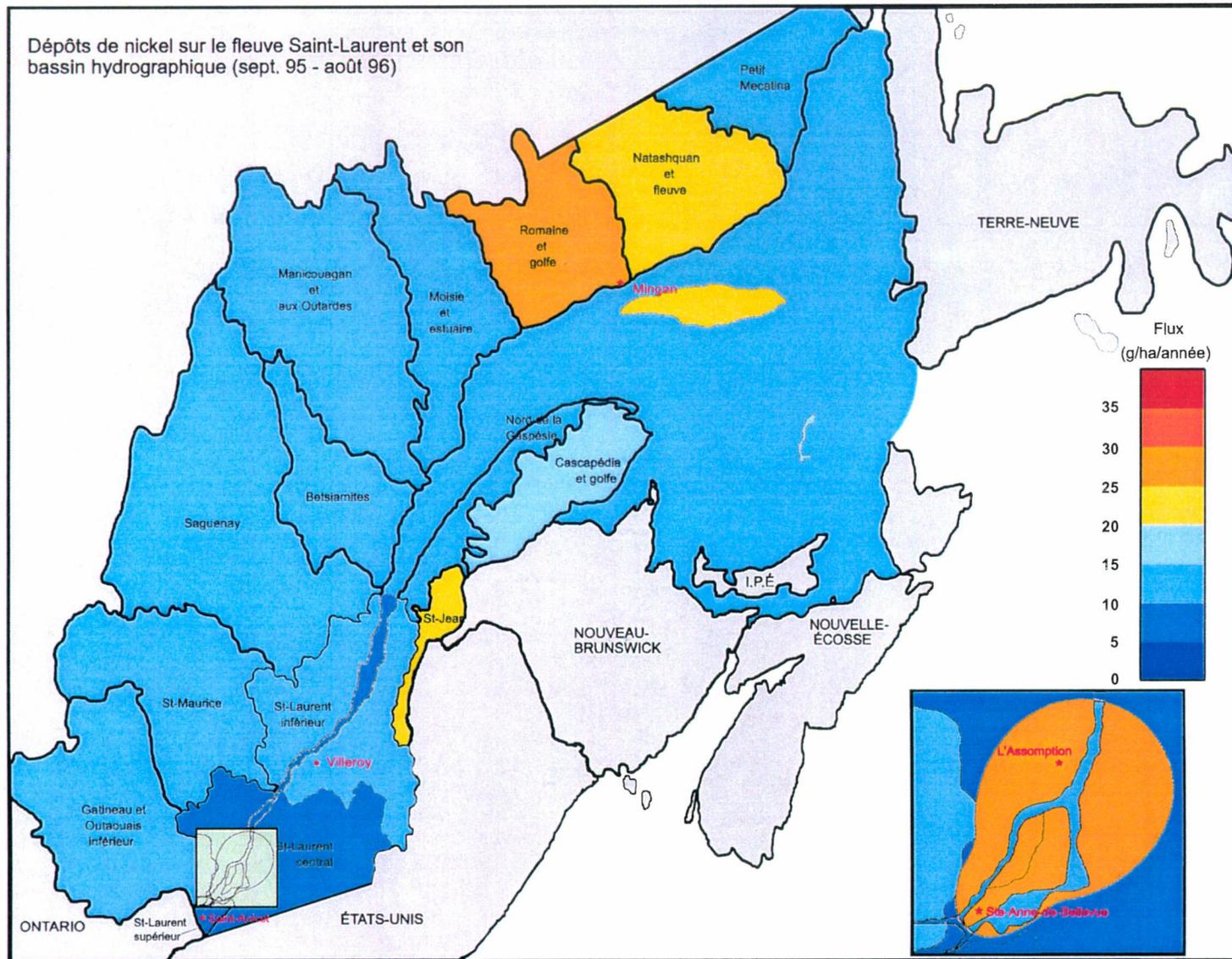


Figure 8.16 Carte des dépôts atmosphériques annuels du nickel sur le bassin du Saint-Laurent

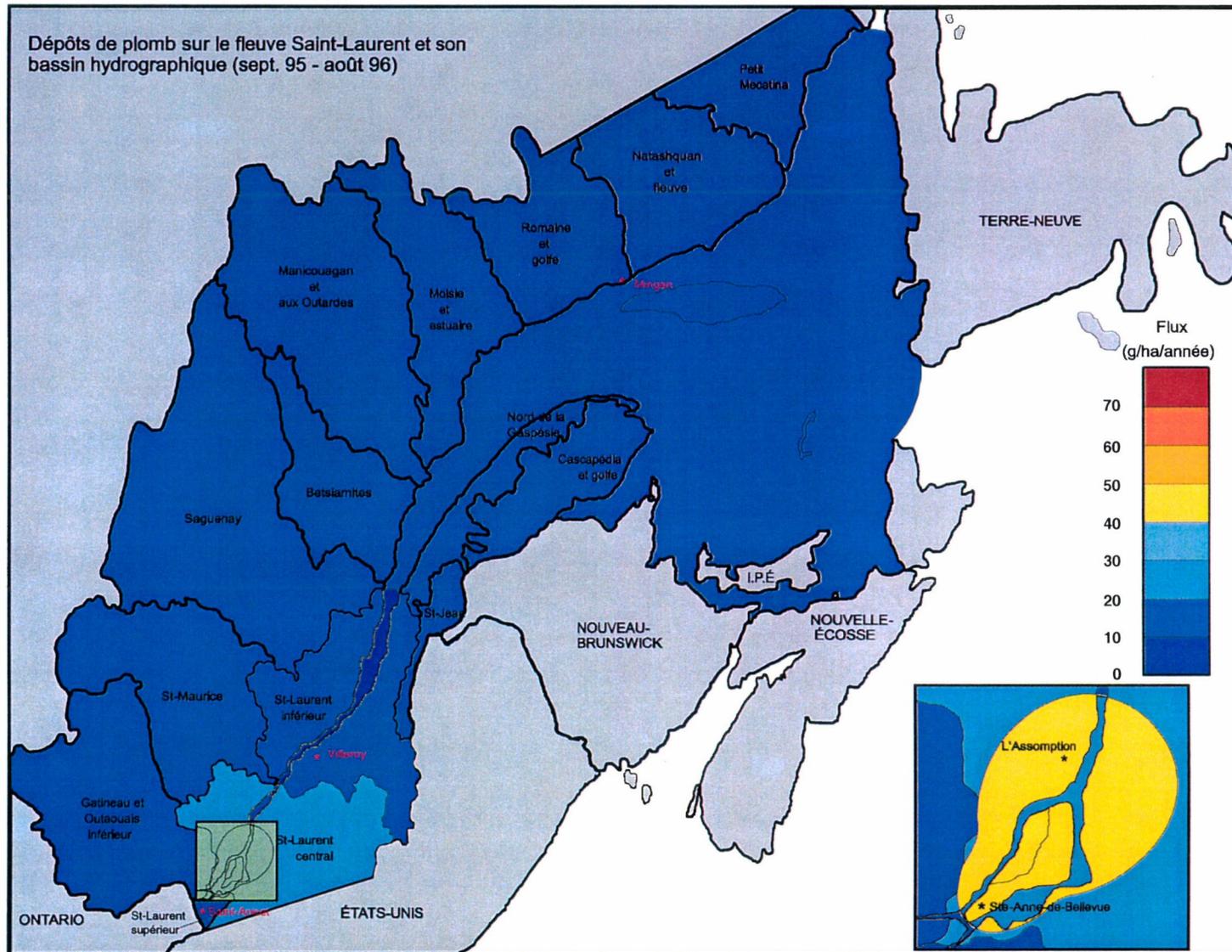


Figure 8.17 Carte des dépôts atmosphériques annuels du plomb sur le bassin du Saint-Laurent

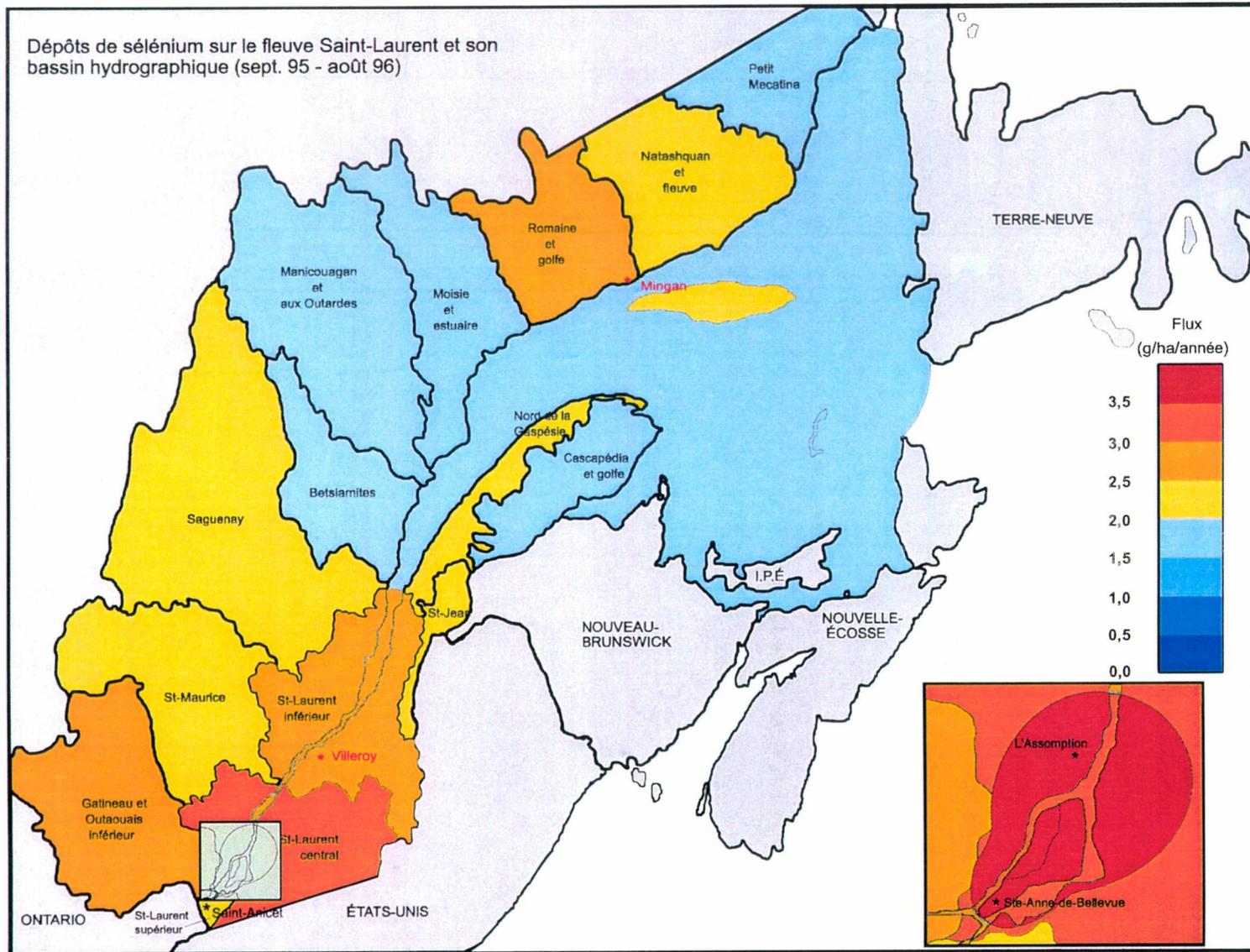


Figure 8.18 Carte des dépôts atmosphériques annuels du sélénium sur le bassin du Saint-Laurent

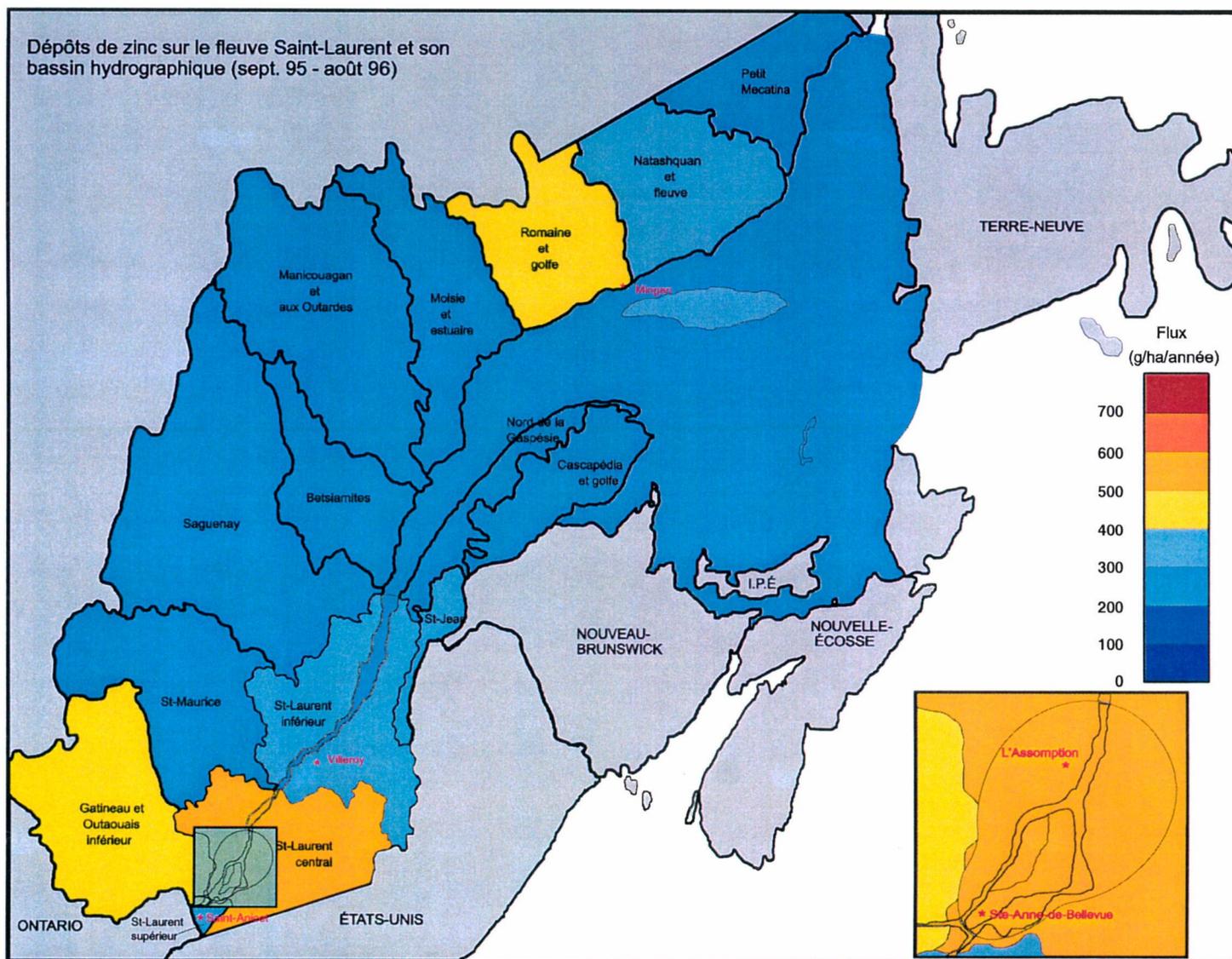


Figure 8.19 Carte des dépôts atmosphériques annuels du zinc sur le bassin du Saint-Laurent

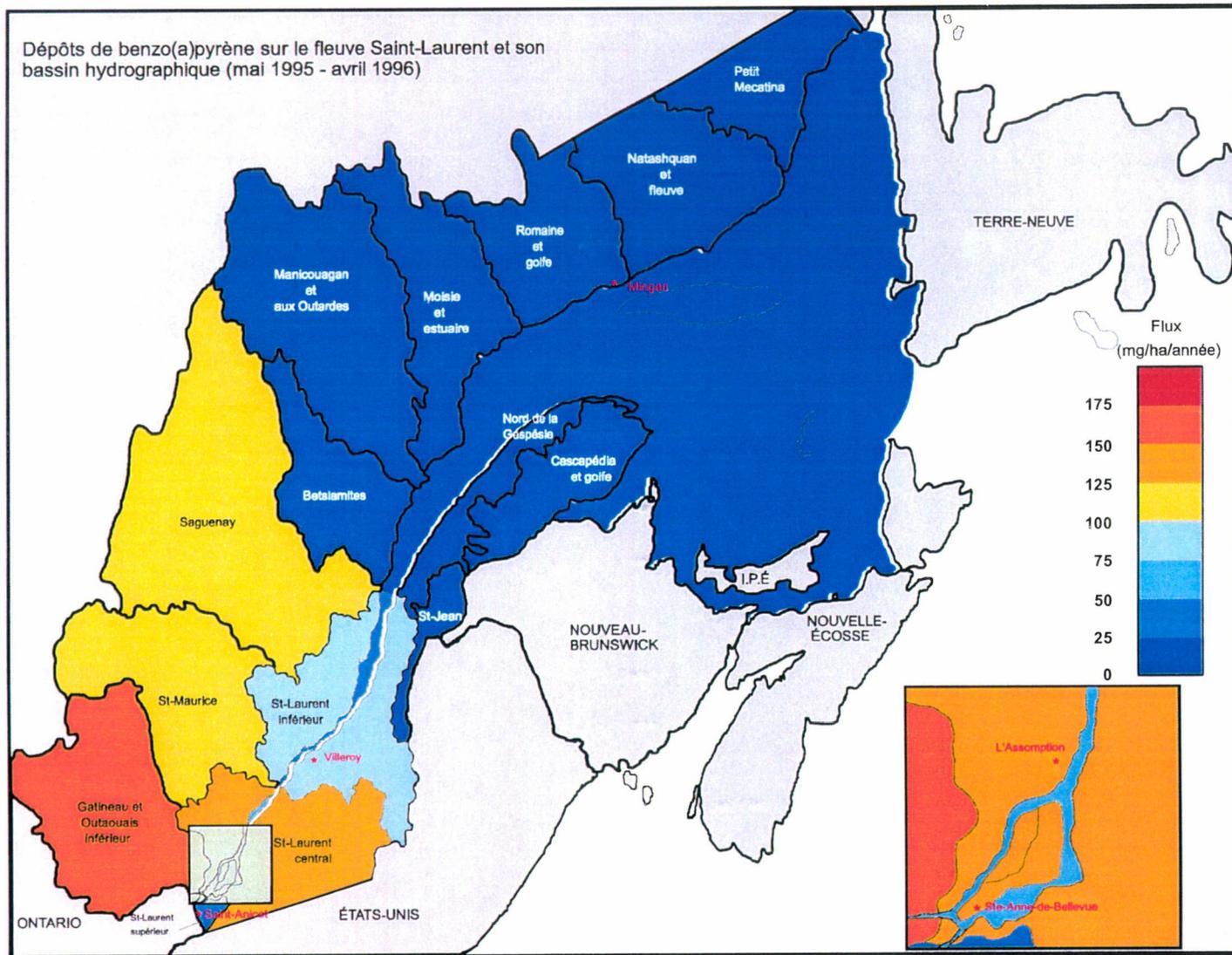


Figure 8.20 Carte des dépôts atmosphériques annuels de B(a)P sur le bassin du Saint-Laurent

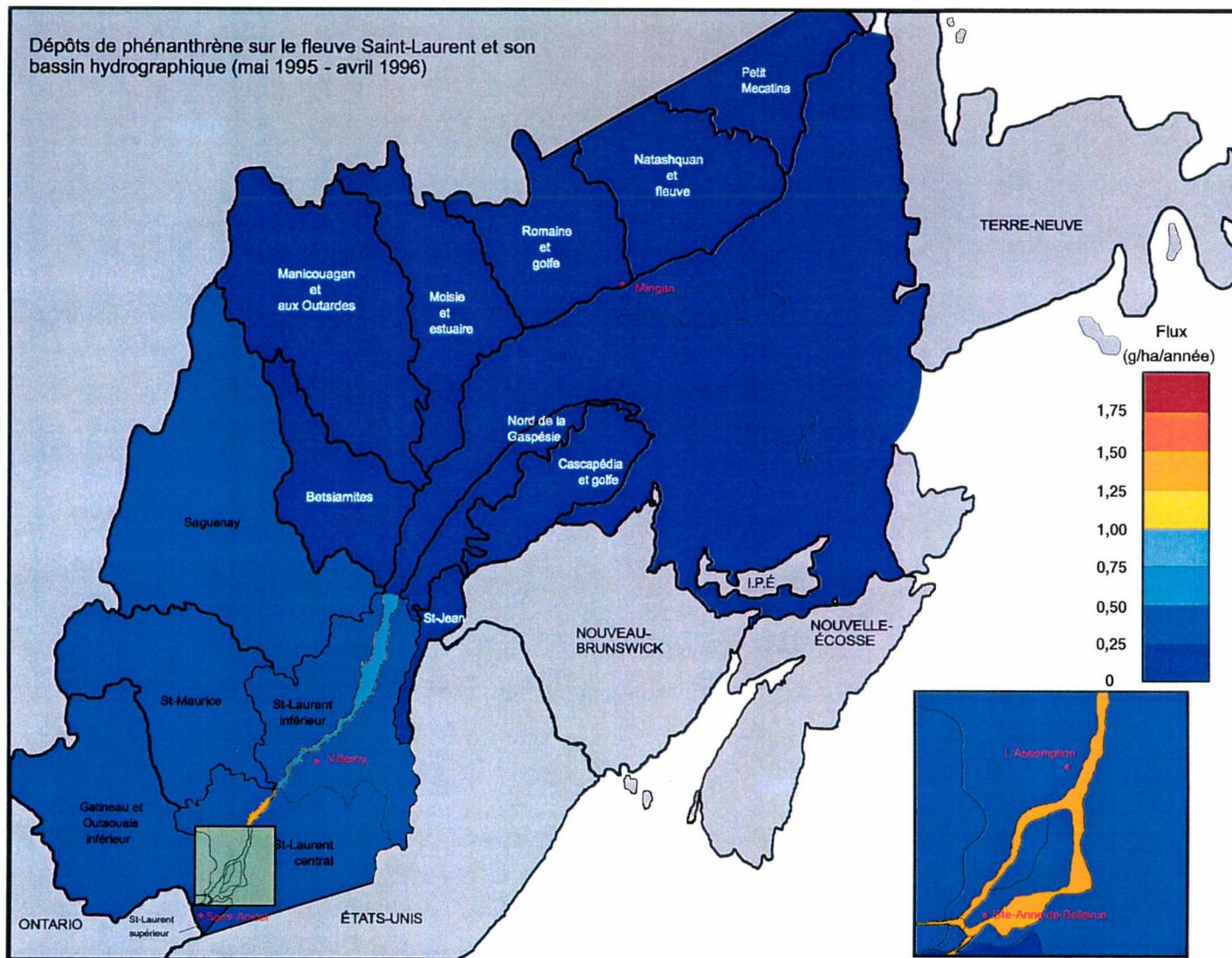


Figure 8.21 Carte des dépôts atmosphériques annuels du phénanthrène sur le bassin du Saint-Laurent

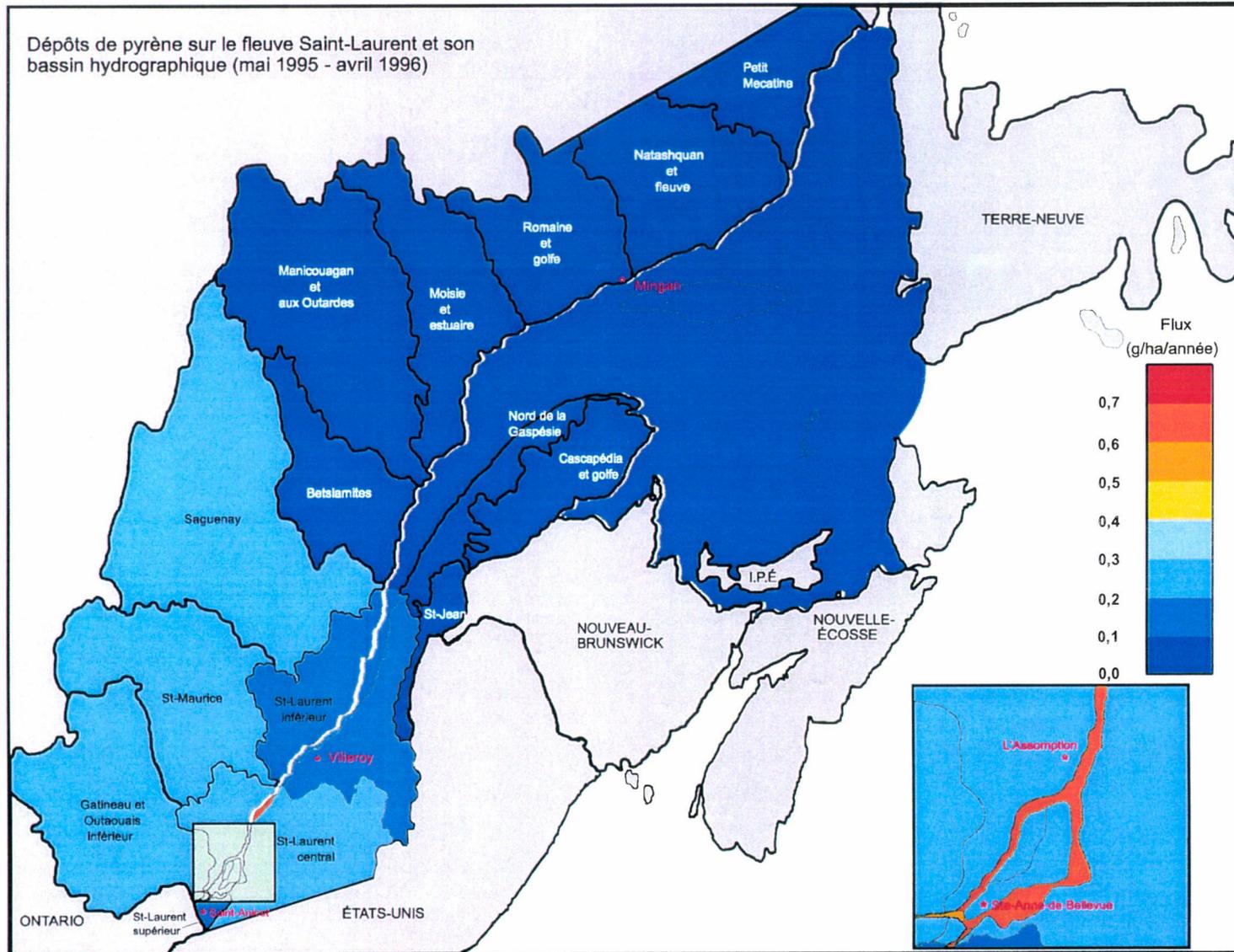


Figure 8.22 Carte des dépôts atmosphériques annuels du pyrène sur le bassin du Saint-Laurent

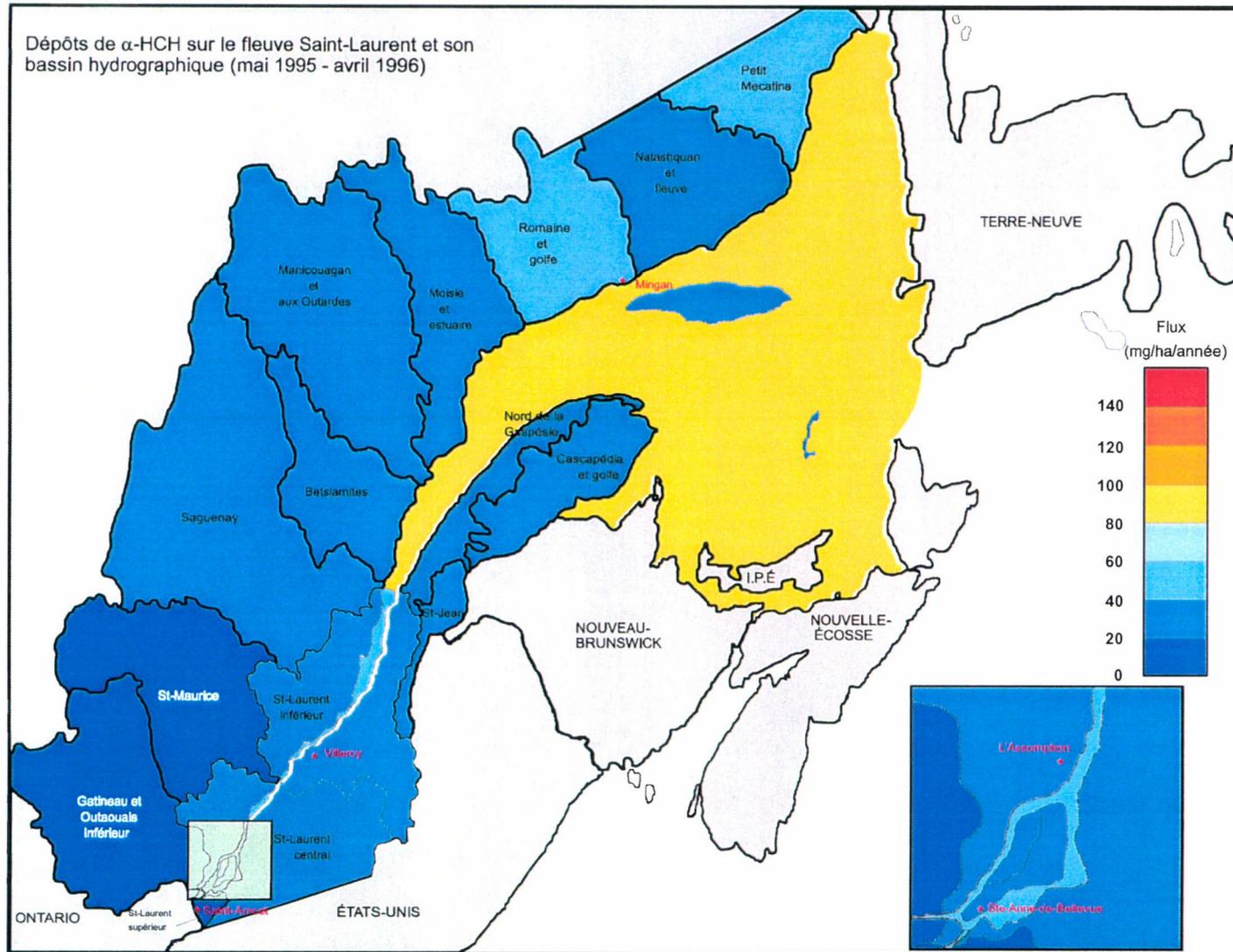


Figure 8.23 Carte des dépôts atmosphériques annuels du α -HCH sur le bassin du Saint-Laurent

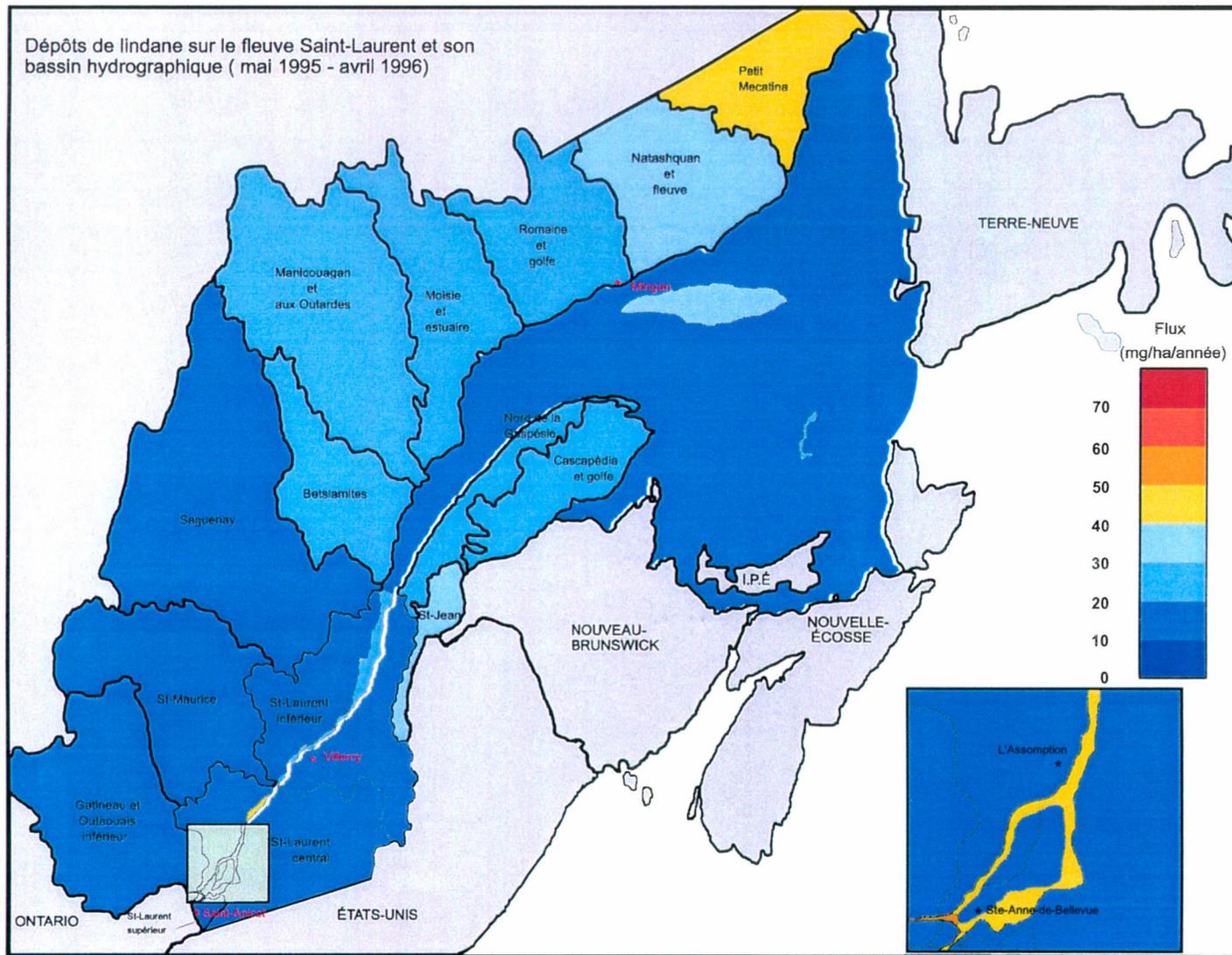


Figure 8.24 Carte des dépôts atmosphériques annuels du lindane sur le bassin du Saint-Laurent

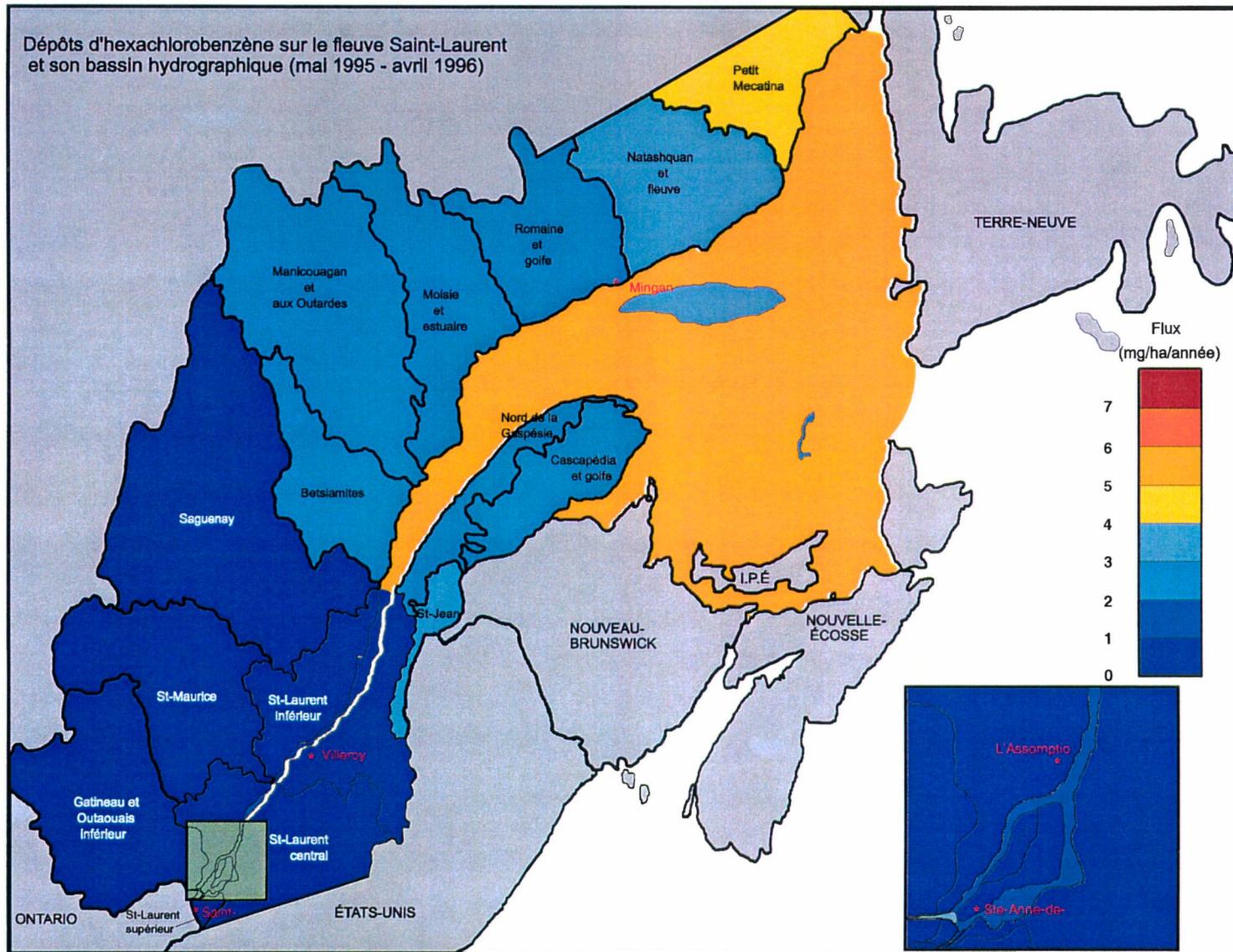


Figure 8.25 Carte des dépôts atmosphériques annuels du HCB sur le bassin du Saint-Laurent

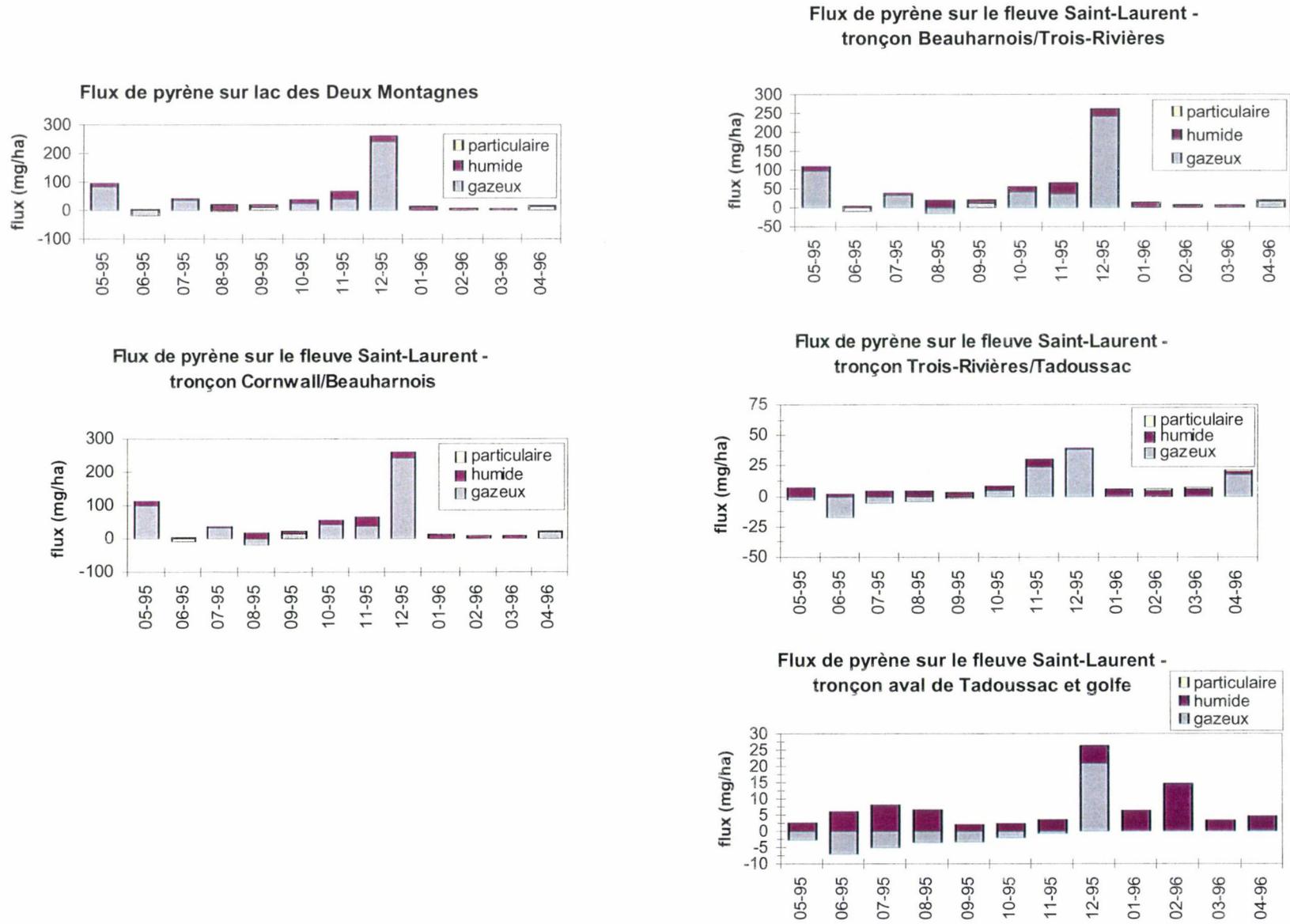


Figure 8.26 Dynamique temporelle et spatiale du pyrène dans le fleuve

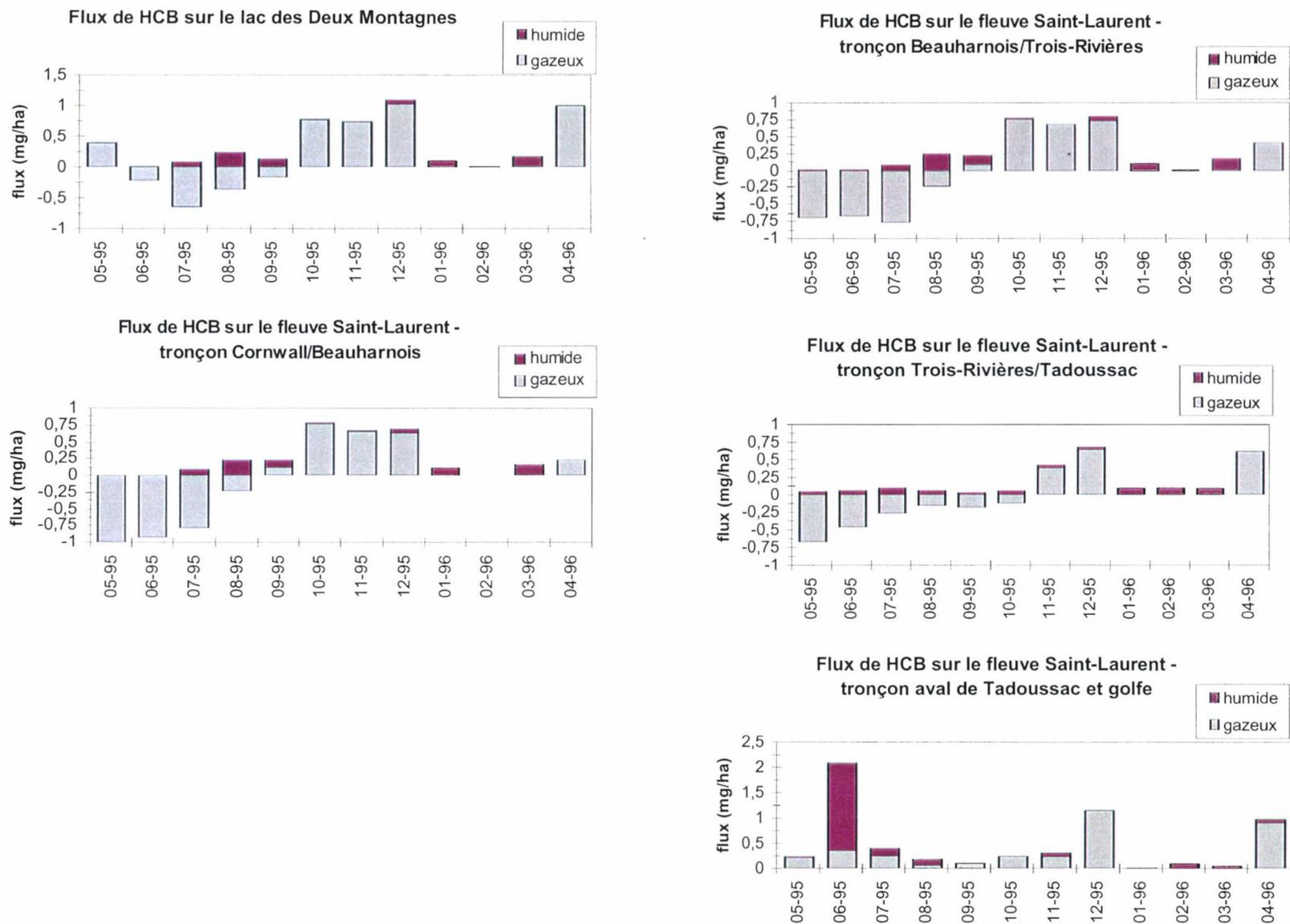


Figure 8.27 Exemple typique de la dynamique temporelle et spatiale du HCB dans le fleuve

8.2.2 Bilan des dépôts sur le plan d'eau du Saint-Laurent

Les tableaux 8.16 à 8.19 présentent les dépôts directs annuels sur le plan d'eau du Saint-Laurent pour les principaux tronçons fluviaux. La ventilation mensuelle des résultats dans ces tableaux se retrouve à l'annexe A2.

La contribution atmosphérique absolue à la pollution du fleuve entre les villes de Cornwall et de Québec peut être estimée en additionnant les termes de dépôt pour le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial. La contribution relative de l'atmosphère à la pollution du fleuve peut être estimée en fractionnant les dépôts atmosphériques absolus par les gains net (somme des intrants moins la somme des extrants) à l'intérieur de ce corridor fluvial. L'évaluation de la contribution atmosphérique à la pollution du fleuve Saint-Laurent fait l'objet d'un rapport complémentaire (Bergeron et Poissant, 2000).

Pour l'ensemble des composés, les ions majeurs dominant bien entendu la contribution atmosphérique au fleuve. Les sulfates et nitrates comptent pour près de 80 % des dépôts atmosphériques. Cependant, ces dépôts acides n'ont pas d'effet d'acidification sur le fleuve compte tenu de son niveau d'alcalinité naturelle élevé.

La déposition par les métaux traces est dominée principalement par l'aluminium, le zinc et le fer.

La déposition des composés organiques est extrêmement variable. Lorsqu'exposés sur une base annuelle, les effets antagonistes de la déposition et de l'évasion peuvent sous-estimer l'impact réel des composés sur les écosystèmes.

Tableau 8.16 Déposition atmosphérique des éléments traces sur le Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996)

	Tronçon fluvial		Estuaire fluvial		Moyen estuaire		Estuaire maritime + golfe	
	Dépôt (g/ha)	Masse (t)	Dépôt (g/ha)	Masse (t)	Dépôt (g/ha)	Masse (t)	Dépôt (g/ha)	Masse (t)
Al	831,4	91,4	721,6	46,3	721,6	227,0	413,7	8588
As	2,45	0,3	2,2	0,1	2,2	0,69	2,1	42,9
Cd	1,46	0,2	0,5	0,04	0,5	0,17	1,29	26,8
Cr	9,78	1,1	8,2	0,5	8,2	2,6	6,5	134,1
Cu	42,1	4,6	20,0	1,3	20,0	6,3	44,0	913,4
Fe	269,2	29,6	175,4	11,3	175,4	55,2	82,8	1719
Mn	26,3	2,9	18,3	1,2	18,3	5,8	11,0	228,7
Ni	7,77	0,9	7,2	0,5	7,2	2,3	14,7	304,8
Pb	19,7	2,2	9,9	0,6	9,9	3,1	12,3	256,3
Se	2,92	0,3	2,5	0,2	2,51	0,8	1,76	36,5
Zn	506,0	55,7	288,9	18,5	288,9	90,9	269,4	5593

Tableau 8.17 Déposition atmosphérique des ions majeurs sur le Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996)

	Tronçon fluvial		Estuaire fluvial		Moyen estuaire		Estuaire maritime + golfe	
	Dépôt (kg/ha)	Masse (t)	Dépôt (kg/ha)	Masse (t)	Dépôt (kg/ha)	Masse (t)	Dépôt (kg/ha)	Masse (t)
Ca	2,66	293,1	1,96	125,8	1,96	616,6	1,53	31763
K	0,39	43,3	0,29	18,6	0,29	91,2	0,77	15985
Mg	0,35	39,0	0,28	18,0	0,28	88,1	0,87	18061
Na	1,01	111,3	0,71	45,6	0,71	223,4	6,38	132449
NH ₄	3,91	429,7	2,89	185,5	2,89	909,2	0,65	13494
Cl	2,33	255,7	1,86	119,4	1,86	585,2	11,0	228360
NO ₃	24,4	2686	22,3	1432	22,3	7016	6,71	139300
SO ₄	24,8	2726	22,7	1457	22,7	7141	9,3	193068

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 8.18 Déposition atmosphérique des organochlorés sur le Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996)

	Tronçon fluvial		Estuaire fluvial		Moyen estuaire		Estuaire maritime + golfe	
	Dépôt (mg/ha)	Masse (kg)	Dépôt (mg/ha)	Masse (kg)	Dépôt (mg/ha)	Masse (kg)	Dépôt (mg/ha)	Masse (kg)
α-HCH	46,0	5,1	47,8	3,1	47,8	15,0	83,9	1742,2
lindane	49,9	5,5	27,6	1,77	27,6	8,7	18,0	374,1
HCB	1,16	0,13	0,52	0,03	0,52	0,2	5,89	122,3

Tableau 8.19 Déposition atmosphérique des HAP sur le Saint-Laurent (sept. 1995 - août 1996)

	Tronçon fluvial		Estuaire fluvial		Moyen estuaire		Estuaire maritime + golfe	
	Dépôt (mg/ha)	Masse (kg)	Dépôt (mg/ha)	Masse (kg)	Dépôt (mg/ha)	Masse (kg)	Dépôt (mg/ha)	Masse (kg)
benzo(a)pyrène	61,4	6,8	32,3	2,1	32,3	10,2	15,6	323,9
phénanthrène	1487,1	163,6	654	42,0	654	205,7	161,0	3342
pyrène	610,5	67,2	111	7,1	111	34,9	64,0	1328,6

Note: Limites et superficie des tronçons du fleuve (ha):

- fluvial (Cornwall - Trois-Rivières + région de Montréal) : 110 000
- estuaire fluvial (Trois-Rivières - Québec) : 64 200
- moyen estuaire (Québec - Tadoussac) : 314 600
- estuaire maritime + golfe : 20 760 000

8.3 Conclusions

La modélisation des dépôts atmosphériques sur le bassin et le fleuve Saint-Laurent nous informe de l'importance des processus physico-chimiques dans le comportement des composés dans l'environnement. Certains composés auront la capacité d'être déposés sur les surfaces et d'y rester, alors que d'autres plus volatils, pourront s'échapper et se déposer de nouveau. Certains composés volatils pourront ainsi se déplacer par bonds successifs au gré des températures et des vents, terminant leur course dans des réservoirs inhibant leur mobilité dans l'environnement (les sédiments et les zones froides comme l'Arctique, par exemples). D'autres composés volatils ne pourront au contraire être sujet à de multiples bonds en raison de leur temps de vie atmosphérique très court. Peu de temps après leur émission, ils sont détruits et transformés en des structures moléculaires secondaires. Certains composés, tels les non volatils, se déposeront normalement qu'une seule fois. Ils pourront toutefois être ré-entraînés par l'érosion éolienne.

La modélisation illustre très bien les composantes multiples des phénomènes de déposition/évasion.

Comme discuté dans les sections précédentes, les marges d'erreurs estimées peuvent être considérables. L'utilisation et la nature des surfaces, les concentrations et les conditions ambiantes influent nettement sur la déposition des toxiques. Des régions semblent ressortir en terme de déposition atmosphérique, notamment la région de Mingan. Cet écart vient en grande partie d'une pluviométrie supérieure pour la région. Il serait intéressant de vérifier par des indicateurs biotiques si cet effet est significatif d'une région à une autre.

Certes, cette étude, en conjonction aux données du fleuve et des tributaires, pourrait donner des renseignements très informatifs en terme de temps de rétention des polluants atmosphériques sur les sous-bassins ainsi que permettre l'estimation de la contribution relative des dépôts atmosphériques à la pollution du fleuve. À ce dernier chapitre, la déposition directe relative pourrait s'avérer infime.

Ceci ne signifie pas que l'atmosphère n'est pas importante dans la diffusion des polluants et des substances toxiques mais plutôt que les échelles d'estimation, ancrées sur le plan d'eau strictement, fausse la perspective. L'échelle du bassin versant est la plus juste et la plus prometteuse.

La mesure directe des échanges gazeux air-eau pour une vaste panoplie de substances volatiles permettrait de mieux calibrer les termes de modélisation en plus d'être plus informatif sur le cycle de vie des substances toxiques aéroportées.

Références

- Bergeron M. & L. Poissant (2000), Contribution relative de l'atmosphère à la masse toxique transportée par le fleuve Saint-Laurent, Environnement Canada, Service météorologique du Canada, ISBN 0-662-84345-2, 38 p.
- Bidleman, T., et L.L. McConnell (1995), A review of field experiments to determine air-water gas exchange of persistent organic pollutants, *The Science of the Total Environment*, 159 : 101-117.
- Bodek I. J. Warren, et W. Reehl (1988), *Environmental inorganic chemistry: Properties processes & estimation methods*, Pergamon Press, 1040 p.
- Chan, W. H., A. J. S. Tang, D. H. S. Chung et M. A. Lulis (1986), Concentration and deposition of trace metals in Ontario - 1982. *Water, Air & Soil Pollution*, 29 : 373-389.
- Cossa, D., T. Pham, B. Rondeau, S. Proulx, C. Surette, et B. Quémerais (1997), Bilan massique des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent, Centre Saint-Laurent, Document interne, 32 p.
- Davidson, C. I. et Y.-L. Wu (1989), Dry deposition of trace elements. In J. M. Pacyna et B. Ottar (éd), *Control and Fate of Atmospheric Trace Metals*, Kluwer Academic. p. 147-202.
- Davidson, C. I., W. D. Goold, T. P. Mathison, G. B. Wiersma, K. W. Brown et M. T. Reilly (1985), Airborne trace elements in Great Smokey Mountains, Olympic, and Glacier National Parks. *Environ. Sci. Technol.*, 19 : 27-35.
- Eisenreich, S. J. et W. M. J. Strachan (1992), *Estimating atmospheric deposition of toxic substances to the Great Lakes - An update*. Report of the Gray Freshwater Biological Institute, University of Minnesota, P. O. Box 100, Navarre (MN) 55392. 13 p.
- Eisenreich, S. J., J. E. Baker, T. Franz, M. Swanson, R. A. Rapaport, W. M. J. Strachan, et R. A. Hites (1992), Atmospheric deposition of hydrophobic organic contaminants to the Laurentian Great Lakes. In J. L. Schnoor (ed.), *Fate of Pesticides and Chemicals in the Environment*, John Wiley & Sons. p. 51-78.
- Gatz, D. F. (1975), Pollutant aerosol deposition into southern Lake Michigan. *Water, Air & Soil Pollution*, 5 : 239-251.
- Giovannoni, J.-M. (1993), Modeling of SO₂, Pb and Cd atmospheric deposition over a one-year period. *Atmos. Environ.*, 27A : 1793-1808.

Golomb, D., D. Ryan, N. Eby, J. Underhill et S. Zemba (1997a), Atmospheric deposition of toxics onto Massachusetts Bay - I. Metals. *Atmos. Environ.*, 31 : 1349-1359.

Golomb, D., D. Ryan, J. Underhill, T. Wades et S. Zemba (1997b), Atmospheric deposition of toxics onto Massachusetts Bay - II. Polycyclic aromatic hydrocarbons. *Atmos. Environ.*, 31 : 1361-1368.

Hinckley, D. A., T. F. Bidleman, W. T. Foreman, et J. R. Tuschall (1990), Determination of vapor pressures for nonpolar and semipolar organic compounds from gas chromatographic retention data. *Journal Chem. & Eng. Data*, 35 : 232-237.

Hoff, R. M. (1994), An error budget for determination of the atmospheric mass loading of toxic chemicals in the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.*, 20 : 229-239.

Hoff, R. M., W. M. Strachan, C. W. Sweet, C. H. Chan, M. Shackelton, T. F. Bidleman, K. A. Brice, D. A. Burniston, S. Cussion, D. F. Gatz, K. Harlin, et W. H. Schroeder (1996), Atmospheric deposition of toxic chemicals to the Great Lakes: A review of data through 1994. *Atmos. Environ.*, 30 : 3505-3527.

Hornbeck, R. W. (1975), *Numerical methods*. Prentice-Hall, Englewoods Cliffs (NJ), 310 p.

Hornbuckle K.C., D.R. Achman et S.J. Eisenreich (1993), Over-water and over-land polychlorinated biphenyls in Green Bay, Lake Michigan, *Environ. Sci. and Technol.*: 27 : 87-98.

Imboden D.M. et R.P. Schwarzenbach (1985), Spatial and temporal distribution of chemical substances in lakes: modeling concepts. In Stumm, W. (éd), *Chemical Processes in Lakes*. Wiley-Interscience. p. 1-28.

Koprivnjak J.F. et L. Poissant (1997), Evaluation and application of a fugacity model to explain the partitioning of contaminants in the St. Lawrence river Valley, *Water, Air and Soil Pollution*, 97 : 379.

Kucklick, J. R., D. A. Hinckley et T. F. Bidleman (1991), Determination of Henry's Laws constants for hexachlorocyclohexanes in distilled water and artificial seawater as a fonction of temperature. *Marine Chemistry*, 34 : 197-209.

Leister, D. L., et J. E. Baker (1994), Atmospheric deposition of organic contaminants to the Chesapeake Bay. *Atmos. Environ.*, 28 : 1499-1520.

Liss, P. S., et P. G. Slater (1974), Flux of gases across the air-sea interface. *Nature*, 247 : 1-184.

May, W. E., S. P. Wasik et D. H. Freeman (1978), Determination of the solubility behavior of some polycyclic aromatic hydrocarbons in water. *Anal. Chem.*, 50 : 997-1000.

McVeety, B. D., et R. A. Hites (1988), Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons to water surfaces: a mass balance approach. *Atmos. Env.*, 22 : 511-536.

Mignon, C., J. Morelli, E. Nicolas et G. Copin-Montegut (1991), Evaluation of total atmospheric deposition of Pb, Cd, Cu and Zn to the Ligurian Sea. *The Science of the Total Environment*, 105 : 135-148.

Ottley C.J. et R.M. Harrison (1993), Atmospheric dry deposition flux of metallic species to the North Sea. *Atmos. Env.*, 27A : 685-695.

Poissant L. et J.F. Koprivnjak (1996), Fate and atmospheric concentration of α - and γ -Hexachlorocyclohexane in Québec, Canada, *Environ. Sci. Technol.*, 30 (3) : 845-851.

Rojas C.M., J. Injuk, R.E. Van Grieken et R.W. Laane (1993), Dry and wet deposition fluxes of Cd, Cu, Pb and Zn into the southern bight of the North Sea. *Atmos. Env.*, 27A : 251-259.

Schroeder, W. H., M. Dobson, D. M. Kane et N. D. Johnson (1987), Toxic trace elements associated with airborne particulate matter: A review. *APCA Journal*, 37 : 1267-1285.

Sievering. H., M. Dave, P. McCoy, et N. Sutton (1979), Deposition of sulfate during stable atmospheric transport over Lake Michigan. *Atmos. Env.*, 13 : 1717-1718.

Sonnefeld, W. J., W. H. Zoller et W. E. May (1983), Dynamic coupled-column liquid chromatographic determination of ambient temperature vapor pressures of polynuclear aromatic hydrocarbons. *Anal. Chem.*, 55 : 275-280.

Strachan, W. M. J. et S. J. Eisenreich (1988), *Mass balancing of toxic chemicals in the Great Lakes: The role of atmospheric deposition*. International Joint Commission, Windsor, Ontario, Canada. 113 p.

Swackhamer, D. L., B. D. McVeety, et R. A. Hites (1988), Deposition and evaporation of polychlorobiphenyls congeners to and from Siskiwit Lake, Isle Royale, Lake Superior. *Environ. Sci. Technol.* 22 : 664-672.

ten Hulscher, T. E. M., L. E. Van Der Velde, et W. A. Bruggeman (1992), Temperature dependence of Henry's Law constants for selected chlorobenzenes, polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11 : 1595-1603.

Chapitre 9 - Évaluation et application d'un modèle de fugacité

9.1 Introduction

Lorsqu'un contaminant est émis dans l'environnement, plusieurs facteurs peuvent affecter son transport, son accumulation, sa transformation et sa dégradation. Il existe plusieurs modèles multimédias qui ont pour but d'expliquer la répartition d'un contaminant dans l'environnement. Ils incluent TOXFATE (McKone et Layton, 1986), SMCM (Cohen *et al.*, 1990), CALTOX (Cowan *et al.*, 1995) et celui évalué ici, connu sous le nom de CHEMCAN (Mackay et Paterson, 1990; Mackay *et al.*, 1991).

La répartition d'un contaminant émis dans l'environnement dépend de ses propriétés physico-chimiques (chapitre 3), de son temps de vie, de ses taux d'émissions dans divers compartiments environnementaux ainsi que des propriétés du compartiment environnemental dans lequel le contaminant est émis (Mackay *et al.*, 1991). Le modèle CHEMCAN prend en considération tous ces facteurs et utilise le concept de fugacité pour déterminer la répartition de contaminants en équilibre dynamique (*steady state*) dans l'air, l'eau, le sol et le sédiment.

Le but de ce chapitre est de faire l'évaluation du modèle CHEMCAN sous deux angles d'approche différents. La première approche utilise les inventaires d'émissions pour estimer les concentrations à l'équilibre dans l'air et dans l'eau pour certains contaminants dans la région du sud-ouest du Québec. Ces concentrations sont ensuite comparées avec les concentrations moyennes annuelles observées dans l'air et dans le fleuve Saint-Laurent. La deuxième approche utilise des concentrations connues dans l'air et dans l'eau de certains contaminants pour estimer les émissions aux divers compartiments environnementaux. Ces émissions sont comparées aux émissions connues.

9.2 Sites et Méthodes

9.2.1 Description du modèle CHEMCAN

Le modèle CHEMCAN permet la détermination de la répartition des composés organiques dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments d'une zone écosystémique. Le principe de fugacité (Mackay et Paterson, 1990; Mackay *et al.*, 1991) est utilisé pour modéliser la répartition probable d'un composé compte tenu de certaines conditions.

Ces conditions sont liées aux caractéristiques de la zone écosystémique choisie et incluent :

- . la température (moyenne annuelle ou saisonnière);
- . la superficie de la zone;
- . la superficie de la zone couverte par l'eau;

- . la longueur de la côte maritime (pour régions maritimes);
- . le taux de précipitation;
- . le lessivage du sol et la densité du sol;
- . l'enfouissement des sédiments;
- . le ruissellement au sol
- . la diffusion vers la stratosphère;
- . les taux d'advection dans l'air et dans l'eau.

Les attributs considérés comme étant constants sont:

- . les particules de l'eau;
- . les poissons;
- . le sol;
- . l'aération du sol;
- . la teneur en eau du sol;
- . la teneur en eau des sédiments;
- . la densité des sédiments
- . la hauteur moyenne de l'atmosphère;
- . la profondeur moyenne de l'eau, du sol, des sédiments et de l'eau côtière;
- . la fraction organique de l'eau;
- . les particules en suspension;
- . le coefficient de transfert de masse (CTM) air-eau pour l'air;
- . le CTM air-eau pour l'eau;
- . la déposition des aérosols;
- . le CTM pour la diffusion air-sol;
- . le CTM pour la diffusion eau-sol;
- . le CTM pour la diffusion sol-air;
- . le CTM pour la diffusion sédiment-eau;
- . et les taux de sédimentation et de resuspension des sédiments.

Le Canada est pré-divisé en 24 zones écosystémiques dans CHEMCAN basées sur les frontières politiques, l'activité industrielle, la densité de la population ainsi que des considérations climatiques, écologiques et hydrologiques. La région d'intérêt inclut le sud-ouest du Québec, le long du fleuve Saint-Laurent, entre la frontière Ontario-Québec et les villes de Québec/Rivière-du-Loup. Cette région couvre 80 000 km² dont 1 270 km² sont couverts par l'eau (Mackay *et al.*, 1991). La température environnementale assumée est de 10 °C pour l'année entière.

Le modèle a besoin comme intrants des propriétés physico-chimiques des contaminants telles que:

- . la constante d'Henry;
- . la solubilité dans l'eau;

- . le coefficient de répartition octanol-eau;
- . la tension de vapeur;
- . le point de fusion;
- . les émissions;
- . les demi-vies dans l'air, l'eau, le sol et le sédiment;
- . les concentrations dans l'air et dans l'eau advectées dans le domaine de modélisation.

Le modèle tend à mettre à l'équilibre les équations de bilan de masse pour l'air, l'eau, le sol et les sédiments en tenant compte des émissions, de l'advection, des transferts entre les compartiments environnementaux et les réactions. Les équations de bilan massique (sous forme d'équations algébriques simultanées) sont alors résolues. On calcule ensuite les concentrations à l'équilibre dynamique (*steady state*) résultantes dans tous les compartiments et sous-compartiments environnementaux, les taux de transfert entre les compartiments, les temps de résidence des composés, les flux d'entrée du composé (débit, advection par l'air et l'eau) et de sortie (réaction, advection, transfert et transformation).

9.2.2 Sites et méthodes d'échantillonnages

Les données d'échantillonnage de 1992 ont servi au cours de cet exercice. Des échantillons d'air (phases gazeuse et particulaire) de 24 heures ont été pris à Villeroy, tous les 6 jours en 1992. La localisation de la station de Villeroy en milieu rural, entre Montréal et Québec, n'est pas influencée par des effets locaux et les concentrations atmosphériques représentent le bruit de fond. Les concentrations sont représentatives d'une situation à l'équilibre dynamique pour la région du sud-ouest du Québec. La description complète des méthodes analytiques et d'échantillonnage a été présentée précédemment (voir les chapitres 4 et 5 pour plus de détails).

Les concentrations de contaminants dans le fleuve Saint-Laurent représentent les moyennes annuelles des échantillons prélevés le long du fleuve entre Cornwall et la ville de Québec (Comba *et al.*, 1987; Germain et Langlois, 1988; Langlois et Sloterdijk, 1989; Pham *et al.*, 1993; Rondeau, 1993).

9.2.3 Méthode d'évaluation du modèle

L'évaluation du modèle est effectuée seulement pour la région sud-ouest du Québec. Les valeurs pour les propriétés physico-chimiques des composés d'intérêt, ainsi que leurs émissions dans les différents compartiments environnementaux et leurs concentrations d'advection sont présentées dans les tableaux 9.1 et 9.2.

Tableau 9.1 Propriétés physico-chimiques (20 °C) des HAP et pesticides organochlorés employés lors de l'évaluation du modèle CHEMCAN. PM est le poids moléculaire, sol. est la solubilité dans l'eau, Tv est la tension de vapeur, K_{ow} est le coefficient de répartition octanol-eau, et PF est le point de fusion. La demi-vie est d'après EPA (1989) et suppose une concentration atmosphérique de radicaux OH[•] de 3E05 radicaux/cm³; les autres propriétés sont présentées au chapitre 3.

Propriété	Unités	α-HCH	Lindane	DDT	HCB	Phénanthrène	Pyrène
PM	g mol ⁻¹	291	291	355	285	178	202
Sol.	g m ⁻³	1	6,5	0,003	0,005	1,3	2,6
Tv ^a	Pa	0,073	0,025	0,00015	0,46	0,057	0,0082
Tv ^b	Pa	0,002	0,00211	1,4E-05	0,0023	0,00658	0,0002473
Log K _{ow}		3,8	3,8	6,0	5,5	4,5	4,9
PF	°C	160	113	109	231	100	156
Demi-vie							
Air	hres	92,4	92,4	177	17000	20	2,04
Eau	hres	3240	5765	8400	55000	25	2,04
Sol	hres	3240	5765	137000	55000	4800	45600
Sédiment ^c	hres	960	734	2400	55000	19000	182400

^a liquide froid ; ^b solide : le modèle utilise cette valeur pour calculer la tension de vapeur du liquide froid ; ^c basé sur la demi-vie en phase aqueuse sous conditions d'anaérobiose.

Tableau 9.2 Flux et concentrations dans l'air et l'eau employés par le modèle CHEMCAN pour estimer les concentrations à l'équilibre dynamique dans l'air et dans l'eau.

Composé	Émissions ^a			Advection (entrée)	
	Air	Eau	Sol	Air ^g	Eau ^b
	(kg/an)			(pg/m ³)	(ng/L)
Phénanthrène	140 000	10 000	0	2700	1,84
Pyrène	117 600	8 400	0	345	0,70
				air ^{c,d}	eau ^e
α-HCH ^h	0	0	0	145 - 240	2,8
Lindane	0	0	3000 ^f	47 - 60	0,3
DDT ^h	0	0	0	20	0,019
HCB	NA	NA	NA	94	0,15

^a Pour les HAP seulement les émissions sont calculées d'après les données disponibles dans Lavalin Environnement (1988) en assumant que 6,7 % de chaque HAP sera émis à l'eau; ^b Pham *et al.* (1993) à l'entrée du fleuve Saint-Laurent (à Cornwall); ^c Hoff *et al.* (1992) à Egbert, Ontario, de juillet 1988 au septembre 1989; ^d Lane *et al.* (1992) dans le sud de l'Ontario (1985 - 1989); ^e Oliver et Niimi (1988) dans le lac Ontario (1984); ^f Poissant et Koprivnjak (1996); ^g Baker et Eisenreich (1990) au lac Supérieur (août 1990); ^h Le α-HCH et le DDT sont bannis depuis les années 1970, il ne devrait pas y avoir d'émissions.
Pour tous les composés, il y a 0 kg/an émis aux sédiments.

9.3 Résultats et Discussion

9.3.1 Limites du modèle

L'utilisation du modèle CHEMCAN est limitée par les hypothèses implicites dans la structure des équations du bilan de masse. Premièrement, il y a une forte dépendance des propriétés physico-chimiques utilisées qui, parfois, sont mal connues et sont sensibles à la température. Il n'est pas réaliste d'une température moyenne constante pour l'air, l'eau et le sol. Les températures entre ces compartiments sont différentes ce qui peut avoir un effet sur les conditions de l'équilibre dynamique. La solubilité, la tension de vapeur, la demi-vie et la constante d'Henry dépendent toutes de la température. Par exemple, la constante d'Henry pour un contaminant peut varier de plusieurs ordres de grandeur. Il y a aussi des incertitudes sur les conditions environnementales ainsi que sur les taux d'émissions de contaminants dans l'environnement, les transferts entre les compartiments environnementaux et la demi-vie des contaminants.

Il est dans le modèle que l'eau ne gèle pas l'hiver, ce qui permet un échange de gaz continu entre l'air et l'eau. De plus des paramètres tels que le ruissellement des MES, le ruissellement de l'eau du sol et le lessivage du sol sont constants malgré les changements de température. Ces conditions ne sont pas réalistes étant donné que les sols sont gelés en hiver,

empêchant les mouvements d'eau et de solides à la surface. Malgré le fait que le modèle ne tienne pas compte de la glace, la valeur annuelle du CTM pour les mouvements d'eau utilisée par le modèle est présumée tenir compte de ces effets (Mackay, communication personnelle). On doit noter que cette limitation n'est pas importante ici, compte tenu du fait que la température du milieu utilisée est 10 °C (Mackay *et al.*, 1991).

Finalement, les paramètres environnementaux (volumes, vitesses, diffusion, etc.) pour chaque zone écosystémique sont constants pour tous les composés. Cette hypothèse est une source d'erreur (Mackay *et al.*, 1991).

9.3.2 Capacité du modèle CHEMCAN pour estimer les concentrations dans l'air et l'eau

En utilisant les valeurs des propriétés physico-chimiques décrites au tableau 9.1, les concentrations d'advection dans l'air et dans l'eau et les émissions du domaine de modélisation (tableau 9.2) pour le phénanthrène, le pyrène, le α -HCH, le lindane et le DDT, les concentrations à l'équilibre dynamique dans l'air et dans l'eau estimées par le modèle sont comparées à celles mesurées dans l'air à Villeroy et dans l'eau du fleuve Saint-Laurent.

Pour le phénanthrène, le pyrène et le lindane, les concentrations atmosphériques estimées sont similaires (i.e., écart < 10 %) aux concentrations mesurées à Villeroy en 1992 (tableau 9.3), tandis qu'elles sont supérieures par un facteur de 3 à 10 pour le α -HCH et le DDT (concentration fixée à < 1,2 pg/m³). Les concentrations estimées dans l'eau pour le α -HCH, le lindane et le DDT sont à l'intérieur de la fourchette de concentrations trouvées dans le fleuve Saint-Laurent, tandis que pour le phénanthrène et le pyrène les concentrations estimées sont inférieures par un facteur de 4 à 19 par rapport à celles obtenues par Pham *et al.* (1993) (tableau 9.3). Donc, le modèle CHEMCAN peut confirmer les concentrations dans l'air et dans l'eau uniquement pour le lindane. La surestimation des concentrations dans l'air pour le α -HCH et le DDT est peut-être la conséquence qu'une seule année de données de concentration atmosphérique a été utilisée.

Tableau 9.3 Comparaison des concentrations dans l'air et l'eau estimées par le modèle et observées dans l'air à Villeroy en 1992 (moyenne annuelle) et dans le fleuve Saint-Laurent (plusieurs études).

Composé	Concentrations à l'équilibre Estimées		Concentrations observées sur le terrain	
	Air (pg/m ³)	Eau (ng/L)	Air (Villeroy 1992 ^a) (pg/m ³)	Eau (fleuve Saint-Laurent ^{c,d,e,f,g}) (ng/L)
Phénanthrène	2802	1,7	2795	6,6
Pyrène	242	0,13	225	2,5
α-HCH	103 - 171	2,6	31	1,6 - 9,7
Lindane	31 - 40	0,74	38	0,43 - 0,88
DDT	12	0,021	nd ^b	n.d. - 0,65

^a Poissant *et al.* (1994); ^b Limite de détection = 1,2 pg/m³; ^c Calculé de Pham *et al.* (1993) pour la longueur du fleuve en 1990 et 1991; ^d Rondeau (1993); ^e Comba *et al.* (1987); ^f Langlois et Sloterdijk (1989); ^g Germain et Langlois (1988).
n.d. : signifie non détecté.

Tout comme pour les concentrations atmosphériques, seule une année de mesures de concentrations de HAP dans le fleuve Saint-Laurent est utilisée. Lorsque plus de données seront disponibles, l'écart des moyennes annuelles devrait inclure les concentrations estimées. Avec seulement une année de données, les différences de moins d'un ordre de grandeur entre les concentrations estimées et celles trouvées sur le terrain ne sont pas nécessairement significatives. De plus, ces différences peuvent être liées aux dynamiques de l'écosystème qui n'agit pas à l'équilibre dynamique alors que le modèle assume cet équilibre.

Il est possible cependant que des lacunes liées à l'incertitude de certains paramètres physiques (e. g., les CTM), des émissions, ou des propriétés physico-chimiques (e. g. la demi-vie dans l'eau ou dans l'air) puissent générer une part de l'incertitude.

Certains des paramètres physico-chimiques du phénanthrène et du pyrène ont été changés dans le modèle afin de déterminer leur effet sur la concentration estimée dans l'eau à l'équilibre (tableau 9.4). Dans le cas du phénanthrène, le fait de doubler sa demi-vie dans l'eau ou d'augmenter son émission dans l'eau par 50 % résulte en des concentrations à l'équilibre dans l'eau s'approchant de la valeur observée de 6,6 ng/L. Dans le cas du pyrène, une augmentation de sa demi-vie dans l'eau résulte en une concentration estimée significativement plus élevée (0,59 ng/L au lieu de 0,13 ng/L). Cependant, cette concentration est encore considérablement inférieure à celle observée sur le terrain (2,5 ng/L).

Dans les deux cas, la demi-vie dans l'eau est le paramètre dont l'incertitude a l'effet le plus important sur la concentration estimée. Ceci démontre l'importance de connaître quels paramètres peuvent avoir un effet significatif sur les résultats du modèle et d'avoir des valeurs réelles de ces paramètres.

9.3.3 Capacité du modèle CHEMCAN à estimer les émissions des contaminants à partir des concentrations dans l'air et dans l'eau

Dans cette section, le modèle CHEMCAN est utilisé pour estimer les émissions de certains contaminants dans l'air, dans l'eau et dans le sol. Ce volet comporte deux objectifs : le premier est de savoir si les concentrations observées dans l'air à Villeroy et dans l'eau du fleuve Saint-Laurent peuvent être estimées par le modèle en utilisant une combinaison d'émissions dans l'air, l'eau et le sol. Le deuxième objectif est de savoir s'il y a différentes combinaisons d'émissions donnant les concentrations observées sur le terrain. On doit noter que le premier objectif est différent de celui de la section précédente où les émissions étaient des valeurs provenant de la littérature. Dans cette section, l'objectif est de déterminer les émissions à partir des concentrations observées dans l'air et l'eau et de les comparer aux émissions connues.

Dans le cas du phénanthrène et du lindane, les résultats indiquent que les émissions estimées par le modèle sont en accord avec celles connues (tableau 9.5). Cependant, des émissions de lindane à l'eau au lieu du sol donnent des concentrations estimées dans l'air et l'eau comparables à celles observées sur le terrain.

Des émissions de DDT et de α -HCH au sol ou à l'eau donnent des concentrations estimées dans l'air et dans l'eau comparables à celles observées sur le terrain. Malgré le fait que le DDT soit interdit en Amérique du Nord depuis les années 1970 (Barrie *et al.*, 1992), il est encore détecté dans l'air, possiblement à cause d'une volatilisation des résidus de DDT dans les sols (où la demi-vie est d'environ 16 ans) et de son utilisation continue en Amérique du Sud (Hoff *et al.*, 1992).

Des émissions de α -HCH au sol ou à l'eau donnent des concentrations estimées dans l'eau comparables. Il n'y a pas d'émissions connues de α -HCH étant donné qu'il est également interdit en Amérique du Nord depuis les années 1970 (Barrie *et al.*, 1992). Cependant, il a été suggéré que l' α -HCH puisse être formé à partir du lindane (Malaiyandi et Shah, 1984). Le lindane est utilisé pour protéger les semences dans le sud du Québec. Cependant, une telle transformation n'a pas été observée dans une étude de la dynamique du lindane et du α -HCH réalisée dans cette région (Poissant et Koprivnjak, 1996).

Dans le cas du pyrène, les émissions estimées dans l'air sont comparables à celles observées, tandis que les émissions estimées dans l'eau sont 21 fois supérieures aux émissions observées. La modification de certains paramètres utilisés par le modèle n'est pas suffisante pour augmenter de façon significative la concentration estimée dans l'eau (tableau 9.4). Seulement une augmentation importante de rejet dans l'eau (de 8,4 à 180 tonnes par an) peut conduire en une concentration estimée dans l'eau égale à celle observée sur le terrain.

Les émissions de HCB dans le sud du Québec ne sont pas connues. Cependant, le HCB est interdit au Canada depuis 1972. Il semble y avoir une advection importante de HCB dans la région du Saint-Laurent. Le modèle est utilisé pour déterminer l'importance des émissions, qui sont par la suite comparées aux utilisations connues de HCB dans la région. Des émissions de HCB à l'air, à l'eau ou au sol seulement donnent une concentration estimée dans l'eau égale à la concentration observée sur le terrain (tableau 9.5), tandis que la concentration estimée dans l'air est environ 3 fois supérieure à la concentration observée. La production de solvants chlorés et l'incinération de déchets contenant du HCB sont les sources principales de HCB dans l'environnement canadien (HWC et EC; 1993). Le modèle identifie des émissions potentielles dans l'air et l'eau ainsi qu'au sol.

9.4 Conclusions

Cette étude démontre que le modèle CHEMCAN est suffisamment complexe pour être en mesure d'estimer les concentrations observées dans l'air et l'eau pour le α -HCH, le phénanthrène et le lindane. Dans les cas du pyrène, du HCB et du DDT, des différences sont perceptibles.

L'amélioration de la paramétrisation, de l'ajustement du modèle et des bases de données de terrain suffisantes, l'adéquation des résultats du modèle ne pourraient que s'améliorer.

Une utilisation potentielle du modèle serait d'estimer les émissions à partir des concentrations observées dans l'air et dans l'eau. L'importance de cette option est évidente étant donné le grand nombre de composés organiques rencontrés dans l'environnement.

Cet exercice de modélisation était exploratoire. Au cours de la phase III de SLV2000, une utilisation exhaustive du modèle à l'aide des données complètes de la phase II du PASL sera amorcée.

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 9.4 Effet d'une modification de certains paramètres employés par le modèle sur les concentrations à l'équilibre dynamique estimées pour le phénanthrène et le pyrène. Le but est de vérifier si les concentrations estimées dans l'eau peuvent s'approcher de celles observées sur le terrain (6,6 et 2,5 ng/L pour le phénanthrène et pyrène, respectivement). Les valeurs des paramètres de base sont présentées dans les tableaux 9.1 et 9.2.

Changement		Concentration " steady state "
		estimée dans l'eau
Phénanthrène (conc. observée = 6,6 ng/L)		(ng/L)
A	pas de changement	1,7
B	demi-vie dans l'eau : 25 à 50 hres	3,0
C	émission à l'eau : 10 000 à 15 000 kg an ⁻¹	2,4
D	advection par l'eau : 1,8 à 3,6 ng L ⁻¹	1,9
E	tension de vapeur : 0,00658 à 0,006 Pa	1,7
F	Log K _{ow} : 4,5 à 4,0	1,7
G	solubilité : 1,3 à 2,6 g m ⁻³	1,7
H	combinaison de B et C	4,2
Pyrène (conc. observée = 2,5 ng/L)		
A	pas de changement	0,13
B	demi-vie dans l'eau : 2,04 à 10 hres	0,59
C	émission à l'eau : 8 400 à 12 600 kg/an	0,18
D	Log K _{ow} : 4,9 à 4,0	0,15
E	Advection par l'eau : 0,7 à 1,4 ng/L	0,13
F	tension de vapeur : 0,0002473 à 0,0001473 Pa	0,13
G	solubilité: 1,3 à 2,6 g/m ³	0,13
H	combinaison de B et C	0,85

Tableau 9.5 Présentation des différents scénarios de simulation appliqués au modèle CHEMCAN. Les paramètres d'entrée, sauf les émissions, sont ceux des tableaux 9.1 et 9.2.

Composé	Émissions estimées			Concentrations estimées		Concentrations observées		Émissions connues		
	air (t/an)	eau (t/an)	sol (t/an)	air (pg/m ³)	eau (ng/L)	air (pg/m ³)	eau (ng/L)	air (t/an)	eau (t/an)	sol (t/an)
Phénanthrène	140	45	0	2803	6,7	2795	6,6	140	10	0
Pyrène	110	180	0	228	2,4	225	2,5	118	8,4	0
α-HCH	0	0	0	104	2,6	31	1,6 - 9,7	0	0	0
	0	7	0	104	10,1					
	0	0	1	104	2,7					
	0	0	5	105	3,1					
Lindane	0	0	1	39	0,46	38	0,43-0,88	0	0	3
	0	0	4	40	0,89					
	0	0,12	0	39	0,45					
	0	0,5	0	39	0,87					
DDT	0	0	14	13	0,66	nd ^a	nd - 0,65	0	0	0
	0	0,85	0	12	0,64					
	0	0	0	12	0,021					
HCB	0,1	0,3	0	97	0,35	28	0,35	-	-	-
	0	0	12,5	94	0,35					

^a nd = non détecté; Limite de détection = 1,2 pg/m³

Références

- Baker J.E. et S.J. Eisenreich (1990), Concentrations and fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls across the air-water interface of Lake Superior. *Environ. Sci. & Technol.*, 24 : 342-352.
- Barrie L.A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, R. Shearer, B. Tracey, et T. Bidleman (1992), Arctic contaminants: sources, occurrence and pathways. *The Science of the Total Environment*, 122 : 1-74.
- Cohen Y., W. Tsai, S.L. Chetty, et G.J. Mayer (1990), *Environ. Sci. Technol.*, 24 : 1549.
- Comba M.E., V.S. Palabrica, J. Wasslen et K.L.E. Kaiser (1987), Saint. Lawrence trace organic contaminants study (part III), 1987. National Water Research Institute (NWRI) contribution no. 90-01.
- Cowan CE, D. Mackay, T.C.J. Feijtel, D. Van de Meent, A. Di Guardo, J. Davies, et D. Mackay (1995), *The Multi-media Fate Model: A Vital Tool for Predicting the Fate of Chemicals*. SETAC Press, 78 p.
- EPA (US Environmental Protection Agency) (1989), *Chemical fate rate constants for SARA section 313 chemicals and Superfund health evaluation manual chemicals*. Office of Toxic Substances, EPA 68-02-4254, Washington, DC.
- Germain A. et C. Langlois (1988), Contamination des eaux et des sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent par les pesticides organochlorés et biphenyles polychlorés, *Water Pollut. Res. J. Can.*, 23 : 602-614.
- Hoff R.M., D.C.G. Muir et N.P. Grift (1992), Annual cycle of polychlorinated biphenyls and organohalogen pesticides in air in southern Ontario. 2. Atmospheric transport and sources. *Environ. Sci. Technol.*, 26 : 276-283.
- HWC et EC (Health and Welfare Canada et Environment Canada) (1993), *Hexachlorobenzene: Priority substance list assessment report*. Canadian Environmental Protection Act (CEPA).
- Lane D.A. (1991), *Polycyclic aromatic hydrocarbons: atmospheric physics and chemistry*. In : *Organic Chemistry of the Atmosphere* (L.D. Hansen and D.J. Eatough, eds.). Boca Raton: CRC Press, 1991, p. 155-198.
- Langlois C. et H. Sloterdijk (1989), Contamination du lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent) par certains polluants organiques et inorganiques, *Revue des Sciences de l'Eau*, 2 : 659-679.
- Lavalin Environnement (1988), *Inventaire des sources d'hydrocarbures aromatiques polycycliques au Québec*. Rapport final. Environnement Canada, Conservation et Protection, Dossier no. 55526.

Mackay D. et S. Paterson (1990), *Practical Applications of Quantitative Structure-activity Relationships (QSAR) in Environmental Chemistry and Toxicology*. (W. Karcher and J. Devillers, eds.). ECSC, EEC, EAEC, Brussels and Luxembourg, 433 p.

Mackay D., S. Paterson, et D.D. Tam (1991), *Assessments of Chemical fate in Canada: Continued development of a fugacity model*. A report prepared for Health and Welfare Canada.

Malaiyandi M. et S.M. Shah (1984), Evidence of photoisomerisation of hexachlorocyclohexane isomers in the ecosphere, *J. Environ Sci Health*, A19(8) : 887-910.

McKone T.E. et D.W. Layton (1986), *Reg. Toxicol. Pharmacol.*, 6 : 359.

Oliver B.G. et A.J. Niimi (1988), Trophodynamic analysis of PCB congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario, *Environ. Sci. Technol.*, 22 : 388-397.

Pham T., K. Lum et C. Lemieux (1993), Sources of PAHs in the St. Lawrence River (Canada) and their relative importance. *Chemosphere*, 27 : 1137-1149.

Poissant L. et JF. Koprivnjak (1996), Fate and atmospheric concentration of α and γ -Hexachlorocyclohexane in Québec, Canada, *Environ. Sci. & Technol.*, 30 : 845-853.

Poissant L., JF. Koprivnjak, M. Besner, J. Tremblay et K. Lum (1994), *Mesure de substances toxiques aéroportées à Villeroy (Québec) pour l'année 1992. Compte rendu du 6^e colloque sur les substances toxiques, Montréal, 10 et 11 mai 1994*, p. 257-278.

Rondeau B. (1993), *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent 1985 - 1990. Tronçon Cornwall-Québec*. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada.

Chapitre 10 - Modèle de reconnaissance des sources potentielles

10.1 Introduction

Il est bien connu que le mouvement des masses d'air favorise le transport à longue distance des polluants; les polluants ne connaissent pas de frontières. Depuis une vingtaine d'années, il existe des modèles de mouvement des masses d'air qui aident à cibler les régions émettrices de polluants atmosphériques. L'utilisation des modèles de rétro-trajectoires des masses d'air et la connaissance de la chimie de l'air à un site récepteur permettent le calcul des fonctions de contribution des sources potentielles (FCSP).

Les FCSP sont utiles pour identifier les régions géographiques ayant une forte probabilité d'être à l'origine des polluants affectant un site récepteur. Plusieurs études sont répertoriées dans la littérature à ce sujet. Elles incluent Cheng *et al.* (1993a) et Hopke *et al.* (1993) pour les particules de sulfate, Gao *et al.* (1994) pour les ions majeurs, Zeng et Hopke (1989; 1994) pour les pluies acides, Fan *et al.* (1995) et Gao *et al.* (1996) pour les éléments traces, Cheng *et al.* (1993b) pour les éléments traces et les sulfates particuliers dans l'Arctique et Poissant (1999) pour le mercure.

L'objectif de ce chapitre est d'identifier des zones d'enrichissement préférentielles des masses d'air qui évoluent aux stations de qualité de l'air de Villeroy et de Mingan, et de les comparer aux régions d'émissions connues d'éléments traces et de composés organiques. La concentration médiane aux sites récepteurs (chapitre 7) et les FCSP sont utilisées pour répondre à cet objectif. Ce type de modèle est utile pour suivre le mouvement d'éléments traces qui ont tendance à être transportés sur de longues distances à partir de leurs sources (Gao *et al.*, 1996).

10.2 Méthode

Échantillonnage et rétro-trajectoires

Les stations utilisées dans le cadre de ce chapitre sont celles de Villeroy et Mingan. Le choix de la station de Villeroy est basé sur d'une part, l'historique d'échantillonnage le plus long et, d'autre part, sur sa représentativité des conditions méridionales tout en étant en milieu rural. Pour sa part, la station de Mingan est située en milieu éloigné, la plus septentrionale du réseau, et son domaine des vents est influencé par les intrusions arctiques; cette station est donc la plus susceptible d'indiquer, s'il y a lieu, l'impact des masses d'air en provenance de l'Eurasie. Le tableau 10.1 montre les périodes concourantes au FCSP.

L'utilisation des rétro-trajectoires calculées par le modèle d'Olson (Olson *et al.*, 1978) permet de calculer le parcours des masses d'air sur chaque intervalle de six heures jusqu'à concurrence de 120 heures (5 jours). Ainsi, au cours de la période d'échantillonnage de 24 heures, les rétro-trajectoires sont calculées à quatre reprises, aux six heures. Le niveau de 925 mb est utilisé car il représente le mieux le transport à longue distance à nos latitudes, compte tenu de la topographie. Les positions des masses d'air sont cumulées selon des régions de 1 degré de latitude par 1 degré de longitude. La présence de la parcelle d'air à l'intérieur de chaque région est associée aux concentrations médianes des contaminants mesurées aux sites d'échantillonnages. La concentration médiane et la FCSP sont calculées pour chaque polluant dans chaque région de 1 degré de latitude par 1 degré de longitude.

Tableau 10.1 Description des procédures d'échantillonnages, Villeroy et Mingan.

Station	Nature	Période	Fréquence (jours)	n
Villeroy	inorganiques*	janvier 1993 - octobre 1996	6	217
	organiques**	janvier 1993 - mars 1996	6	177
Mingan	inorganiques	juin 1994 - octobre 1996	12	67
	organiques	juin 1994 - juin 1995	12	30

* As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Se, Zn

** Phase vapeur: α -HCH, HCB, lindane

Fonction de Contribution des Sources Potentielles

Le calcul de la FCSP s'effectue en déterminant la concentration critique de chaque polluant, définie comme étant la médiane pour l'ensemble de la période d'échantillonnage (Zeng et Hopke, 1989).

Prenons N qui représente le nombre total de points de trajectoire (coordonnés aux six heures) utilisés lors de l'évaluation des sources potentielles pour la construction du domaine des vents. Si n_{ij} points de trajectoires sont colligés au point de grille ij , la probabilité de l'événement A_{ij} est de:

$$P [A_{ij}] = \frac{n_{ij}}{N} \quad (1)$$

Dans le même point de grille ij , il y a m_{ij} points de trajectoire de parcelle d'air arrivant au site récepteur avec une concentration du polluant supérieure au critère de seuil critique, qui est donné par la concentration médiane mesurée au site récepteur. La probabilité d'un tel événement, B , est $P[B_{ij}]$:

$$P [B_{ij}] = \frac{m_{ij}}{N} \quad (2)$$

La Fonction de Contribution des Sources Potentielles (FCSP) est définie comme:

$$FCSP_{ij}^k = P [B_{ij}^k / A_{ij}^k] \quad (3)$$

et a une valeur qui se situe entre 0 et 1.

Afin de minimiser l'impact sur la FCSP de points de trajectoires exceptionnellement rares, la valeur de la FCSP pour chaque région est pondérée (w) en fonction du nombre d'observation (Cheng *et al.*, 1993b) (Équation 4). Cette pondération s'applique au n_{ij} inférieur à trois.

$$w (n_{ij}) = \begin{cases} 1,00, & \text{si } n_{ij} \geq 4 \\ 0,85, & \text{si } n_{ij} = 3 \\ 0,65, & \text{si } n_{ij} = 2 \\ 0,50, & \text{si } n_{ij} = 1 \end{cases} \quad (4)$$

La FCSP et la concentration médiane pour chaque région sont présentées sous forme cartographique pour des rétro-trajectoires de 5 jours. Les FCSP sont divisées en quatre intervalles égaux sur une échelle de 0 à 1, 1 représentant une probabilité maximale de contribution potentielle d'une zone géographique pour une substance toxique donnée. Une codification de couleur est donnée pour illustrer les intervalles de probabilités (voir les légendes sur les cartes).

Localisation des sources industrielles

L'information sur les sources atmosphériques industrielles en Amérique du Nord est disponible sur les sites internet d'Environnement Canada (1993) et du "Right to Know Network" (US-EPA, 1995). Au moment de cette étude, le site internet d'Environnement Canada n'avait de disponible que les données de l'inventaire national des rejets de polluants (INRP) pour l'année 1993. Le site internet du "Right to Know Network" accède directement

les bases de données de l'inventaire de rejets des toxiques du US-EPA; l'inventaire pour l'année 1995 est utilisée lors de cette étude.

L'INRP comporte uniquement les sources de polluants d'entreprises canadiennes qui « traite ou utilise des substances toxiques répertoriées à l'INRP en quantité de 10 tonnes ou plus par année, et qui emploie au moins 10 personnes à plein temps ou l'équivalent par année [...] » (INRP, 1993). Selon cette définition et la liste de compagnies dans l'INRP, les incinérateurs municipaux, les alumineries, plusieurs des centrales thermiques publiques et privées (au charbon et au pétrole), les cimenteries et les usines de production de chaux ne sont pas inclus dans l'inventaire. De plus, les erreurs associées aux rejets atmosphériques ne sont pas connues.

De son côté, l'inventaire du US-EPA se limite aux industries qui fabriquent ou traitent plus de 25 000 livres du polluant ou en utilisent plus de 10 000 livres par année, et qui emploient au moins dix personnes à temps plein. En fait, l'inventaire du US-EPA ne représenterait qu'une fraction (peut-être 50 % dans certains cas) de toute la pollution émise (US-EPA, 1995). De plus, tout comme pour les données de l'IRNP, le % d'erreurs de ces inventaires n'est pas connu.

10.3 Résultats et discussion

Le transport à longue distance est directement influencé par le temps de vie d'un polluant dans l'atmosphère. Un temps de vie élevé favorise le transport à longue distance contrairement à un temps de vie plus court. Les HAP en phase gazeuse, ayant des temps de vie atmosphérique d'une fraction d'une journée (Poissant et Koprivnjak, 1996a), ne sont probablement pas transportés sur de longues distances; ils ne seront donc pas considérés dans cette étude. De leur côté, les organochlorés ont un temps de vie plus long et sont davantage sujets au transport à longue distance; seuls ceux dont la fréquence de détection est supérieure à 80 % sont choisis. Par conséquent, seuls les HCH (α -HCH et lindane), le HCB et les métaux lourds font l'objet de la reconnaissance de sources.

Pour chacun des composés, les sources connues selon les émissions inventoriées sont présentées, puis les zones potentielles d'enrichissement selon les FCSP pour les deux stations sont identifiées.

Arsenic

Sources connues

L'As est un produit secondaire des activités des fonderies et raffineries de Cu et de Pb, qui représentent les principales sources industrielles d'As (EHC, 1997; MacLachy, 1992). Les centrales thermiques au charbon et l'application des pesticides peuvent également être des sources atmosphériques d'As (Gao *et al.*, 1996; EHC, 1997). Selon l'INRP, les sources atmosphériques industrielles d'As au Canada sont situées à Trail (Colombie-Britannique, à

Thompson (Manitoba), à Sudbury et Timmins (Ontario), à Rouyn-Noranda et Murdochville (Québec), à Belledune (Nouveau-Brunswick) et à Yellowknife dans les Territoires du Nord-Ouest. Au Canada, les fonderies de Cu sont localisées à Flin Flon (Manitoba), à Timmins, à Sudbury, à Rouyn-Noranda et à Murdochville. Il y a des raffineries de Cu en Colombie-Britannique, à Sudbury, à Timmins et à Montréal-Est. Les fonderies de Pb sont localisées à Trail et à Burnaby (Colombie-Britannique), à Winnipeg, à Toronto, à Mississauga, à Ville Sainte-Catherine (Québec) et à Belledune (Nouveau-Brunswick) (NRCan, 1993).

Villeroy

Selon la FCSP pour les rétro-trajectoires de 5 jours, il y a trois zones d'enrichissement des masses d'air : (i) la région entre la ville de Québec et l'île d'Anticosti (fonderie de Cu en Gaspésie et fonderie de Pb au Nouveau-Brunswick); (ii) le centre du Québec (source inconnue); et (iii) la région à l'ouest du lac Supérieur, incluant une partie de l'Ontario, du Minnesota, et du Dakota du Nord et du Sud (centrales thermiques au charbon et sources industrielles connues) (figure 10.1).

Mingan

Selon la FCSP pour les rétro-trajectoires de 5 jours, quatre zones d'enrichissement des masses d'air sont identifiées : (i) Terre-Neuve (source inconnue); (ii) une région incluant le New Hampshire, une partie du Maine, la Nouvelle-Écosse (centrales thermiques au charbon), et le Nouveau-Brunswick (raffinerie de Pb); (iii) la région de Sudbury et de Timmins (fonderies de Cu); et (iv) la côte Est de la Baie James (source inconnue) (figure 10.2).

Cadmium

Sources connues

Le Cd est un produit secondaire de l'activité des fonderies de Cu et de Zn, des incinérateurs et de l'utilisation de combustibles fossiles (Barrie, 1988; EFQ, 1998). Au Canada, on compte quatre sources atmosphériques industrielles de Cd : Valleyfield et Rouyn-Noranda au Québec, Trail en Colombie-Britannique et Belledune au Nouveau-Brunswick. De plus, le Cd est produit à Val d'Or (Québec), à Timmins (Ontario), à Flin Flon (Manitoba) et en Colombie-Britannique (RNCan, 1996). Les deux centrales thermiques au pétrole d'importance au pays sont situées au sud du Nouveau-Brunswick et au sud de l'Ontario (NRCan, 1993b; StatsCan, 1993). Une autre centrale de faible importance est aussi retrouvée à Tracy (Québec) (SBICG, 1992). Il y a trois incinérateurs municipaux dans les provinces Atlantiques : à Charlottetown (Île du Prince-Édouard), à Sydney (Nouvelle-Écosse) et à Harbour Grace (Terre-Neuve) (Doiron & Associates, 1997).

Les sources importantes de cadmium aux États-Unis sont situées au Missouri, en Indiana, en Illinois, en Ohio, en Arizona et en Idaho. Dans ce pays, le Cd est produit en Illinois, au Colorado, en Oklahoma et au Tennessee (EHC, 1997). Il y a des incinérateurs dans les grandes villes de la Côte-Est américaine ainsi qu'à Ottawa (Gao *et al.*, 1996). Les centrales thermiques au pétrole se retrouvent principalement sur la côte Nord-Est américaine et également dans le mid-ouest (Gao *et al.*, 1996).

Villeroy

Selon la FCSP des rétrotrajectoires de 5 jours, il y a une zone d'enrichissement des masses d'air dans le mid-ouest américain (sources industrielles connues). Il est possible que les villes de Chicago, Détroit, Cleveland et Saint-Louis aient des incinérateurs qui émettent du Cd (figure 10.3).

Mingan

Selon la FCSP pour les rétro-trajectoires de 5 jours, la région de la Côte-Est américaine (Boston) enrichit les masses d'air en Cd (possiblement des incinérateurs). Également, l'Est du Québec et l'Ouest de l'Ontario semblent enrichir les masses d'air en Cd (figure 10.4).

Chrome

Sources connues

Au Québec, deux sources atmosphériques de Cr sont connues, soit Contrecoeur et Tracy. Il y a aussi des sources en Colombie-Britannique (Port Coquitlam), en Alberta (Edmonton), au Manitoba (Winnipeg) et en Ontario (Sudbury et le sud de la province). Aux États-Unis, il y a plusieurs sources industrielles importantes entre l'Illinois et la Pennsylvanie, ainsi que sur la Côte-Est.

Villeroy

Selon la FCSP pour les rétro-trajectoires de 5 jours, il y a une zone d'enrichissement qui couvre une partie du Manitoba, de l'Ontario, du Minnesota et du Wisconsin. L'ensemble de ces régions possède un grand nombre des sources industrielles connues (figure 10.5).

Mingan

Selon la FCSP, pour les rétro-trajectoires de 5 jours, il y a une zone d'enrichissement des masses d'air située dans la région de la Gaspésie, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de l'océan Atlantique. Cette région représente probablement les sources industrielles connues le long de la Côte-Est et du sud du Québec. Le sud de Terre-Neuve et de l'île de Baffin sont d'autres zones d'enrichissement; toutefois aucune source n'est répertoriée dans ces régions (figure 10.6).

Cuivre

Sources connues

Les sources principales de Cu sont les incinérateurs municipaux, les fonderies et les raffineries. Les grandes villes situées sur la Côte-Est américaine possèdent des incinérateurs qui pourraient être des sources de Cu (Gao *et al.*, 1996). Il y a six sources atmosphériques industrielles de Cu connues au Québec: Cap-de-la-Madeleine, Valleyfield, Murdochville, Rouyn-Noranda, Contrecoeur et Montréal-Est. Il y a aussi des sources de Cu en Colombie-Britannique (Trail, Princeton), en Alberta (Fort Saskatchewan, Edmonton), au Manitoba (Thompson, Flin Flon), en Ontario (une région juste au nord du Lac Supérieur, Sault Sainte-Marie, Sudbury, Timmins et le sud de la province) et au Nouveau-Brunswick (Bathurst, Newcastle). Les sources importantes sont celles du Manitoba, de l'Ontario et de Rouyn-Noranda. Il y a des mines de Cu en Colombie-Britannique, dans le centre et le Nord du

Manitoba, autour du Lac Supérieur et dans les régions de Sudbury et de Timmins (Ontario), à Rouyn-Noranda, à Val d'Or, à Chibougamau et à Murdochville (Québec), ainsi qu'à Terre-Neuve (NRCan, 1993, 1995). Il y a trois incinérateurs municipaux dans les provinces Atlantiques : à Charlottetown (Île du Prince Édouard), à Sydney (Nouvelle-Écosse) et à Harbour Grace (Terre-Neuve) (Doiron & Associates, 1997).

Les régions du Mid-Ouest et de l'Est des États-Unis possèdent un grand nombre de sources industrielles de Cu. L'Ouest des États-Unis possède également des sources importantes, dont certaines sont situées au Texas, au Nouveau-Mexique, en Arizona et en Utah.

Villeroy

La FCSP pour les rétro-trajectoires de 5 jours montre que la Baie de Baffin (entre l'île de Baffin et le Groenland) est une zone d'enrichissement des masses d'air, malgré que cette région ne possède pas de source connue et se situe à la limite des rétro-trajectoires (figure 10.7).

Mingan

La FCSP pour les rétro-trajectoires de 5 jours identifie une zone d'enrichissement des masses d'air à la frontière du Maine et du Nouveau-Brunswick malgré l'absence de sources connues. De plus, les régions de Montréal (plusieurs sources connues) et de Chibougamau (mine de Cu) semblent contribuer à l'enrichissement (figure 10.8).

Manganèse

Sources connues

Le Mn est utilisé dans la production d'alliages d'acier, de fer et d'aluminium (EHC, 1997; NRCan, 1995). Les sources de Mn atmosphériques sont les usines de fer, d'acier et de Mn (Gao *et al.*, 1996). Au Québec, il y a cinq sources atmosphériques industrielles de Mn : Cap-de-la-Madeleine, Valleyfield, Rouyn-Noranda, Contrecoeur et Tracy. Il y a aussi des sources industrielles en Colombie-Britannique (Vancouver), en Alberta (Edmonton) et en Ontario (Sault Sainte-Marie, Sudbury et le sud de la province). Au Canada, les grandes villes semblent être une source importante de Mn puisque l'essence contient du MMT (méthylcyclopentadiényle manganèse tricarbonyle), un additif antidétonant.

Aux États-Unis, les sources industrielles de Mn sont principalement situées dans le mid-ouest. Néanmoins, des sources importantes sont également retrouvées dans le Sud et l'Ouest du pays, tandis que le minerai de Mn se retrouve en Caroline du Sud (US-DI, 1995).

Villeroy

Selon la FCSP des rétro-trajectoires de 5 jours, il y a trois zones d'enrichissement des masses d'air : (i) le mid-ouest américain, le sud de l'Ontario, ainsi que le Sud et l'Ouest du Québec (sources connues, les voitures dans la partie canadienne); (ii) Terre-Neuve (à la limite des rétro-trajectoires); et (iii) la région entre Baie Comeau et la Baie d'Ungava, incluant le Labrador (mines de Schefferville et de Labrador City semblent être les sources). Le Mn est utilisé pour la production d'alliages d'aluminium (NRCan, 1995), mais il n'est pas certain si les usines d'Al de Baie Comeau et Sept-Iles utilisent du Mn. Les rétro-trajectoires de 5 jours identifient également l'Atlantique Nord (sud du Groenland) et l'île de Baffin (figure 10.9).

Mingan

La FCSP des rétro-trajectoires de 5 jours indique trois zones d'enrichissement des masses d'air : (i) le Nord du Québec entre Labrador City et la péninsule d'Ungava; (ii) le Sud de Terre-Neuve; et (iii) la région du Maine, de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick et de la Gaspésie (contribution atmosphérique des automobiles des villes de Saint-Jean, Moncton et Fredericton; sources connues sur la Côte-Est américaine). La région de Rouyn-Noranda est également identifiée (source connue), en plus d'autres dans le centre de l'Ontario, dans l'ouest du Québec (sources dans le mid-ouest américain et à Rouyn-Noranda) et dans la région d'Ottawa et de Montréal (voitures) (figure 10.10).

Nickel

Sources connues

Le Ni est émis par les fonderies et les raffineries de Ni, les centrales thermiques au pétrole, l'incinération des déchets municipaux et les mines de Ni (Gao *et al.*, 1996; EHC, 1997). Selon l'INRP, il y a trois sources de Ni au Québec : Tracy, Rouyn-Noranda et Murdochville. L'INRP identifie aussi des sources en Colombie-Britannique (Burnaby), en Alberta (Edmonton), au Manitoba (Thompson) et en Ontario (Sudbury, Sault Sainte-Marie et le Sud de la province). Les centrales thermiques au pétrole ne sont pas incluses sur la liste de l'INRP malgré qu'elles puissent être des sources potentielles. Les deux centrales thermiques au pétrole d'importance au pays sont situées au Sud du Nouveau-Brunswick et au Sud de l'Ontario (NRCan, 1993b; StatsCan, 1993) ainsi qu'une de moindre importance à Tracy (Québec) (SBICG, 1992). Il y a trois incinérateurs municipaux dans les provinces maritimes : Charlottetown (Île du Prince Édouard), Sydney (Nouvelle-Écosse) et Harbour Grace (Terre-Neuve) (Doiron & Associates, 1997).

Aux États-Unis, il y a un grand nombre de sources dans le mid-ouest et le Nord-Est du pays. Les centrales thermiques au pétrole sont les plus importantes sources de Ni (EHC, 1997). La majorité des centrales thermiques à grande capacité sont situées dans le nord de la Côte-Est américaine (Gao *et al.*, 1996).

Villeroy

La FCSP des rétro-trajectoires de 5 jours indique que le centre et le Nord du Manitoba sont des zones d'enrichissement des masses d'air. Murdochville, Schefferville et l'île de Baffin, situés à la limite des rétrotrajectoires, sont également des zones d'enrichissement (figure 10.11).

Mingan

La FCSP des rétro-trajectoires de 5 jours indique quatre zones d'enrichissement. La première est la région d'Ungava où des concentrations importantes de Ni dans la croûte terrestre sont observées (AMC, 1998). Cependant, aucune mine n'était en opération pendant l'échantillonnage de l'air à Mingan (1994-1996) (NRCan, 1993; 1995). La deuxième zone d'enrichissement est localisée sur la Côte-Est américaine et représente les sources industrielles connues ainsi que les centrales thermiques au pétrole. La troisième région est l'Atlantique, incluant la Nouvelle-Écosse. Les sources semblent être celles de la Côte-Est américaine ainsi que les raffineries de pétrole de la Nouvelle-Écosse (SBICG, 1992). En plus de ces trois zones d'enrichissement, les rétro-trajectoires de 5 jours ciblent l'Ontario (mine, raffinerie et fonderie de Ni à Sudbury), la région de Montréal (raffinerie ainsi que les sources à Tracy) et le Nord du Manitoba (mine, raffinerie et fonderie de Ni). La source connue à Murdochville est identifiée pour les rétro-trajectoires de 5 jours (figure 10.12).

Plomb

Sources connues

Les sources de Pb atmosphérique sont les raffineries et fonderies de Pb. On en retrouve à Trail et Burnaby (Colombie-Britannique), à Winnipeg, à Toronto, à Mississauga, à Ville Sainte-Catherine (Québec) et à Belledune (NRCan, 1993; 1995). Le Pb peut aussi être émis par des raffineries de Cu, de Zn et de Ni (MacLatchy, 1992). Selon l'INRP, les sources industrielles atmosphériques de Pb au Québec sont situées à Montréal, Contrecoeur, Salaberry-de-Valleyfield, Ville Sainte-Catherine, Saint-Jean-sur-Richelieu, Drummondville, Murdochville et Rouyn-Noranda. Les autres sources atmosphériques au Canada se retrouvent en Colombie-Britannique (Vancouver, Trail, Cranbrook), en Alberta (Edmonton), en Ontario (Sudbury, Timmins, et le sud de la province) et au Nouveau-Brunswick (Bathurst, Newcastle, Belledune).

Il y a un grand nombre de sources dans l'Est des États-Unis, mais la plupart des mines de Pb sont souterraines (EHC, 1997), ce qui limite leurs émissions atmosphériques. Le Pb dans l'essence est banni depuis la fin de 1995 (EHC, 1997).

Villeroy

La FCSP des rétrotrajectoires de 5 jours identifie quatre zones d'enrichissement des masses d'air. La première est le mid-ouest américain où il y a plusieurs sources connues. La deuxième est située au Nord-Est de Havre Saint-Pierre et inclut le Sud du Labrador. Il existe cependant une mine de fer et de titane à Havre Saint-Pierre. La province géologique du Grenville, dont le Sud du Labrador fait partie, contient des gisements de Pb (AMC, 1998). La troisième zone d'enrichissement est située dans l'océan Atlantique sur les côtes de la Floride, de la Georgie et des Carolines. Étant à la limite des rétrotrajectoires, cette région est probablement associée avec des sources connues sur la Côte-Est américaine. La quatrième zone est située dans les Territoires du Nord-Ouest, dont les sources sont probablement les mines de Pb sur les îles de Baffin et de Corwallis (NRCan, 1993) ainsi que le transport à longue distance provenant d'Asie (figure 10.13).

Mingan

Les rétro-trajectoires de 5 jours identifient cinq zones d'enrichissement des masses d'air : (i) la Gaspésie, le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse (sources industrielles connues); (ii) Terre-Neuve (source inconnue, mais il existe deux mines de Cu dans la province (NRCan, 1995) et le Pb est souvent trouvé en association avec le Cu (EHC, 1997)); (iii) la région de Rouyn-Noranda (source de très grande émission); (iv) la région de Montréal (plusieurs sources industrielles connues); et (v) la région à l'ouest et au sud de la Baie d'Ungava (source inconnue) (figure 10.14).

Sélénium

Sources connues

Au Canada et aux États-Unis, le Se est un produit de raffinage du Cu. Ce type d'industrie se retrouve à Montréal, à Sudbury (NRCan, 1995), au Texas et en Utah (US-DI, 1995). Les centrales thermiques au charbon peuvent également être des sources atmosphériques de Se (Gao *et al.*, 1996). Au Canada, elles se retrouvent en Nouvelle-Écosse (Cap Breton), en Ontario (sud et autour du lac Supérieur), au sud de la Saskatchewan et en Alberta. Selon l'INRP, il y a cinq sources atmosphériques connues au Canada, soit trois au Québec (Salaberry-de-Valleyfield, Murdochville et Montréal) et deux en Ontario (Sudbury et Timmins). La production de Se s'effectue également au Manitoba (StatCan, 1995).

Aux États-Unis, il y a d'importantes centrales thermiques au charbon dans le mid-ouest et dans le Nord-Est américain (Gao *et al.*, 1996). Les sources industrielles les plus importantes aux États-Unis sont situées au Texas, au Utah et en Idaho, à la limite des rétrotrajectoires de 5 jours.

Villeroiy

La FCSP des rétro-trajectoires de 5 jours identifie deux zones d'enrichissement : (i) le mid-ouest américain (centrales thermiques au charbon) et (ii) les côtes de Terre-Neuve et de la Nouvelle-Écosse (à la limite des rétrotrajectoires; centrales thermiques en Nouvelle-Écosse). La région de Murdochville, source connue, est aussi une zone d'enrichissement des masses d'air (figure 10.15).

Selon les rétro-trajectoires de 5 jours, le mid-ouest et l'Est américain est identifié comme étant une zone d'enrichissement des masses d'air, dû aux centrales thermiques au charbon de cette région. Les côtes de Terre-Neuve et de la Nouvelle-Écosse, qui sont à la limite des rétro-trajectoires, sont également identifiées. Les centrales thermiques en Nouvelle-Écosse sont probablement les sources de Se puisqu'il n'y a pas de source connue à Terre-Neuve. Les Territoires du Nord-ouest, où il n'y a pas de source connue, sont aussi identifiés et représentent probablement le transport de masses d'air provenant d'Asie.

Mingan

La FCSP identifie trois zones d'enrichissement pour les rétro-trajectoires de 5 jours. La première est Terre-Neuve, caractérisée par l'absence de source connue et d'une formation rocheuse composée de roches sédimentaires (AMC, 1998). Le Se est souvent associé avec les roches sédimentaires (EHC, 1997), le sol semble être la source principale du Se atmosphérique. La deuxième zone, l'Atlantique proche de la Côte-Est américaine, est représentée par les centrales thermiques au charbon. La troisième touche les régions de Sudbury et de Timmins qui possèdent des sources industrielles connues (figure 10.16).

Zinc

Sources connues

Les sources de Zn incluent les centrales thermiques au charbon, les incinérateurs, les aciéries et les raffineries (Keeler et Samson, 1989). Selon l'INRP, il y a 14 sources atmosphériques industrielles de Zn au Québec : la région de Montréal, Contrecoeur, Tracy, Salaberry-de-Valleyfield, Cap-de-la-Madeleine, Québec, la région de Rouyn-Noranda et Murdochville. Les sources atmosphériques dans le reste du Canada sont la Colombie-Britannique (Trail, Cranbrook), l'Alberta (Edmonton, Medicine Hat), le Manitoba (Flin Flon), l'Ontario (Sault Sainte-Marie, Sudbury, Timmins, une région au nord du Lac Supérieur, l'Orignal et le Sud de la province) et le Nouveau-Brunswick (Bathurst, Newcastle). Les centrales thermiques au charbon sont situées en Nouvelle-Écosse (Cap Breton), en Ontario (sud et autour du lac Supérieur), au sud de la Saskatchewan et en Alberta. Il y a des mines de Zn au Nouveau-Brunswick, dans la région de Rouyn-Noranda, au nord du lac Supérieur, dans le nord du Manitoba, en Colombie-Britannique, au Yukon, ainsi que sur les îles de Cornwallis et de Baffin. Les aciéries sont principalement situées dans le sud du Québec et de l'Ontario. Il y a trois incinérateurs municipaux dans les provinces maritimes : Charlottetown (Île du Prince Édouard), Sydney (Nouvelle-Écosse) et Harbour Grace (Terre-Neuve) (Doiron & Associates, 1997). Aux États-Unis, les sources atmosphériques connues de Zn sont principalement localisées dans l'Est du pays.

Villeroy

La FCSP des rétro-trajectoires de 5 jours indique trois zones d'enrichissement des masses d'air : (i) le mid-ouest américain (sources connues); (ii) la Nouvelle-Écosse (centrales thermiques au charbon); et (iii) le Nord du Québec (absence de source connue; à la limite des rétro-trajectoires). La péninsule d'Ungava est encore identifiée, ainsi que la côte de la Nouvelle-Écosse (figure 10.17).

Mingan

La FCSP des rétro-trajectoires de 5 jours indique deux zones d'enrichissement des masses d'air : (i) la Côte-Est américaine (plusieurs sources industrielles connues et les incinérateurs municipaux des grandes villes); et (ii) Terre-Neuve (à la limite des rétro-trajectoires) (figure 10.18).

α -HCH

Sources connues

Le α -HCH est banni en Amérique du nord depuis les années 70, mais continue d'être utilisé en Amérique Centrale (Lane *et al.*, 1992) et en Asie. Sa présence dans l'atmosphère nord américain serait due en grande partie au transport à longue distance (Poissant et Koprivnjak, 1996b). Il n'y a pas de source atmosphérique industrielle connue en Amérique du nord.

Villeroy

Selon les rétro-trajectoires de 5 jours, la zone d'enrichissement dans l'est inclut le Golfe du Mexique et l'Atlantique et semble être associée à l'évasion d' α -HCH de ces masses d'eau. Il pourrait aussi y avoir des sources en Amérique Centrale. La région des Grands Lacs est une autre zone d'enrichissement caractérisée par une évasion d' α -HCH (figure 10.19).

Mingan

Selon les rétro-trajectoires de 5 jours, le Sud du Québec, incluant la région de Montréal, est identifiée. La concentration médiane indique que la Baie d'Hudson semble être une source de α -HCH (figure 10.20).

Lindane

Sources connues

Au Canada, le lindane, ou γ -HCH, est utilisé pour protéger les grains de maïs lors des semences (Poissant et Koprivnjak, 1996a; 1996b). L'application de lindane au printemps résulte en une augmentation significative de sa concentration atmosphérique. Le lindane est utilisé dans le sud du Québec (Poissant et Koprivnjak, 1996b) et de l'Ontario (Hoff *et al.*, 1992). La volatilisation de lindane des sols et des cours d'eau peut aussi augmenter sa concentration atmosphérique pendant la saison estivale. Il n'y a qu'une source industrielle connue de lindane atmosphérique (au Nebraska) et elle est très faible (227 kg émis en 1995).

Villeroy

La FCSP des rétro-trajectoires de 5 jours montre que toute la Côte-Est américaine est une source potentielle, incluant le Golfe du Mexique. Les sources semblent provenir de l'utilisation du lindane dans les régions agricoles du Sud-Est américain, la possibilité de l'évasion du Golfe du Mexique et l'utilisation soupçonnée en Amérique Centrale. Le Golfe du Saint-Laurent est également identifié comme une zone d'enrichissement (source inconnue). La FCSP indique également que les états du Dakota du Sud, du Minnesota et du Wisconsin ont tous des zones d'enrichissement des masses d'air. Il y a aussi une zone d'enrichissement dans la Baie d'Hudson (évasion) (figure 10.21).

Mingan

La FCSP des rétro-trajectoires de 5 jours indique comme sources d'enrichissement la région située à la frontière du Nouveau-Brunswick et du Maine, le Sud du Québec, la Gaspésie, la côte de Terre-Neuve (à la limite des rétro-trajectoires), la péninsule d'Ungava et l'île de Baffin (figure 10.22).

HCB

Sources connues

L'hexachlorobenzène est interdit au Canada depuis 1972. Les sources majeures d'HCB dans l'environnement sont la fabrication de solvants chlorés, l'incinération incomplète des BPC, du mirex et des solvants chlorés, ainsi que le transport à longue distance (Poissant et Koprivnjak, 1997). Selon l'INRP, il n'y a pas de sources industrielles au Canada, tandis qu'aux États-Unis, il y en a très peu de connues et sont relativement faibles (émissions < 110 kg par année).

Villeroy

Selon les rétro-trajectoires de 5 jours, il y a une zone d'enrichissement dans le Maine et au Nouveau-Brunswick, dans le Sud-Est américain (sources industrielles connues) et dans le Sud de la Saskatchewan et du Manitoba (source inconnue) (figure 10.23).

Mingan

Selon les rétro-trajectoires de 5 jours, il y a trois zones d'enrichissement : (i) la Côte-Est entre le Delaware et la Nouvelle-Écosse; (ii) l'Atlantique au sud de Terre-Neuve; et (iii) la région entre Schefferville et Mingan (figure 10.24). Le transport à longue distance venant d'Asie est une source possible pour les rétro-trajectoires venant du Nord, alors que la source sur la Côte-Est américaine est probablement reliée à la fabrication et à l'incinération de solvants chlorés.

10.4 Conclusions

Le modèle sources – récepteurs est un outil utile et efficace pour identifier des régions de sources potentielles d'émissions de substances toxiques. Bien que les rétrotrajectoires soient sujettes à une certaine marge d'erreur dans le tracé réel des parcelles d'air, cette erreur est aléatoire. Ainsi, basée sur une grande population d'observations et de simulations, cette technique de FCSP permet d'estomper cette lacune et fournit une bonne représentation des sources potentielles. Également, un grand nombre d'observations permet de minimiser l'effet d'ajout ou de perte de substances toxiques dans la parcelle d'air, lors de son transport dans la reconnaissance des sources potentielles (Poissant, 1999).

Le domaine des vents limité à cinq jours peut sous-estimer des sources d'émissions sujettes au transport à très longues distances, tels que l'Europe et l'Asie. Le critère de seuil critique force une évaluation des cas supérieurs à la valeur de concentration médiane mesurée au site récepteur, donc d'émission relativement importante compte tenu de la dilution le long des trajectoires.

Cette technique a permis l'identification de plusieurs sources dont plusieurs étaient déjà connues, d'autres étaient cependant méconnues. Ces informations seront d'une grande utilité pour l'élaboration d'outils d'aide à la décision qui conduiront à la mitigation des impacts qu'ont les substances toxiques aéroportées sur notre environnement.

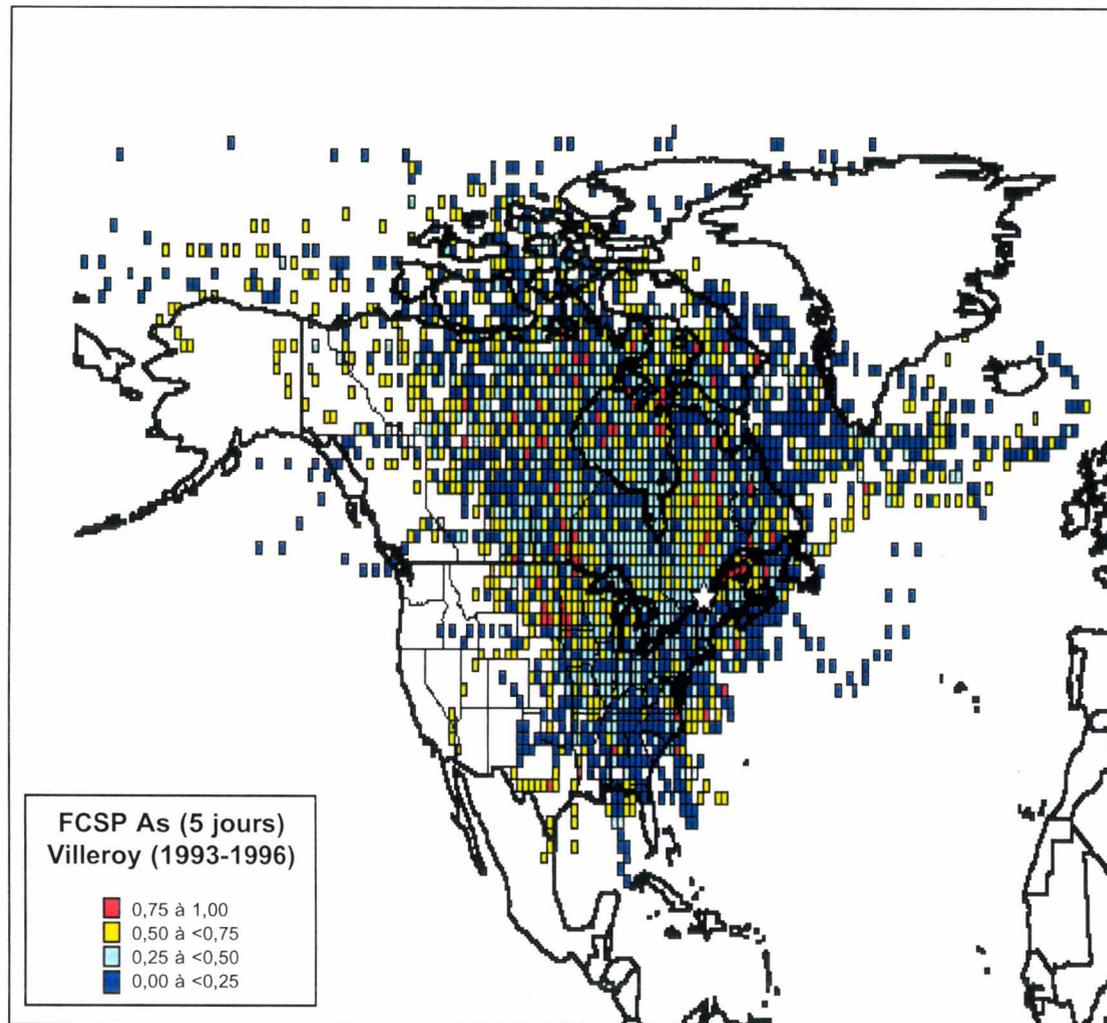


Figure 10.1 Carte des sources potentielles d'arsenic à Villeroy

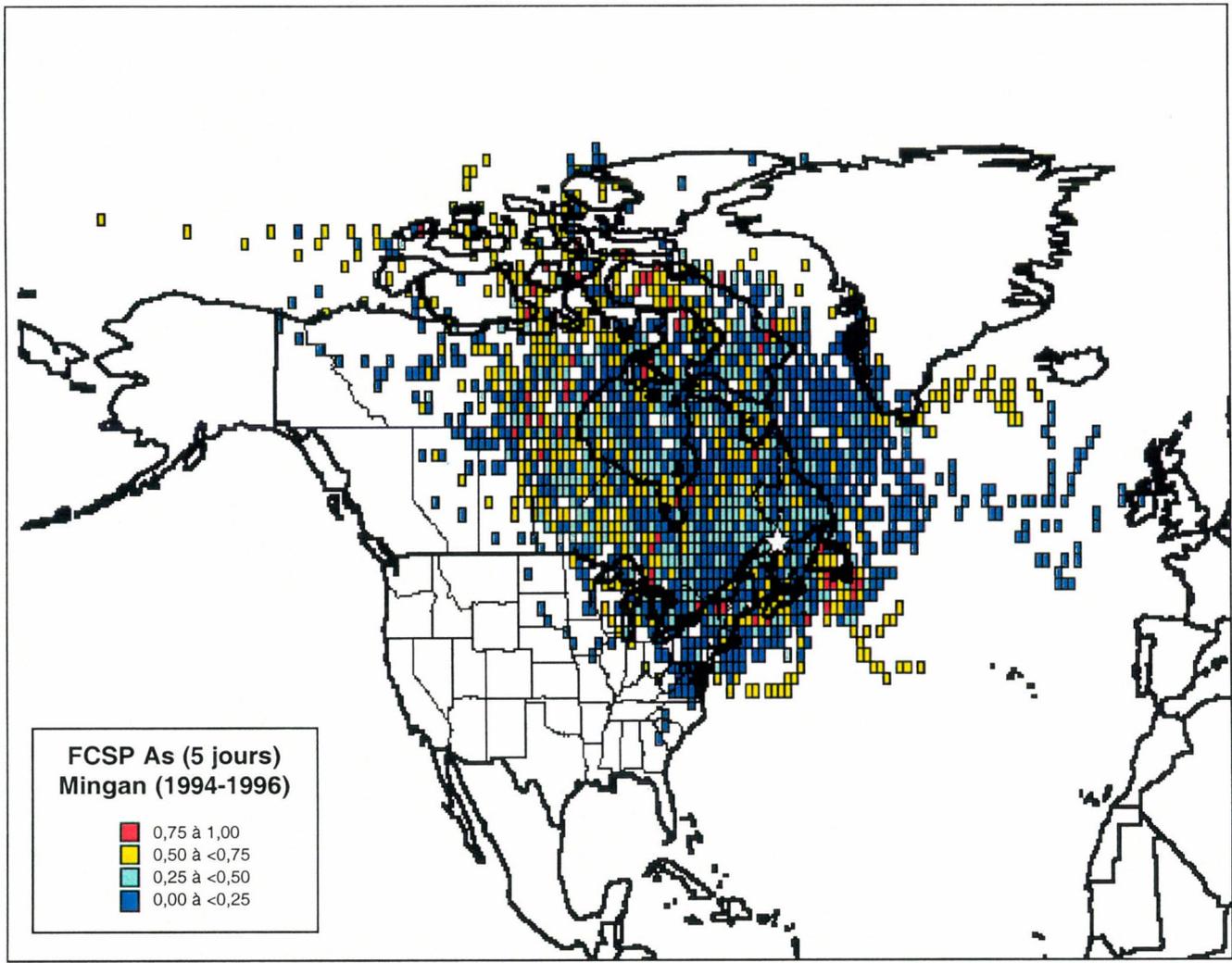


Figure 10.2 Carte des sources potentielles d'arsenic à Mingan

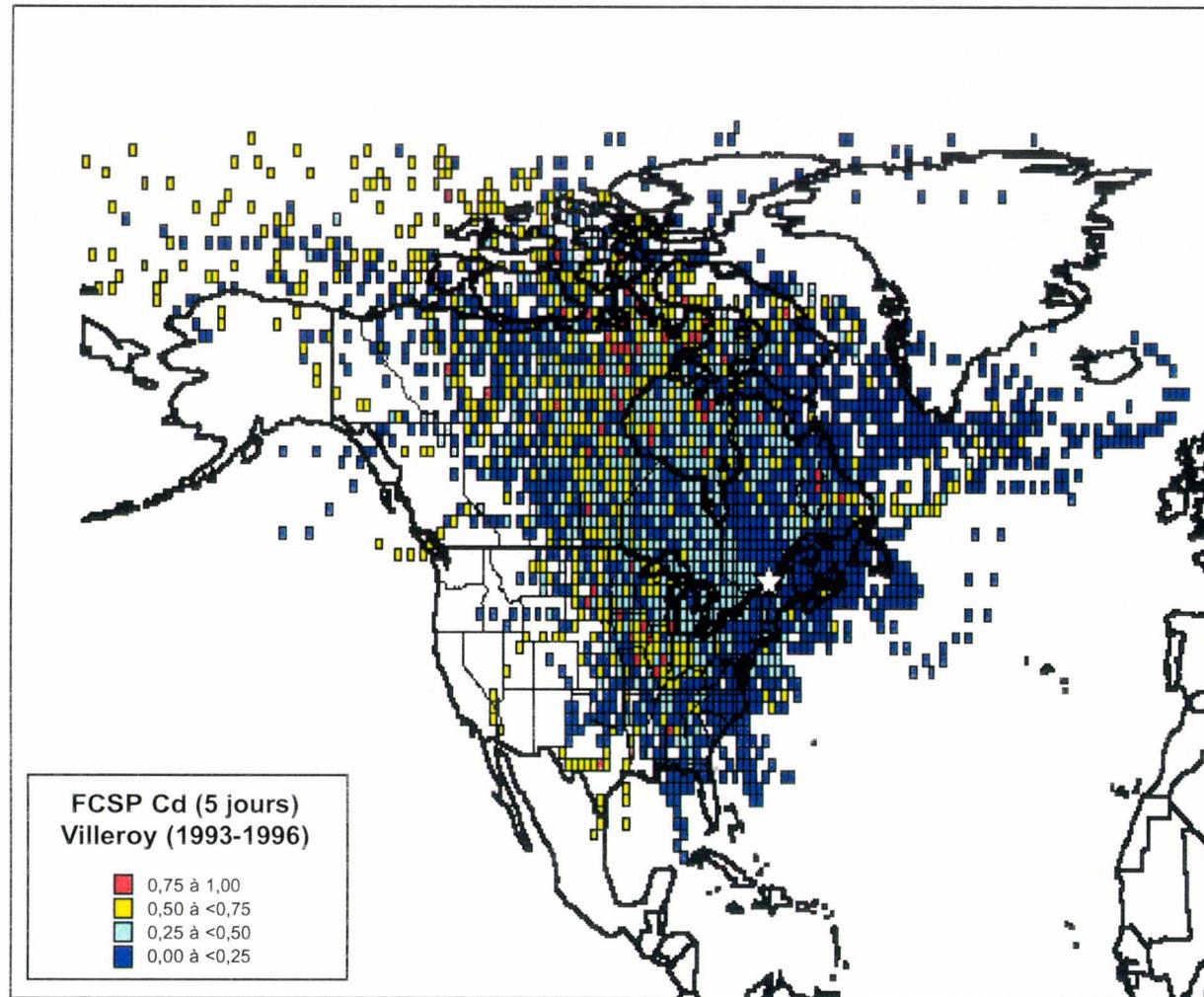


Figure 10.3 Carte des sources potentielles de cadmium à Villeroy

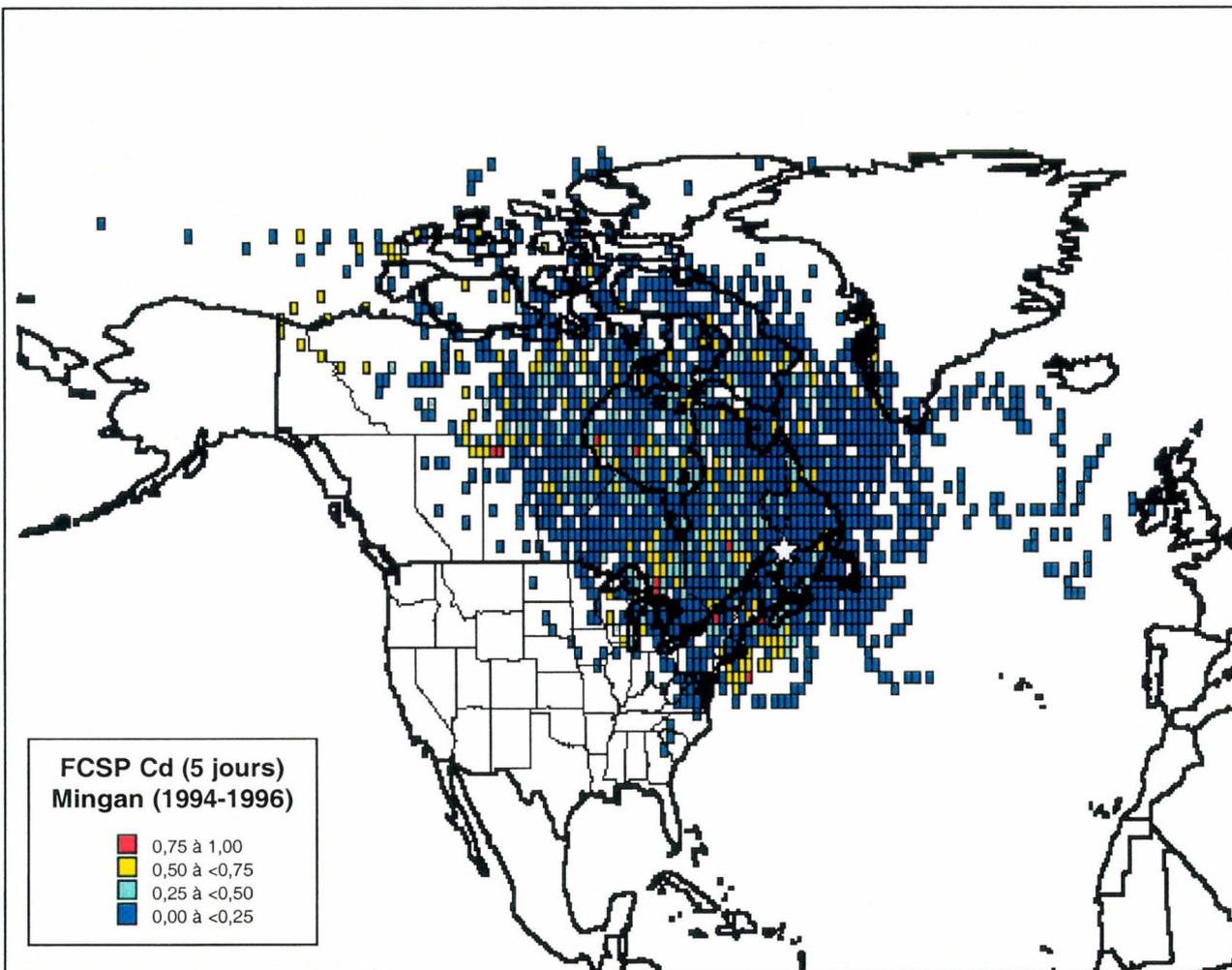


Figure 10.4 Carte des sources potentielles de cadmium à Mingan

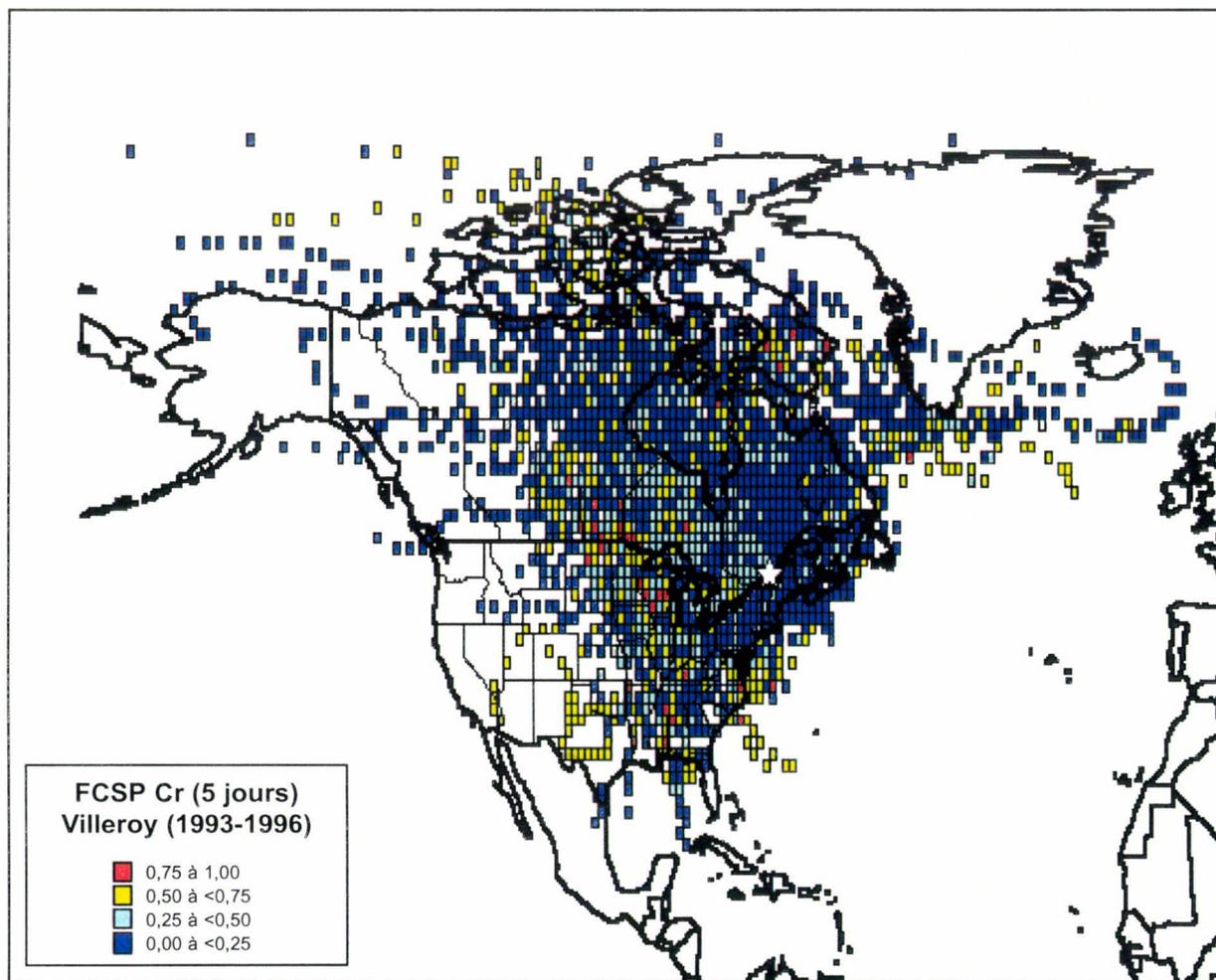


Figure 10.5 Carte des sources potentielles de chrome à Villeroy

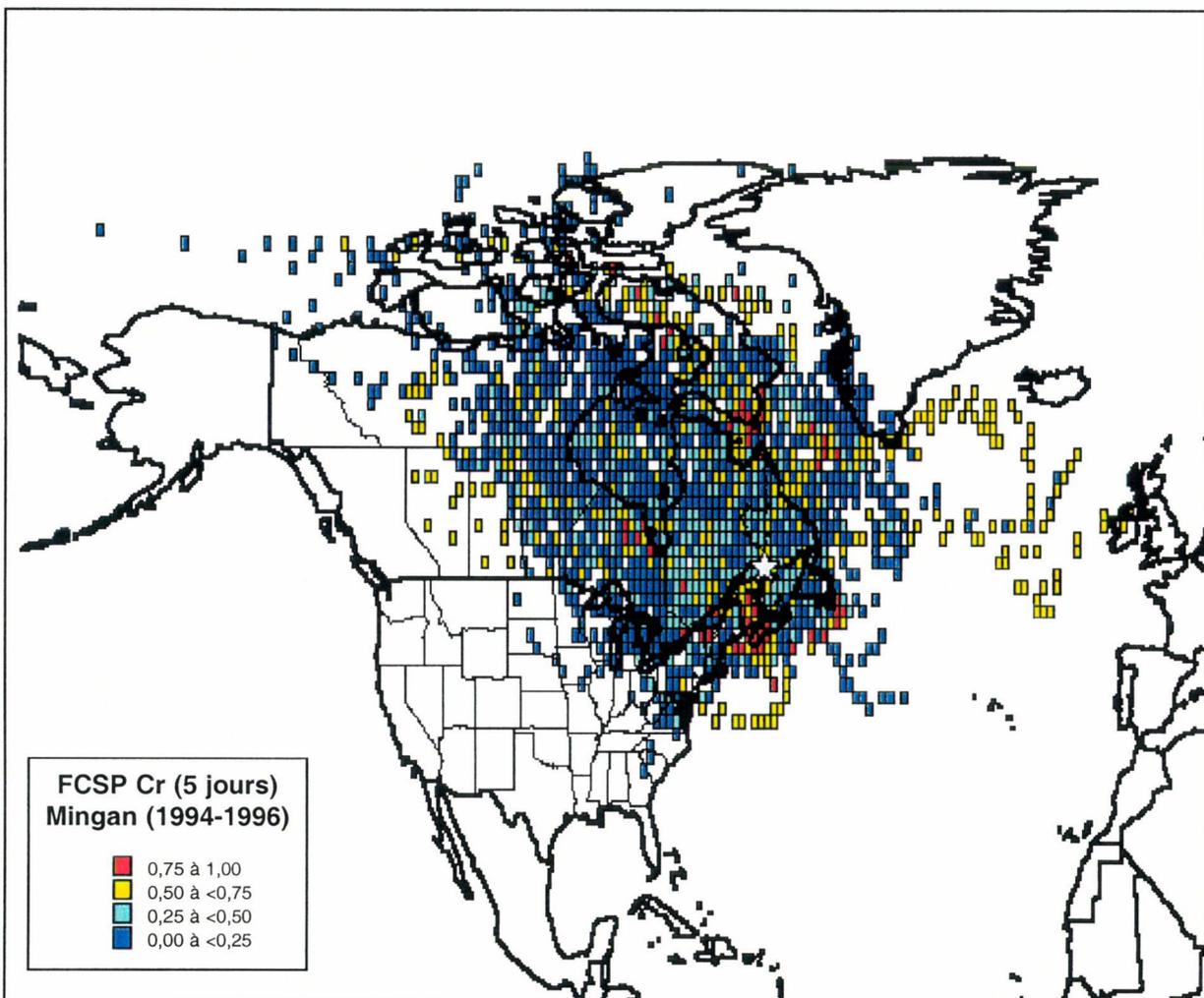


Figure 10.6 Carte des sources potentielles de chrome à Mingan

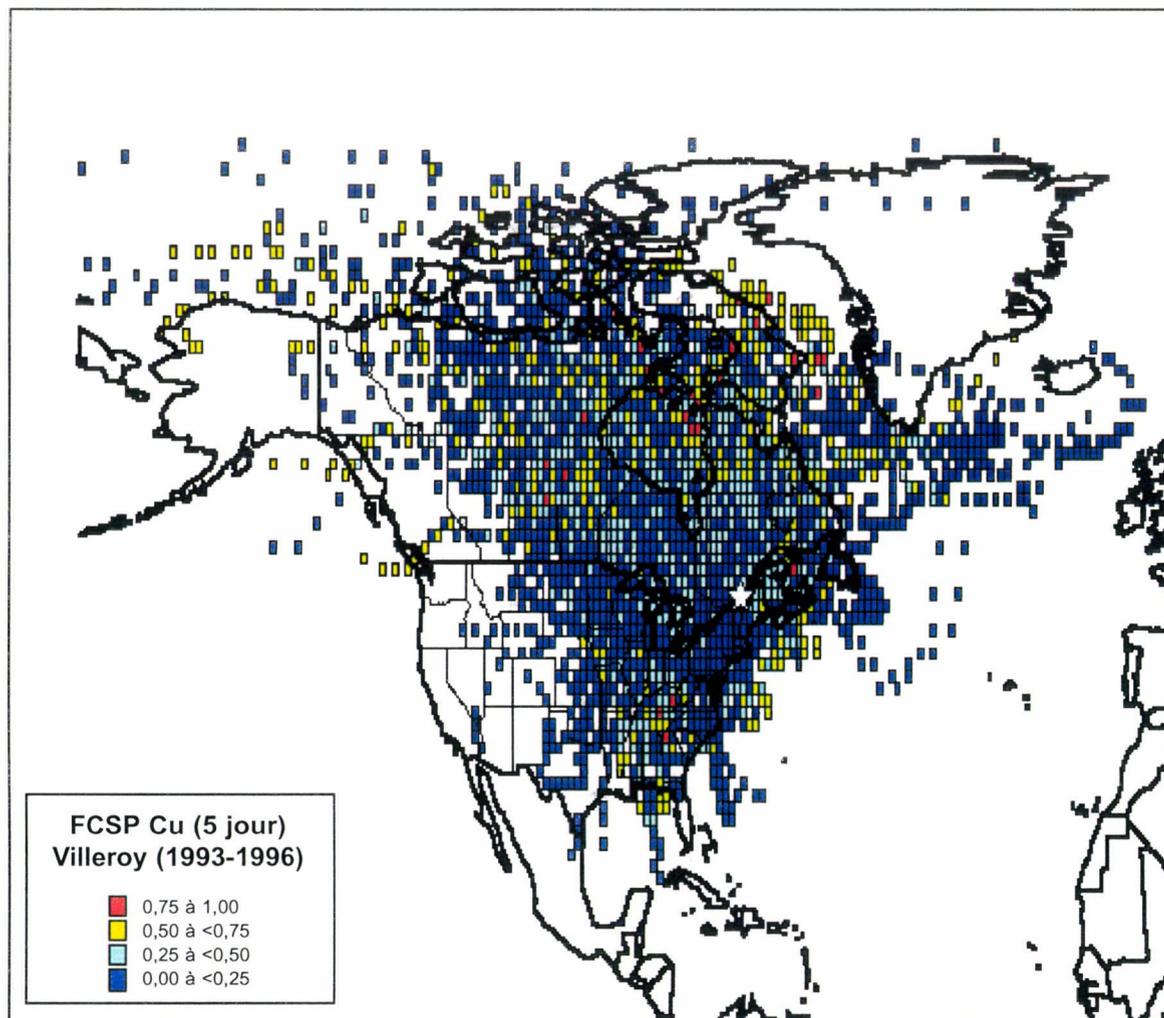


Figure 10.7 Carte des sources potentielles du cuivre à Villeroy

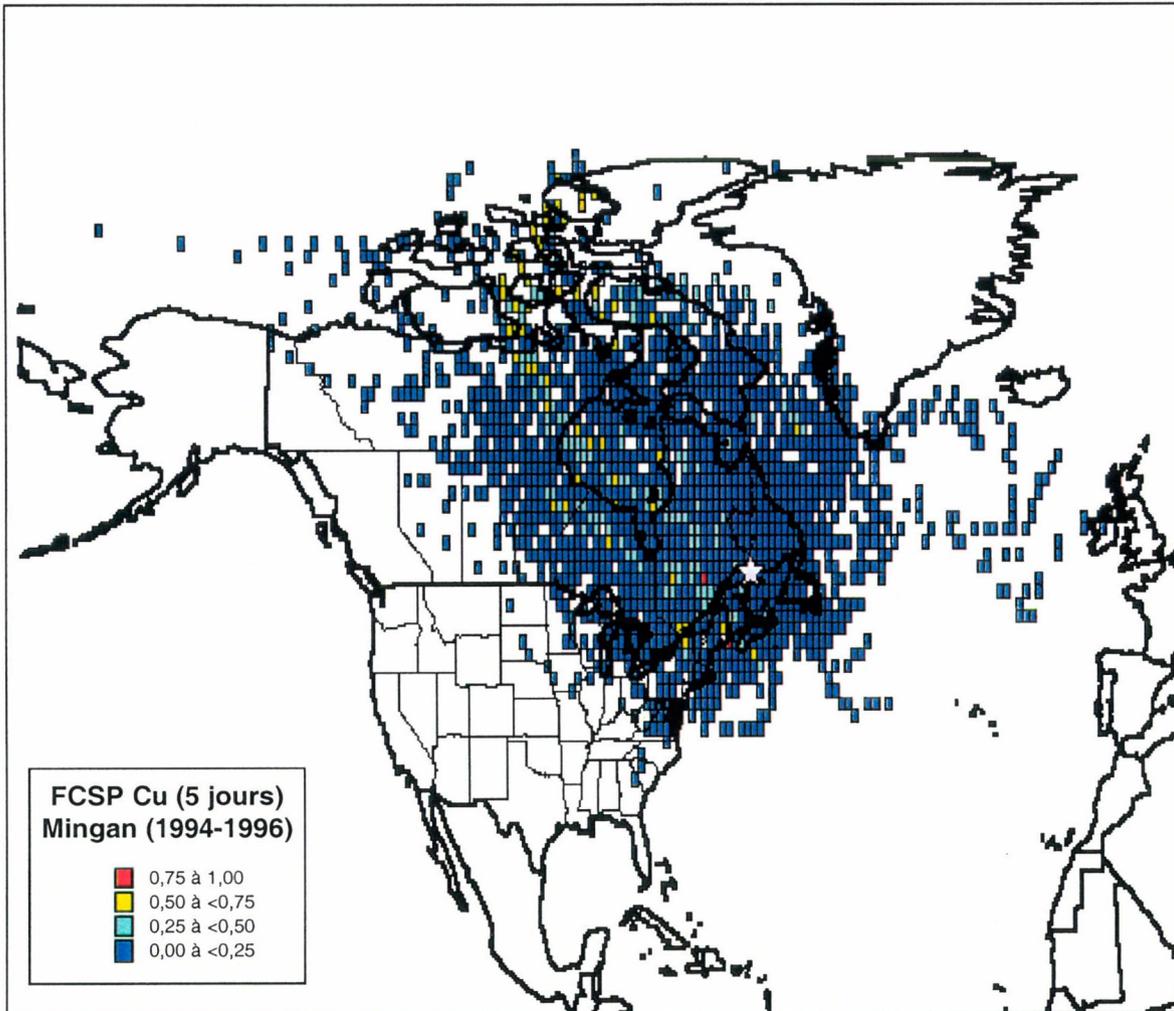


Figure 10.8 Carte des sources potentielles du cuivre à Mingan

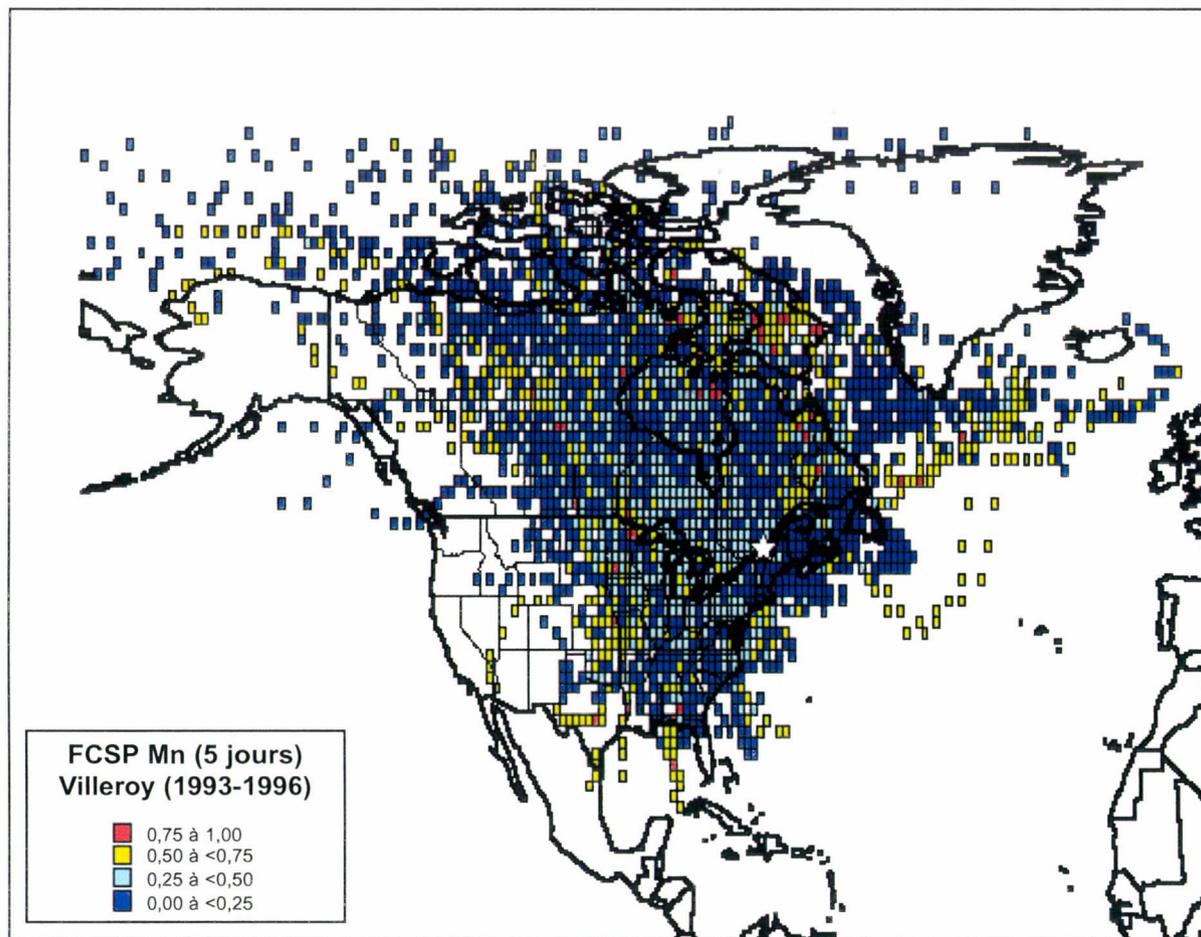


Figure 10.9 Carte des sources potentielles du manganèse à Villeroy

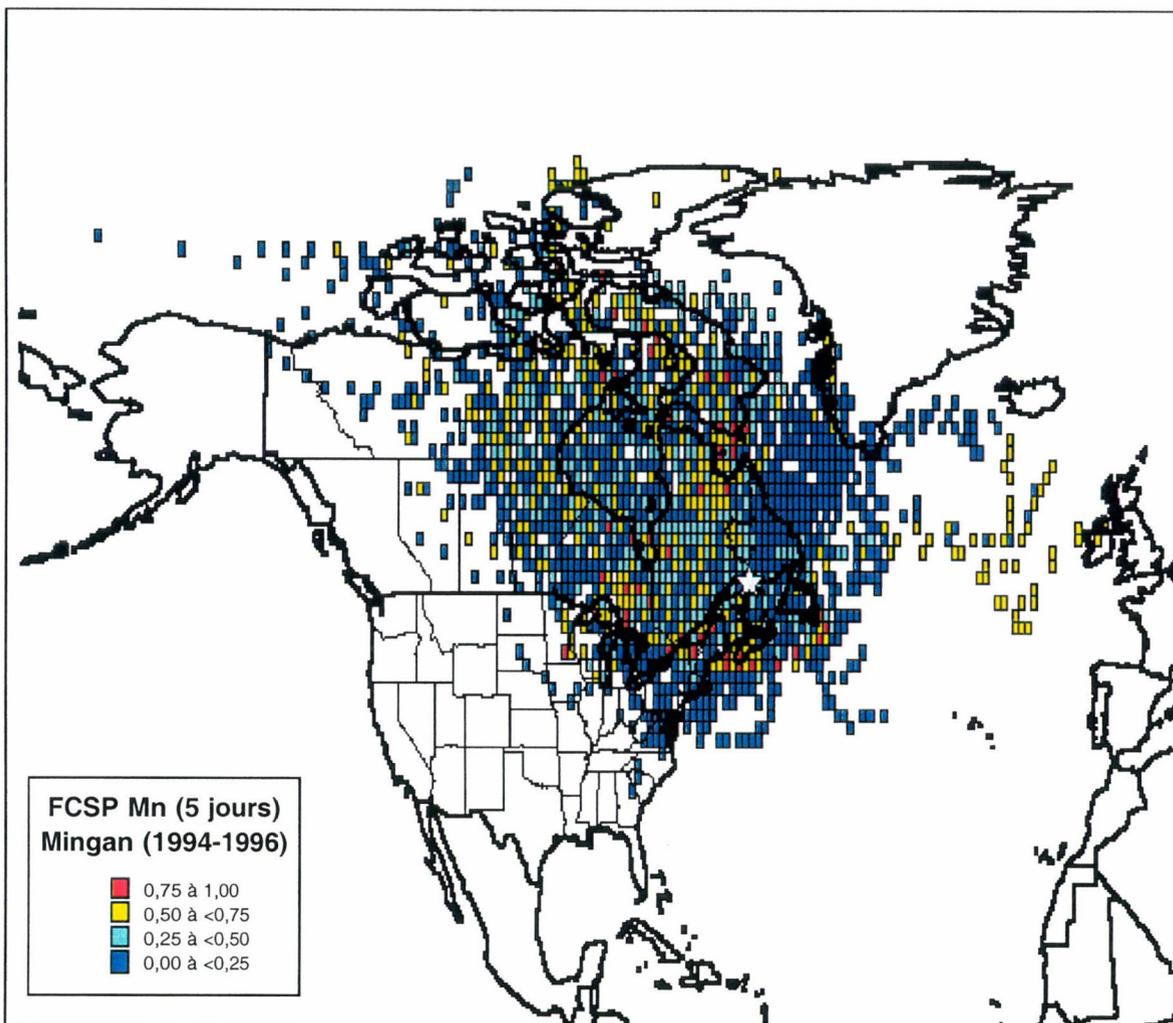


Figure 10.10 Carte des sources potentielles du manganèse à Mingan

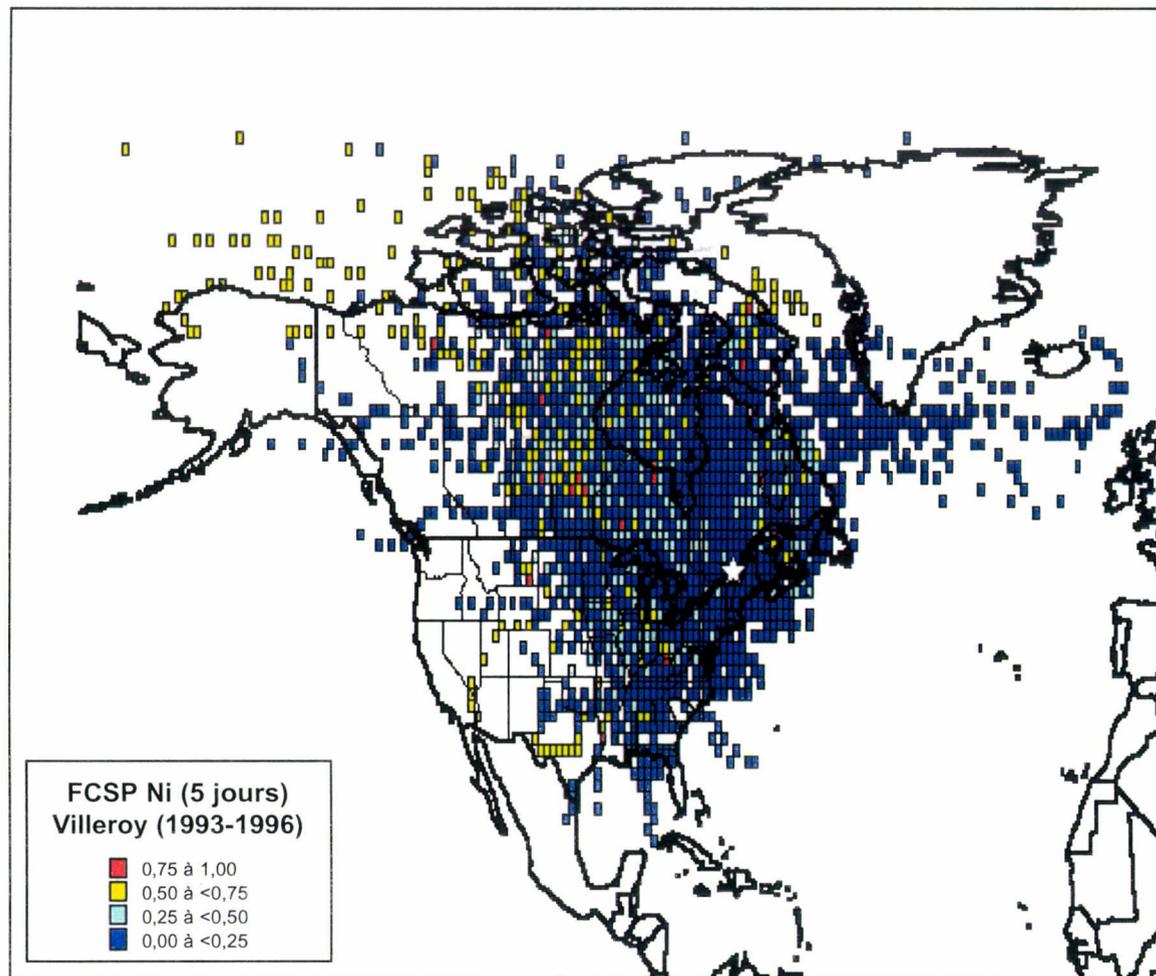


Figure 10.11 Carte des sources potentielles du nickel à Villeroy

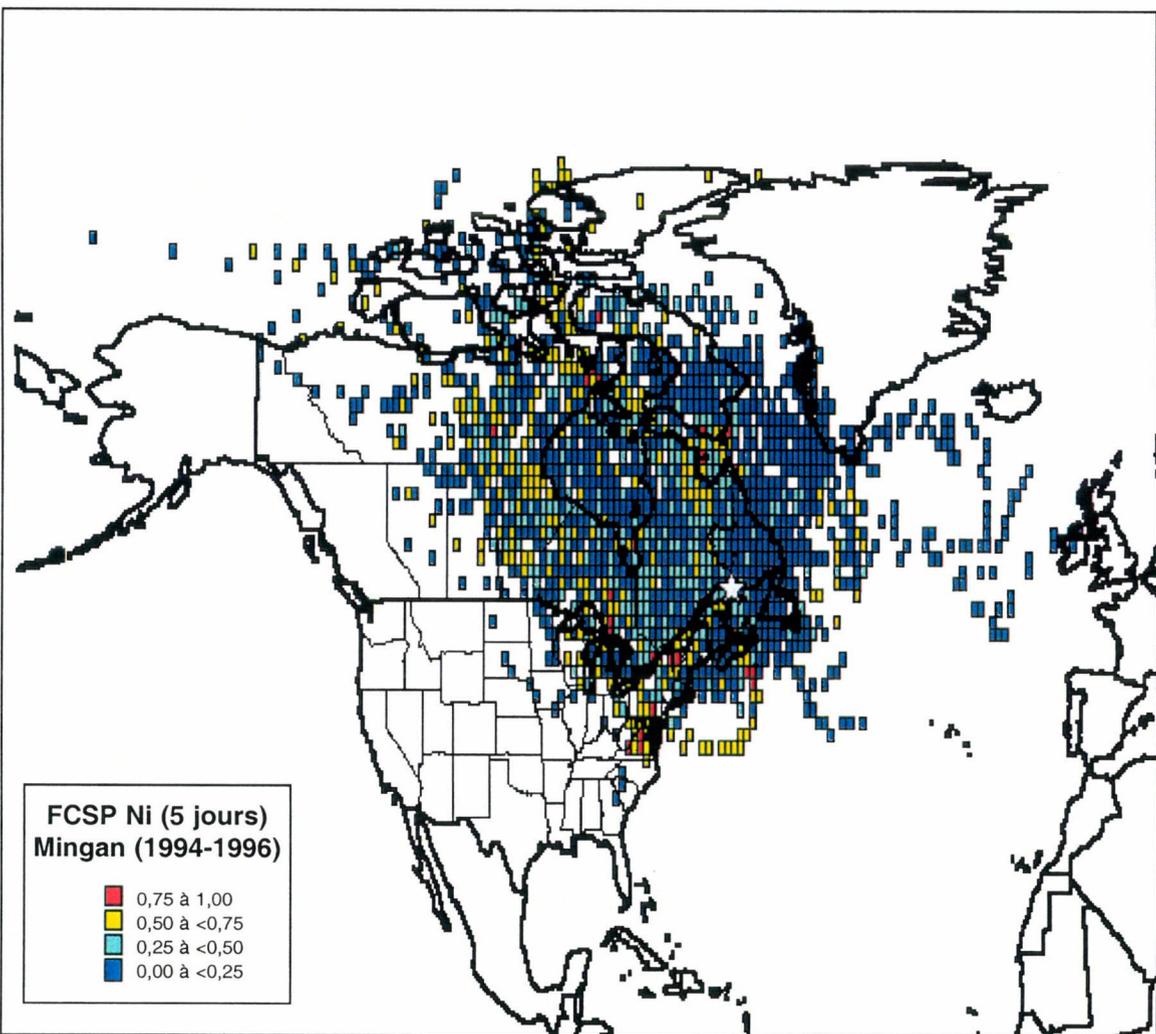


Figure 10.12 Carte des sources potentielles du nickel à Mingan

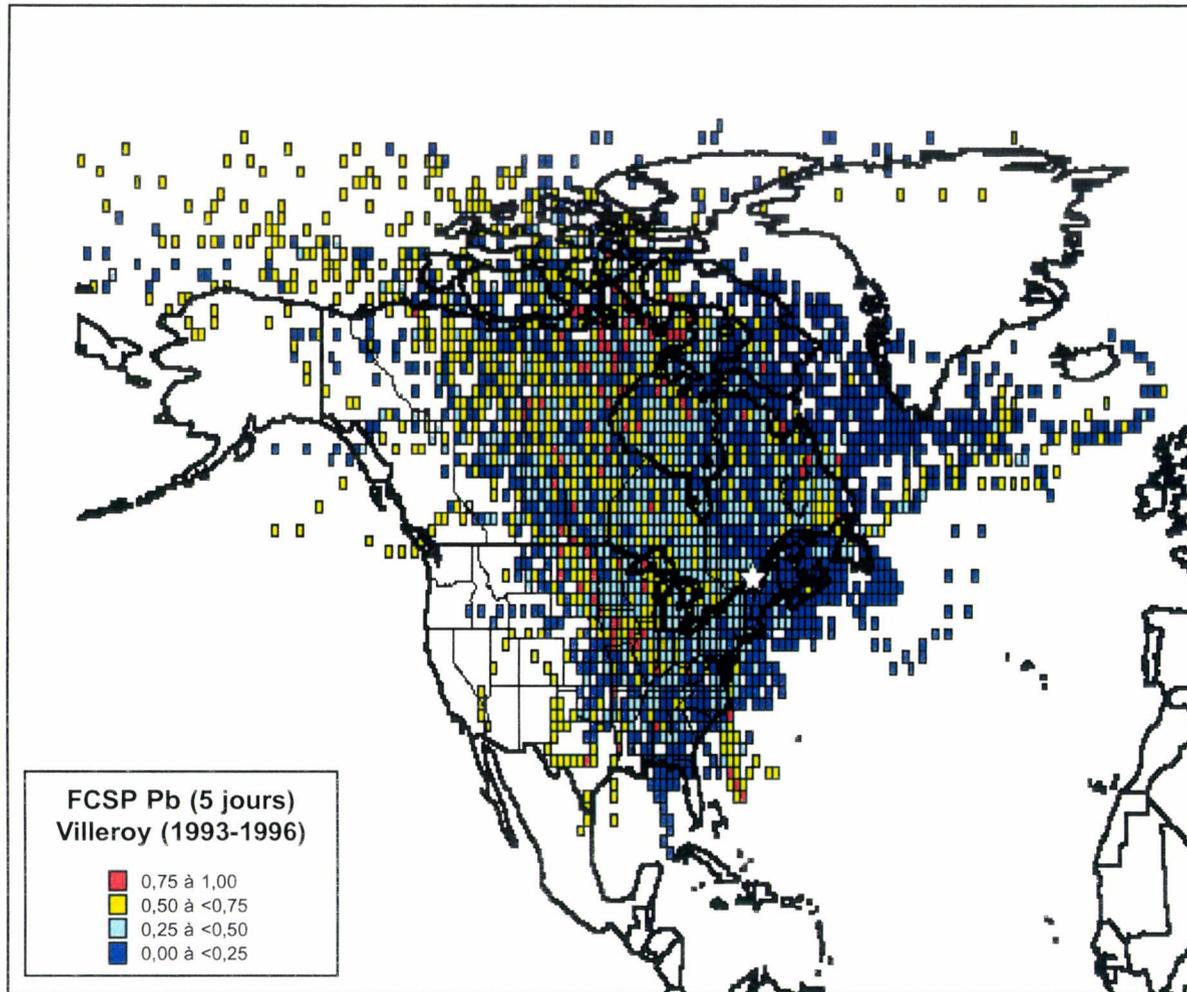


Figure 10.13 Carte des sources potentielles du plomb à Villeroy

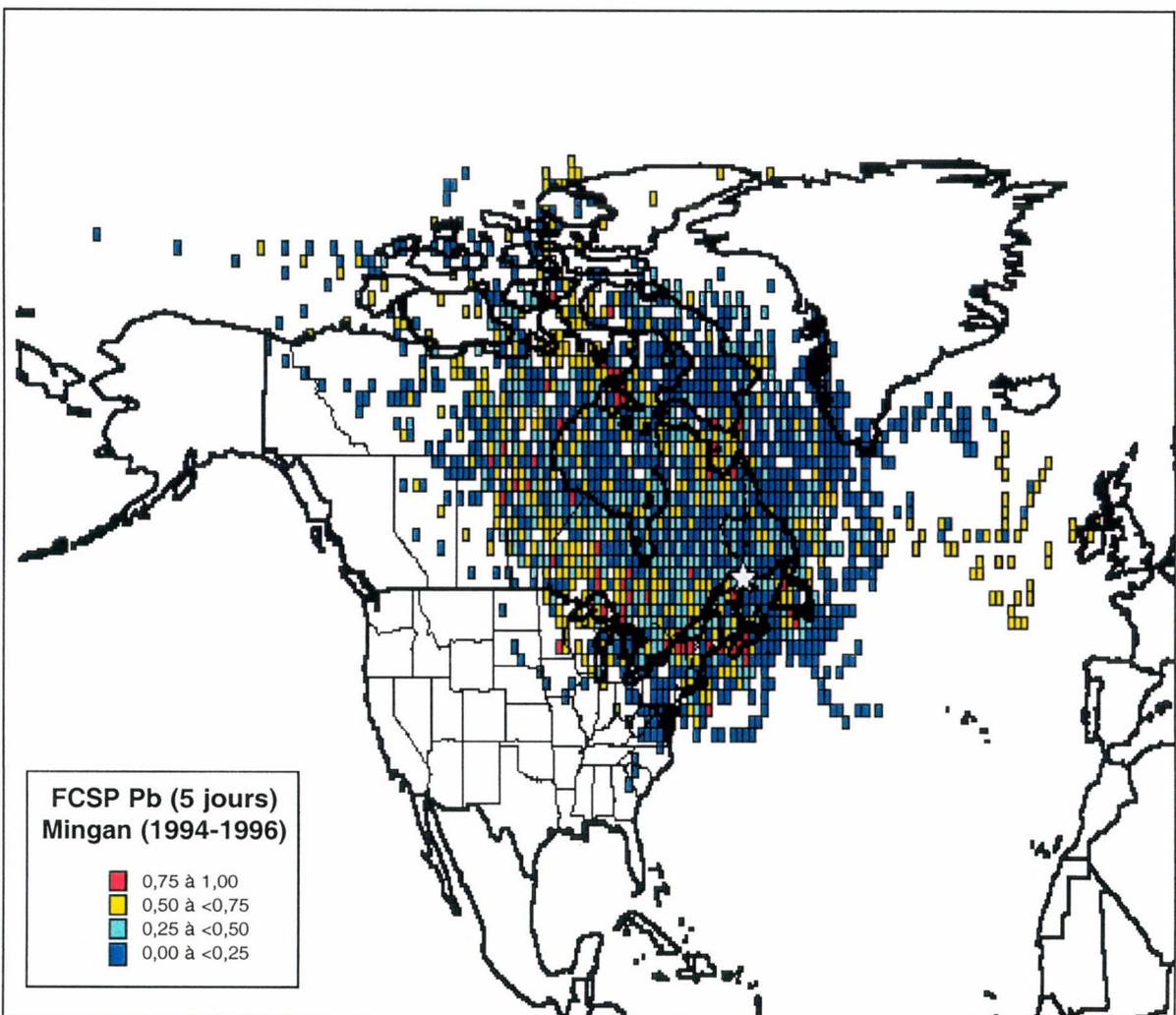


Figure 10.14 Carte des sources potentielles du plomb à Mingan

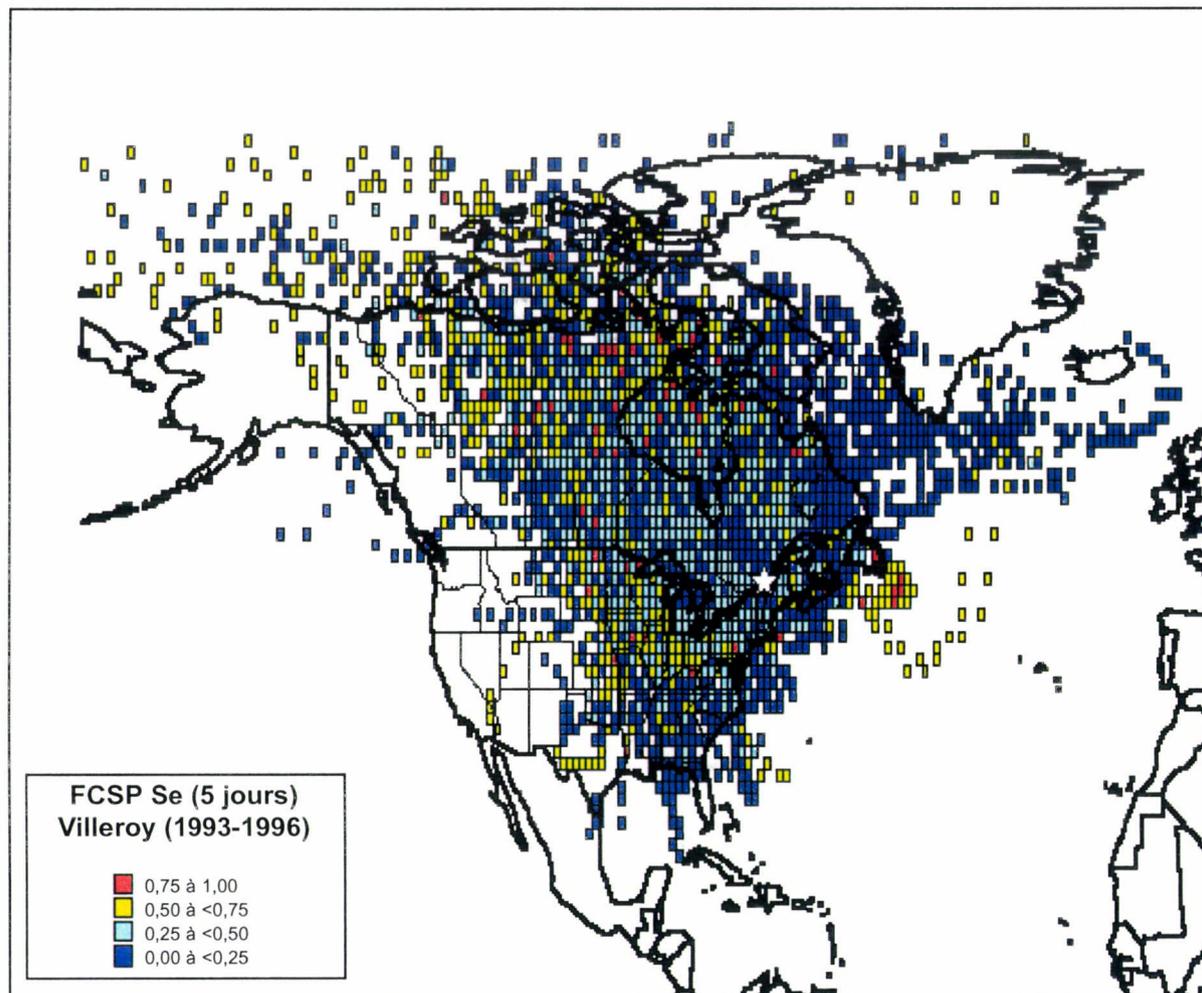


Figure 10.15 Carte des sources potentielles du sélénium à Villeroy

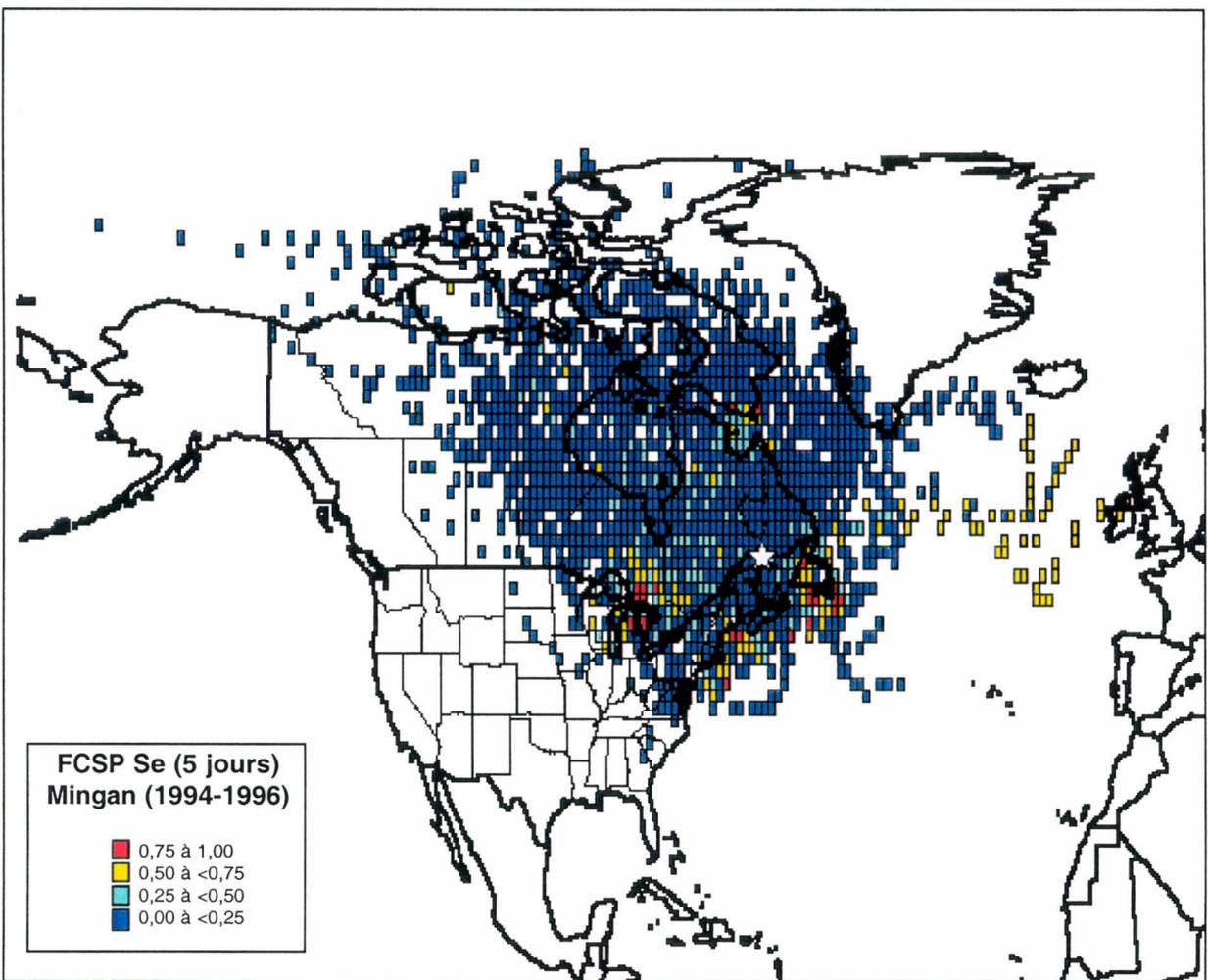


Figure 10.16 Carte des sources potentielles de sélénium à Mingan

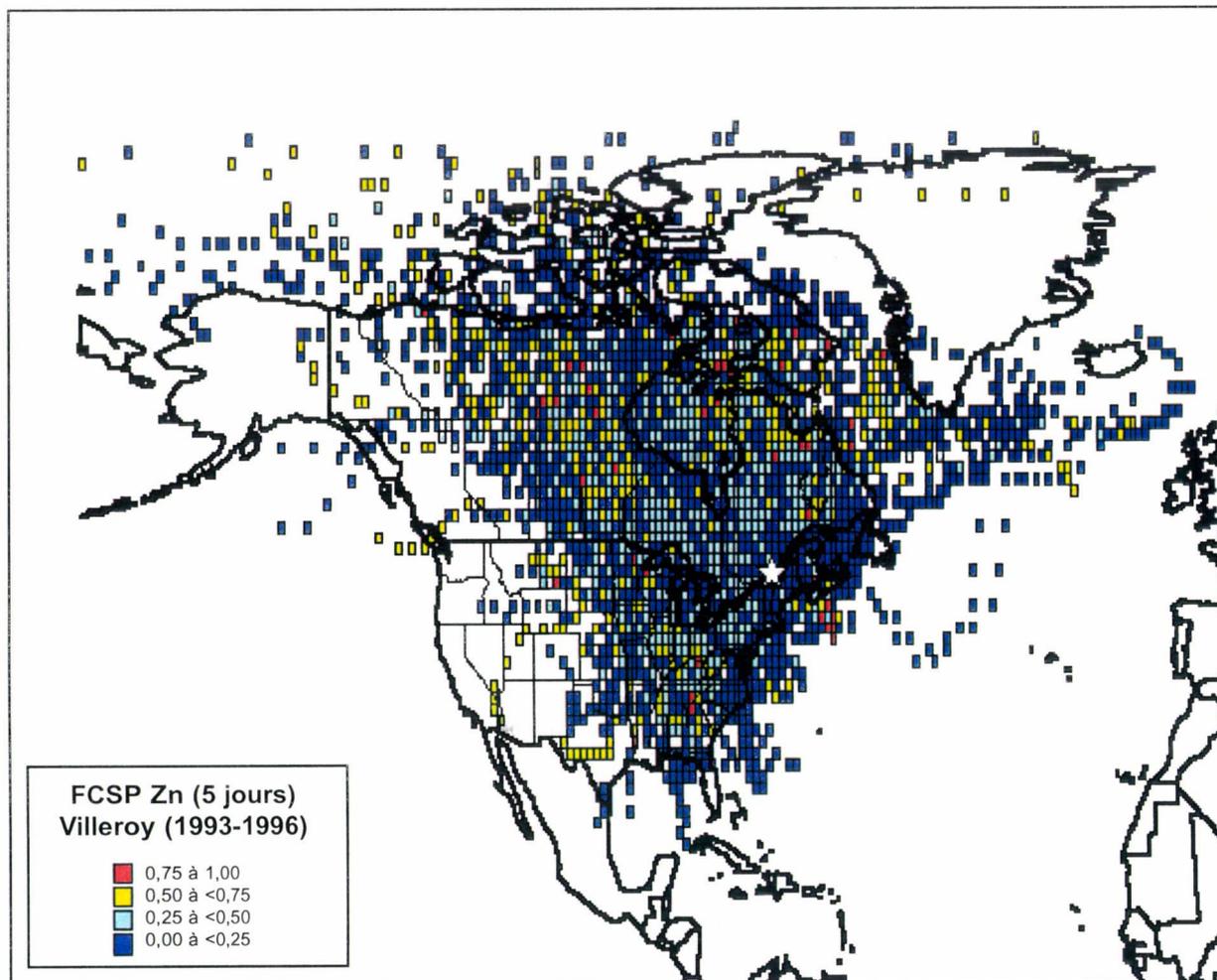


Figure 10.17 Carte des sources potentielles du zinc à Villeroy

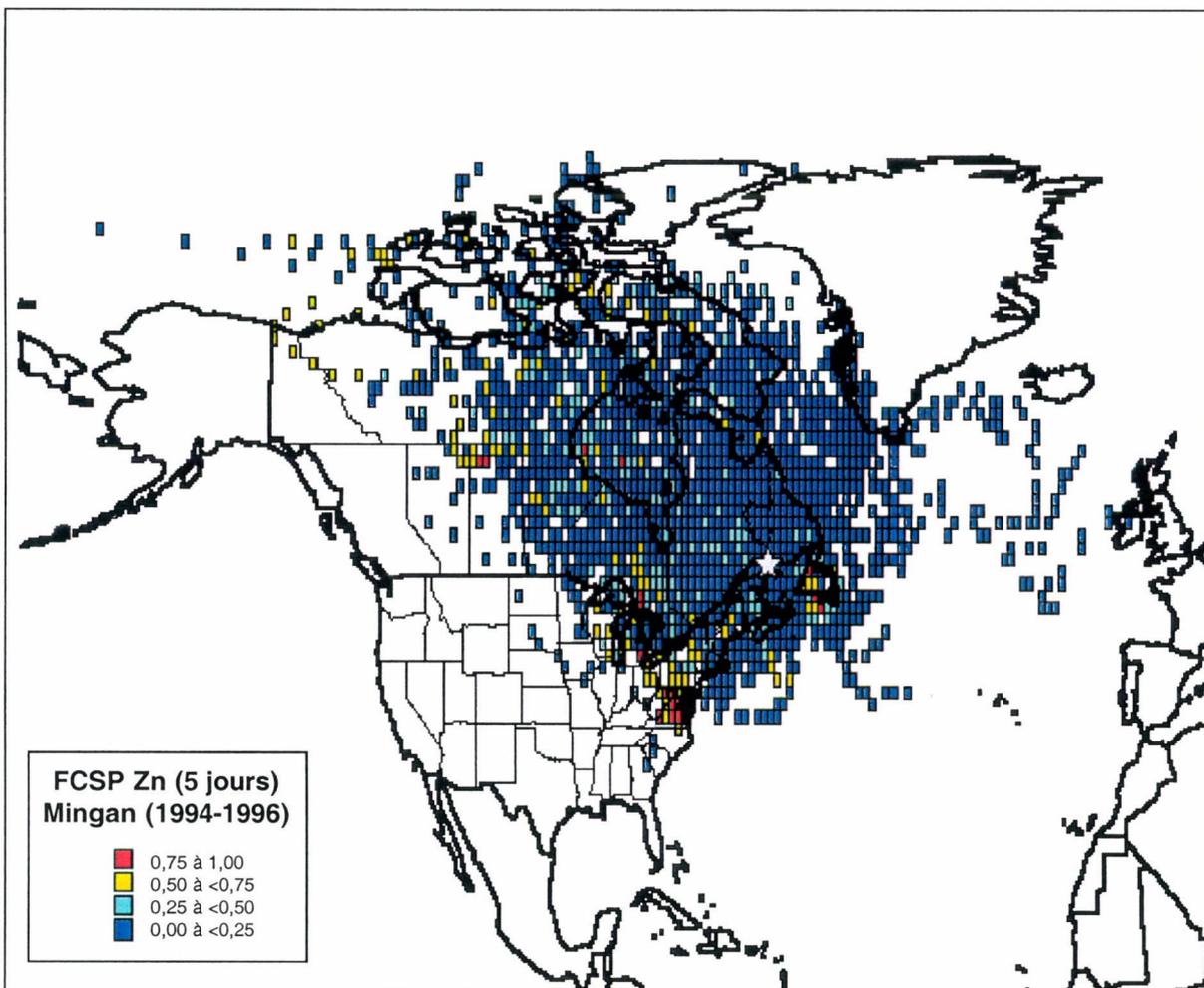


Figure 10.18 Carte des sources potentielles du zinc à Mingan

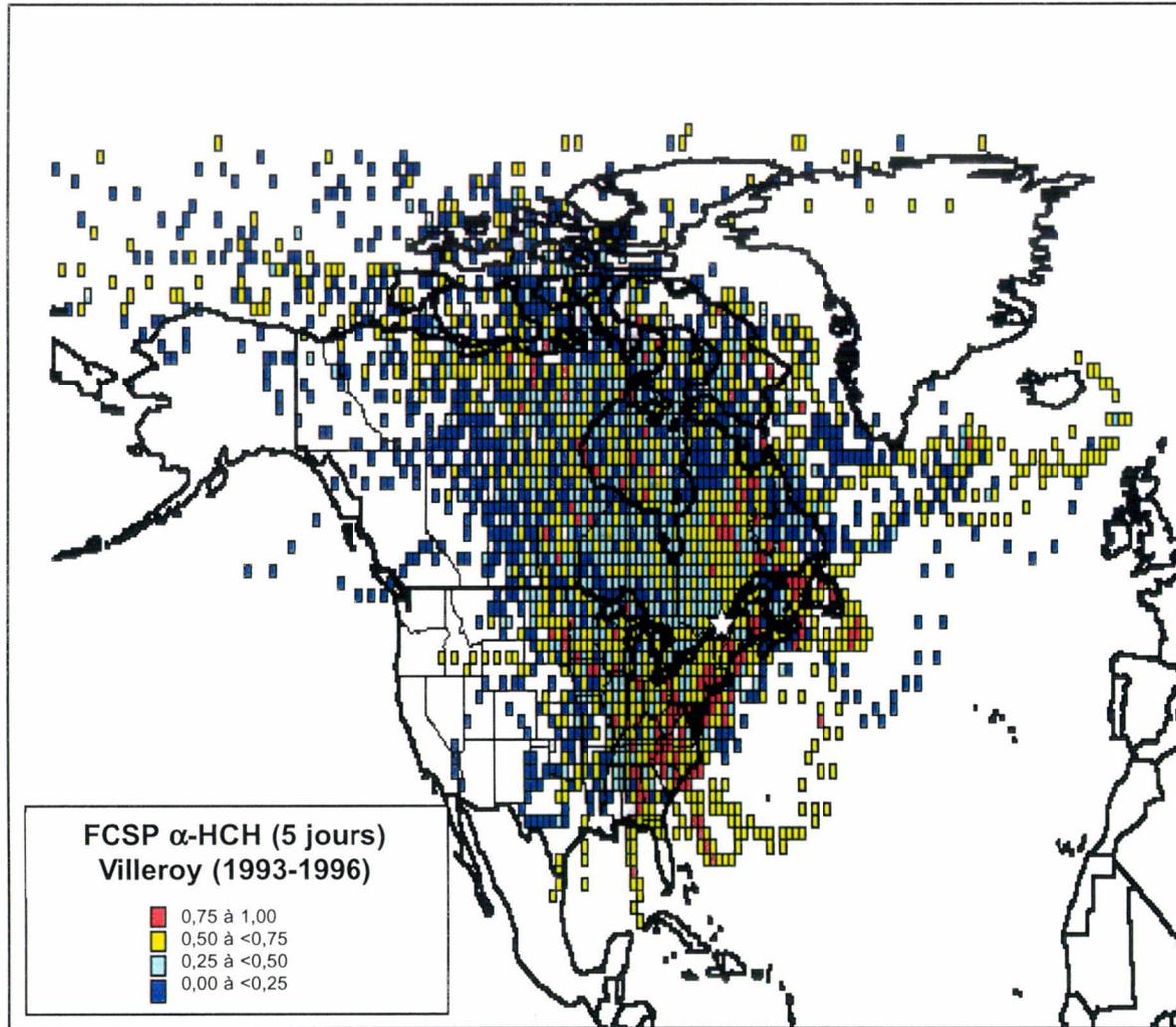


Figure 10.19 Carte des sources potentielles du α -HCH à Villeroy

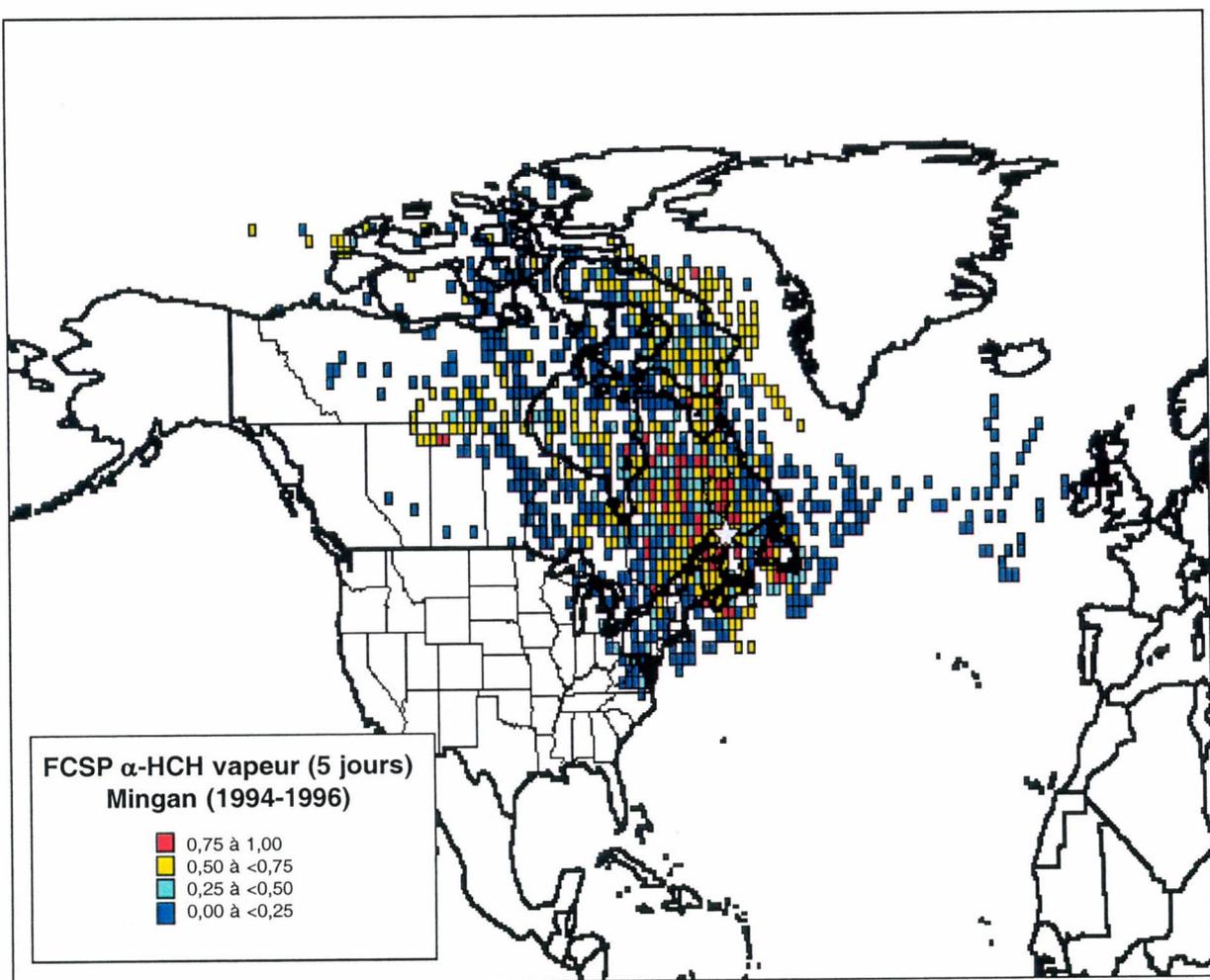


Figure 10.20 Carte des sources potentielles du α -HCH à Mingan

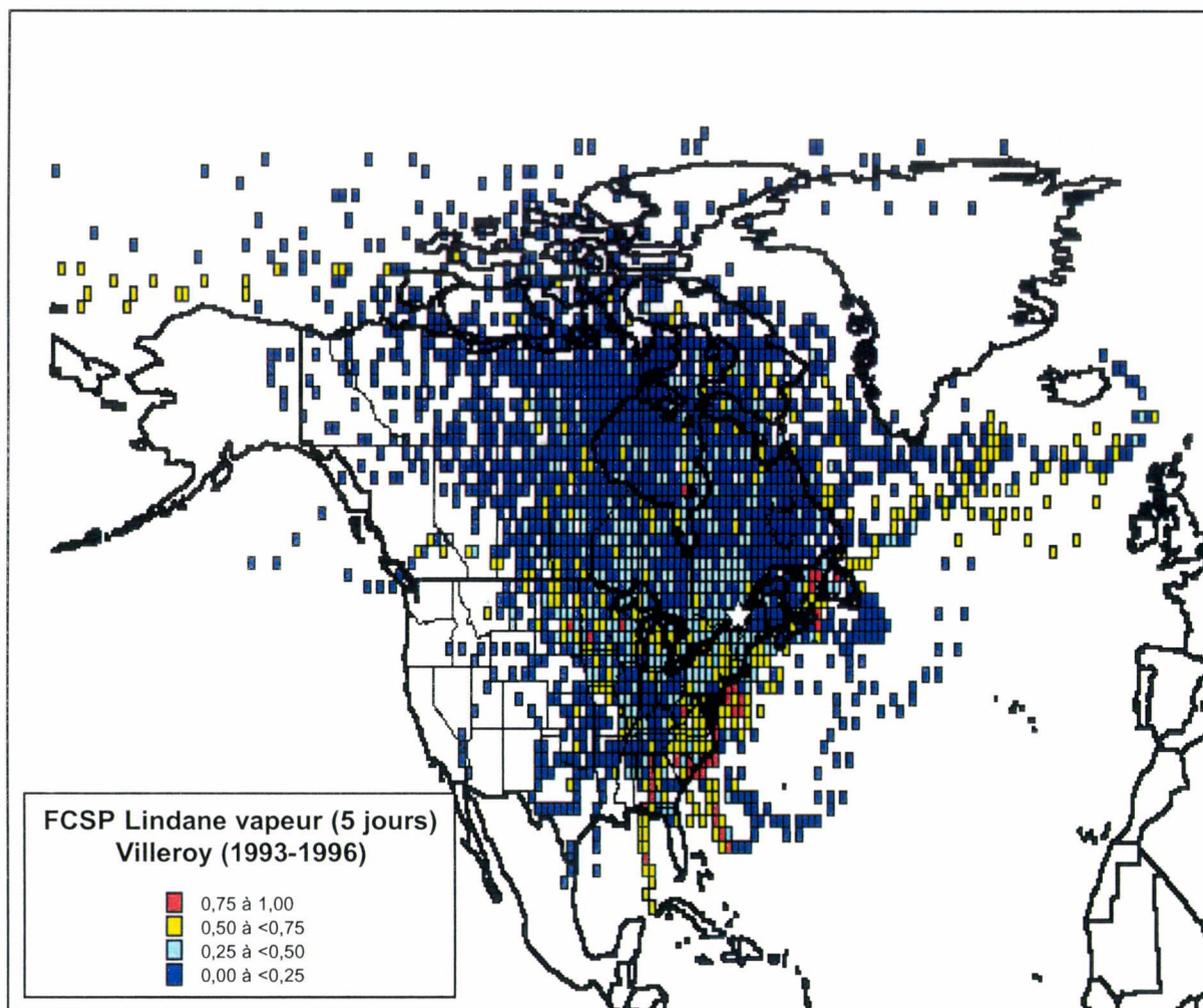


Figure 10.21 Carte des sources potentielles du lindane à Villeroy

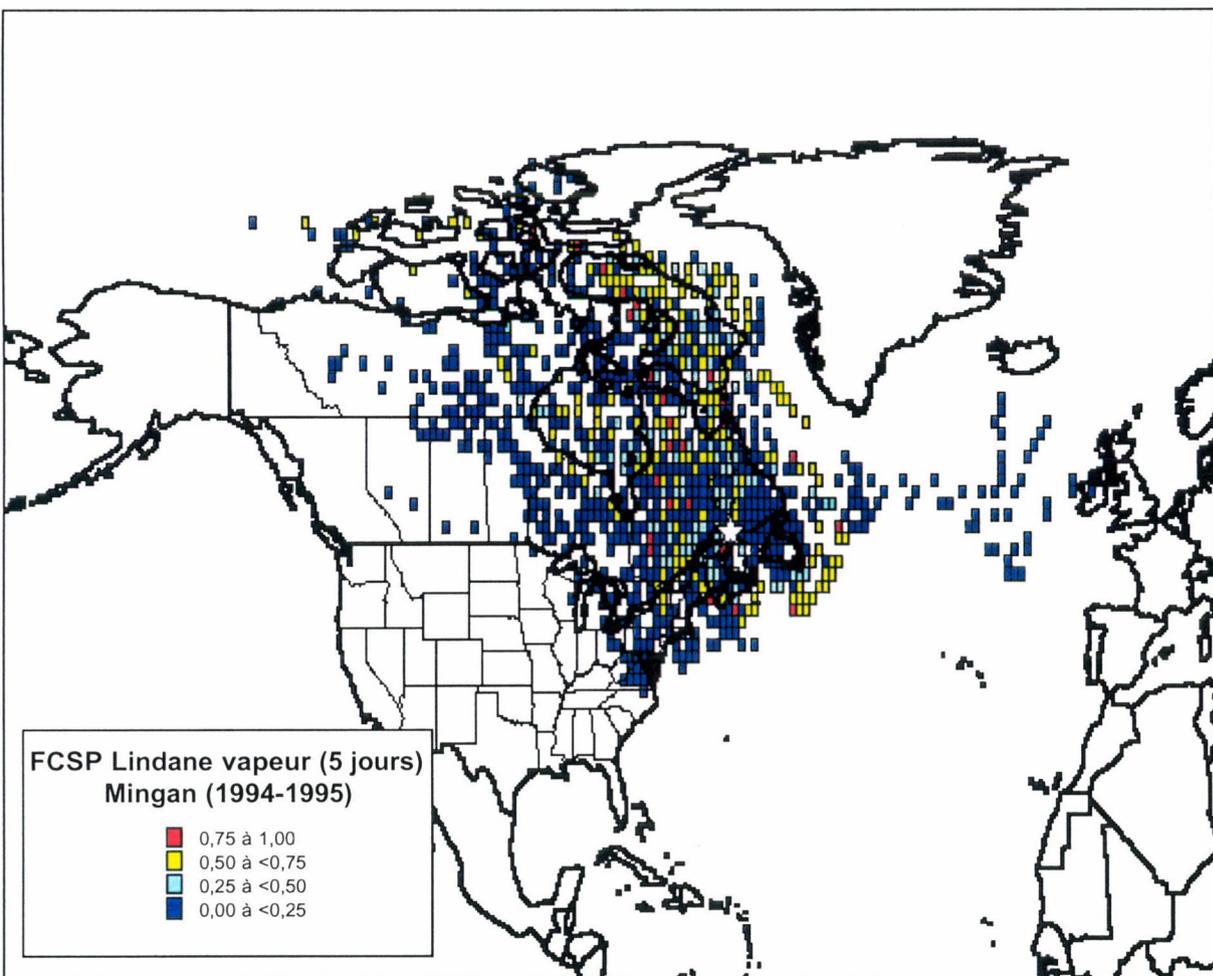


Figure 10.22 Carte des sources potentielles du lindane à Mingan

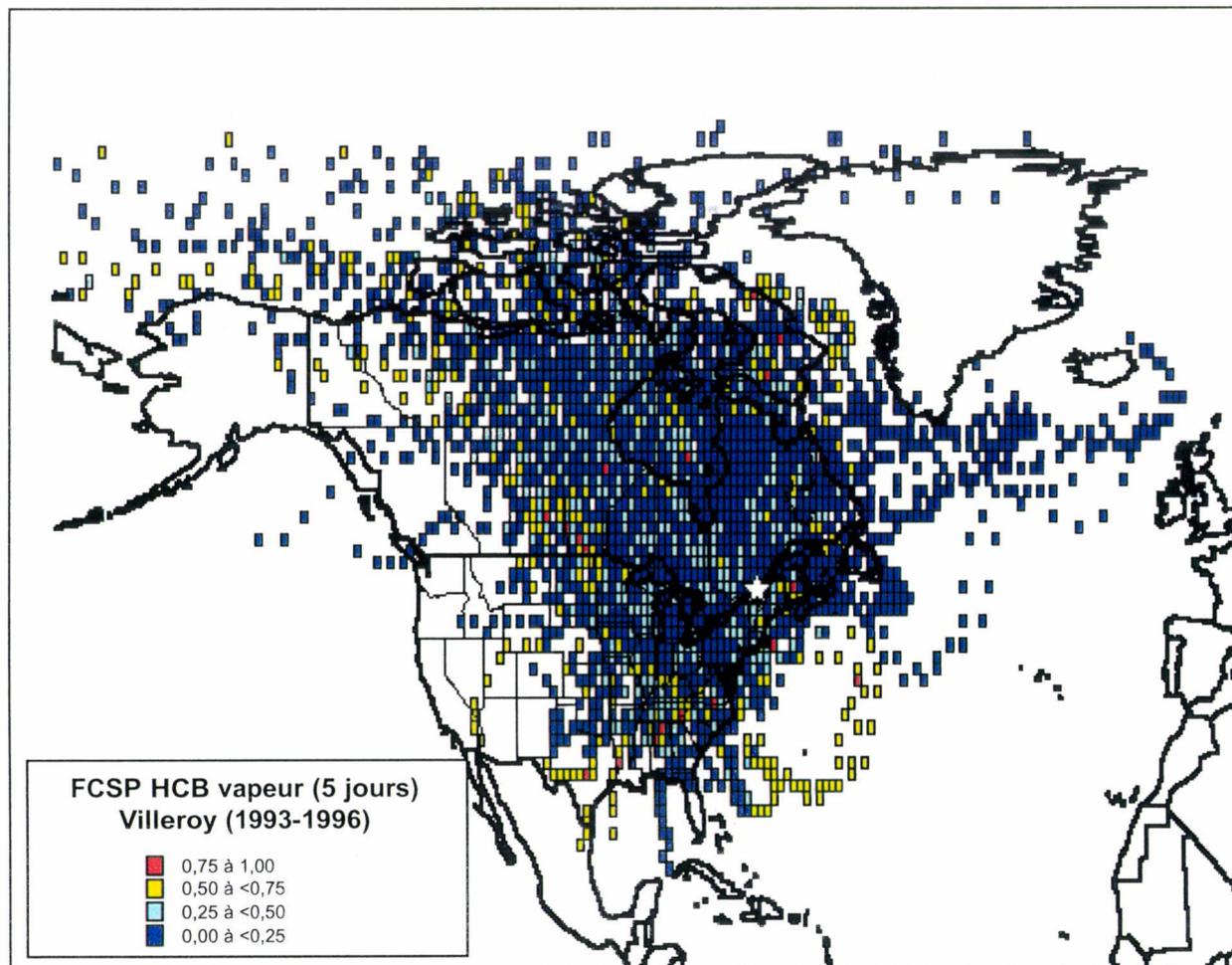


Figure 10.23 Carte des sources potentielles du HCB à Villeroy

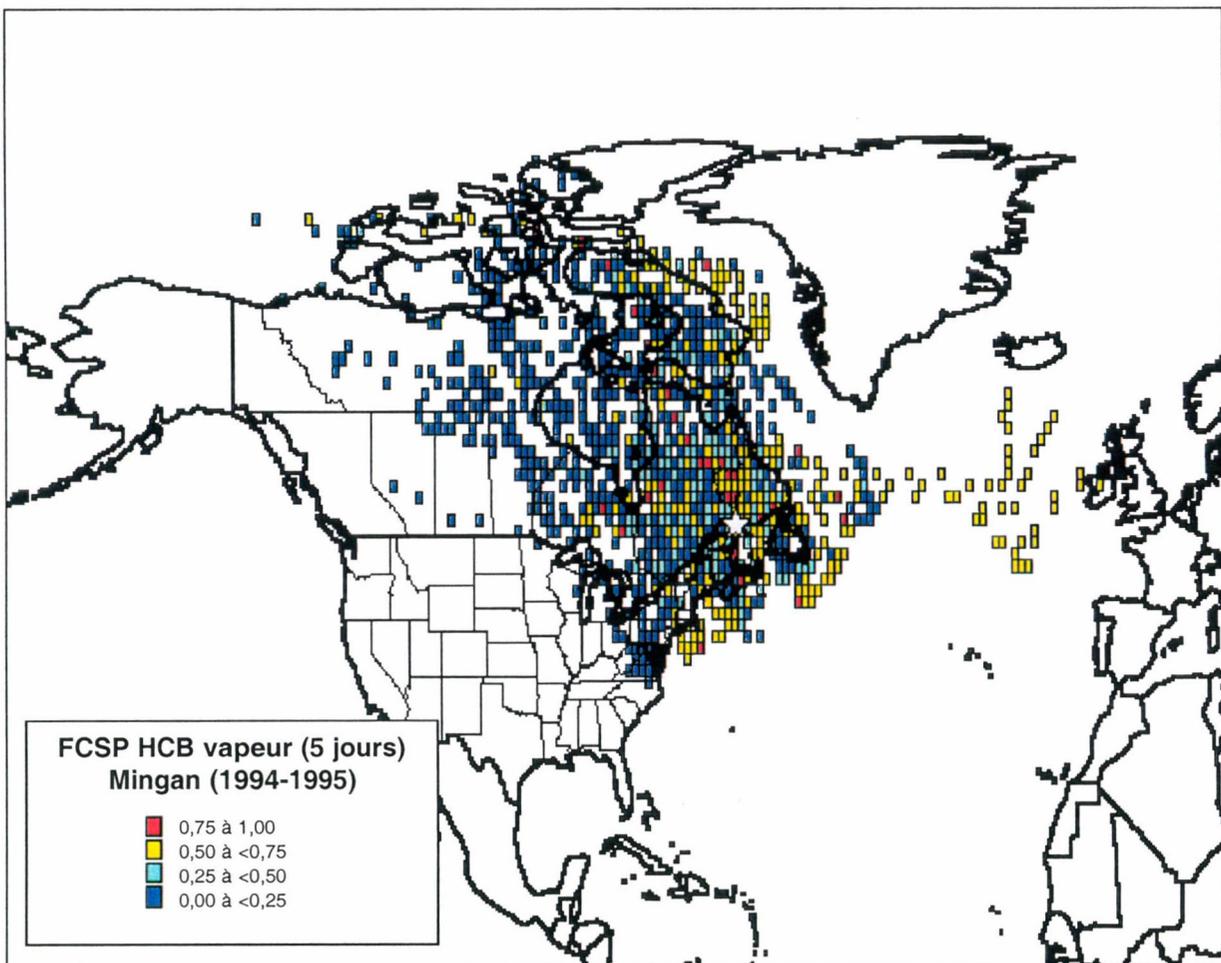


Figure 10.24 Carte des sources potentielles du HCB à Mingan

Références

AMC (Association Minière du Canada) (1998), [<http://www.mining.ca>].

Barrie L. (1988), Aspects of atmospheric pollutant origin and deposition revealed by multielemental observations at a rural location in eastern Canada. *J. of Geophysical Research*, 93(D4) : 3773-3788.

Barrie L.A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, R. Shearer, B. Tracey, et T. Bidleman (1992), Arctic contaminants: sources, occurrence and pathways. *The Science of the Total Environment*, 122 : 1-74.

Cheng M-D., P.K. Hopke, et Y. Zeng (1993a), A receptor-oriented methodology for determining source regions of particulate sulfate observed at Dorset, Ontario. *J. of Geophysical Research*, 98 (9) : 16839-16849.

Cheng M-D, P.K. Hopke, L. Barrie, A. Rippe, M. Olson, et S. Landsberger (1993b), Qualitative determination of source regions of aerosol in Canadian high Arctic. *Environ. Sci. Technol.*, 27 : 2063-2071.

Doiron & Associates (1997), Référence non-disponible.

EFQ (Environnement et Faune Québec) (1998), *Rapport-Bilan : la qualité de l'air au Québec de 1975 à 1994*. [<http://www.mef.gouv.qc.ca/mef/fr/environn/qualite/qualite.htm>].

EHC (Environmental Health Center) (1997), *Environment Writer : Chemical Background Index*. 1997. [<http://www.nsc.org/ehc/ew/chemical.htm>].

Environnement Canada (1993), *Rapport sommaire de l'inventaire national des rejets de polluants pour l'année 1993*. ISBN # 0-662-80127-X. CAT# En40-495-1/1995 F. [http://www.doe.ca/pdb/inrp.html#Rapports_sommaires].

Fan A., P.K. Hopke, T.M. Raunemaa, M. Öblad, et J.M. Pacyna (1995), A study on the potential sources of air pollutants. *Environ. Sci. & Pollut.* 2(2) : 107-115.

Gao N., M.D. Cheng, et P.K. Hopke (1994), Receptor modeling of airborne ionic species collected in SCAQS. *Atmos. Env.*, 28 : 1447-1470.

Gao N., P.K. Hopke, N.W. Reid (1996), Possible sources for some trace elements found in airborne particles and precipitation in Dorset, Ontario. *J. of the Air and Waste Management Assoc.*, 46 : 1035-1047.

- Hoff R.M., D.C.G. Muir, et N.P. Grift (1992), Annual cycle of polychlorinated biphenyls and organohalogen pesticides in air in Southern Ontario. 1. *Environ. Sci. Technol.*, 26 : 266-275.
- Hopke P.K., N. Gao, et M.D. Cheng (1993), Combining chemical and meteorological data to infer source areas of airborne pollutants. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 19 : 187-199.
- Keeler G.J., et P.J. Samson (1989), Spatial representativeness of trace element ratios. *Environ. Sci. Technol.*, 23 : 1358-1364.
- Lane D.A., W.H. Schroeder. et N.D. Johnson (1992), On the spatial and temporal variations in atmospheric concentrations of hexachlorobenzene and hexachlorocyclohexane isomers at several locations in the province of Ontario, Canada. *Atmos. Env.*, 26A : 31-42.
- Merck Index* (1989), Onzième édition, 1606 p.
- MacLachy J. (1992), *Metals Data from Base Metal Smelters and Refineries : (As, Cd, Cr, Ni, Pb, Hg)*. Environment Canada.
- National Geographic Atlas of North America (1985), *Space Age Portrait of a Continent*.
- NRCan (Natural Resources Canada) (1993, 1995, 1996), *Canadian Minerals Yearbook*.
- NRCan (Natural Resources Canada) (1993b), *Electric Power in Canada*.
- Olson M.P., K.K. Oikawa K.K., et A.W. Macafee (1978), *A trajectory model applied to the long-range transport of air pollutants*. Report of Atmospheric Environment Service, Downsview, Ontario.
- Poissant L. (1999), Potential sources of atmospheric total gaseous mercury in the St.Lawrence river Valley, *Atmos. Env*, 33 : 2537-2547.
- Poissant L. et P. Béron (1993), Mise en évidence d'une contamination atmosphérique des eaux de surface au nord du 55^e parallèle Québécois. *Sciences et techniques de l'eau*, 26 : 13-19.
- Poissant L. et JF. Koprivnjak (1996a), Concentrations de quelques composés organiques semi-volatils dans l'air et la précipitation en milieu rural (Villeroy, Québec) et leur dynamique environnementale. *Vecteur Environnement*, 29 : 29-39.
- Poissant L. et JF. Koprivnjak (1996b), Fate and atmospheric concentrations of α - and γ -Hexachlorocyclohexane in Québec, Canada. *Environ. Sci. Technol.*, 30 : 845-851.

Poissant L. et JF. Koprivnjak (1997), Some persistent organic pollutants and heavy metals in North American Background atmosphere : a review. Soumis à *Chemosphere*.

Poissant L., JF. Koprivnjak, et R. Mathieu (1997), Some persistent organic pollutants and heavy metals in the atmosphere over a St. Lawrence River Valley site (Villeroy) in 1992. *Chemosphere*, 34(3) : 567-585.

Poissant L., JP. Schmit, et P. Béron (1994), Trace inorganic elements in rainfall in the Montreal Island. *Atmos. Env.* 28(2) : 339-346.

RNCan (Ressources Naturelles Canada) (1994, 1995, 1996), *Mines et usines de traitement de minéraux au Canada*.

RNCan (Ressources Naturelles Canada) (1996), Secteur des minéraux et des métaux. [<http://www.nrcan.gc.ca/mms>].

SBICG (Southam Business Information and Communications Group Inc.) (1992), *Energy in Canada*.

StatCan (Statistics Canada) (1993), *Electric Power Statistics*, vol. III, catalogue 57-206.

StatCan (Statistique Canada) (1994), *Incendies de forêt et superficie détruite, selon la cause, 1994*. [http://www.statcan.ca/francais/Pgdb/Land/Environment/envir02b_f.htm]

StatCan (Statistique Canada) (1995), *Mines Métalliques*. N° 26-223-XPB au catalogue.

US-EPA (1995), Toxic Release Inventory. Voir site du RTK (Right to Know Network). [<http://www.rtk.net>].

US-DI (US Department of the Interior) (1995), *Minerals Yearbook : Metals and Minerals*, vol. 1.

Whelpdale D.M., et J.L. Moody (1990), Large-Scale Meteorological Regimes and Transport Processes. In : *The Long-Range Atmospheric Transport of Natural and Contaminant Substances*. (A.H. Knap, ed.), Kluwer Academic Publishers. Netherlands. p. 3-36.

Zeng Y., et P.K. Hopke (1989), A study of the sources of acid precipitation in Ontario, Canada. *Atmos. Env.*, 23 : 1499-1509.

Zeng Y. et P.K. Hopke (1994), Comparison of the source locations and seasonal patterns for acidic species in precipitation and ambient particles in Southern Ontario, Canada. *The Science of the Total Environment*, 143 : 245-260.

Chapitre 11 - Le cycle du mercure atmosphérique

L'intérêt pour la problématique du mercure s'accroît à travers le monde, tant à l'échelle régionale que globale. À titre d'exemple, cinq conférences internationales tenues récemment sur le sujet (la première à Gälve (Suède) en 1990, la seconde à Monterey, Californie (USA) en 1992, la troisième à Whistler (Canada) en juillet 1994 et la quatrième à Hambourg (Allemagne) en 1996 et la dernière à Rio (Brésil) en 1999) illustrent cette volonté de la communauté scientifique d'accroître nos connaissances sur le mercure.

Le cycle du mercure est très complexe. Déjà présent dans l'écorce terrestre à des concentrations variables (0,5 ppm environ), le mercure est omniprésent dans les régions industrialisées. L'activité industrielle actuelle et passée provoque toujours une mobilisation du mercure dans l'air, l'eau et les sédiments de certaines régions du monde et contribue à augmenter constamment le niveau de base du bruit de fond (Fitzgerald, 1995).

Un des points saillants des études internationales et régionales est qu'une fraction importante du mercure serait véhiculée par le biais de l'atmosphère. Au Québec, des études récentes effectuées sur les teneurs en mercure dans des carottes de sol, des sédiments lacustres et dans les lichens indiquent implicitement que l'atmosphère est une importante voie de pollution (Lucotte *et al.*, 1995).

Les émissions mondiales totales d'origine anthropique de mercure à l'atmosphère sont estimées à 3 600 tonnes par an. Les principales sources sont par ordre décroissant la combustion du charbon, l'incinération des déchets, la combustion du bois et l'industrie non-ferreuse (Nriagu et Pacyna, 1988). Les émissions naturelles (volcans, feux de forêt, volatilisation biogénique et géochimique), bien que mal connues, peuvent être comprises entre 2 500 et 150 000 tonnes par année (Lui *et al.*, 1994). Les émissions anthropiques canadiennes sont estimées à environ 31 tonnes/an. (figure 11.1).

Le mercure étant l'un des métaux les plus toxiques, il peut avoir des effets importants sur l'écosystème même en faible concentration. Le méthyle-mercure, la forme la plus toxique, peut se bioaccumuler par un facteur de 10^6 - 10^7 fois dans la chaîne alimentaire (Fitzgerald, 1993). Le cycle global du mercure implique plusieurs transformations entre les formes organiques et inorganiques. L'accumulation du mercure dans la chaîne alimentaire est fonction du cycle du mercure. En contrepartie, le cycle dépend de la forme chimique du mercure, des transformations, des interactions avec les organismes et des conditions du milieu abiotique.

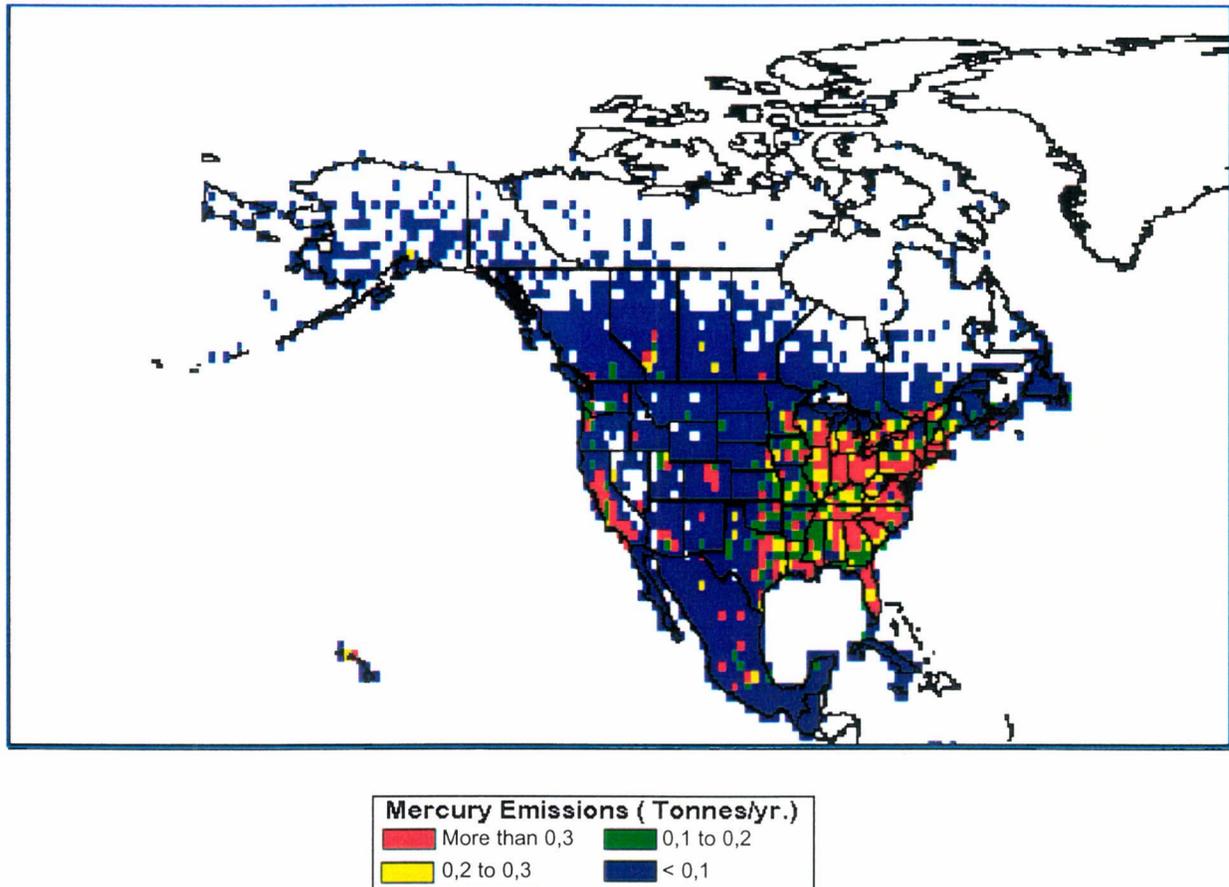
Presque tout le mercure atmosphérique se retrouve sous la forme élémentaire Hg(0) (environ 99 %). Un pour-cent seulement serait sous forme particulaire (Fitzgerald, 1993). La déposition humide contient principalement du mercure Hg(II), ce qui requiert que le mercure élémentaire soit oxydé avant d'être lessivé de l'atmosphère par les précipitations. Les formes mercurielles atmosphériques peuvent subir plusieurs transformations avant de retourner par les précipitations ou par déposition sèche, vers le sol et les eaux de surface (Schroeder *et al.*, 1991).

11.1 Les concentrations de mercure atmosphérique au Québec

Les objectifs de nos études sont de mettre en relation les concentrations de vapeur mercurielle mesurées en milieu rural au sud du Québec avec certains facteurs environnementaux pour mieux comprendre la dynamique de ce polluant toxique.

L'appareil de mesure consiste en un analyseur de vapeur mercurielle automatique. L'instrument de marque Tekran® modèle 2537A échantillonne et retient le mercure sur une cartouche contenant un adsorbant d'or ultra-pur. Le mercure amalgamé est thermiquement désorbé et entraîné par un gaz porteur (de l'argon) vers un spectrofluorimètre à vapeur froide (Cold Vapour Atomic Fluorescence Spectrophotometry- CVAFS) (Bloom et Fitzgerald, 1988). Le débit d'échantillonnage est de 1,5 l/min. Un système à deux cartouches (A et B) permet une mesure continue. La technique analytique de mesure CVAFS consiste à acheminer par un gaz porteur (Argon) le mercure désorbé vers une cuvette de quartz éclairée par une lampe au mercure. La radiation à 253,7 nm engendrée par la lampe excite les atomes de mercure, lesquels vont ré-émettre par fluorescence à la même longueur d'onde. Un photomultiplicateur à filtre monochromatique mesure à angle droit la lumière incidente. Le design de la cuvette permet la discrimination de la lumière fluorescente et d'excitation permettant une mesure proportionnelle à la concentration du mercure dans l'échantillon. La calibration peut être effectuée de façon manuelle ou automatique via un port d'injection ou par une source de perméation interne. La source de perméation est maintenue à une température de $50 \pm 0,05$ °C dans une enceinte d'aluminium pour assurer sa stabilité (taux de perméation de $\sim 0,987$ pg/s). Cette dernière est calibrée en laboratoire à l'aide de multiples injections manuelles de concentration connue. Le zéro est assuré à l'aide d'air pur en bonbonne ou via une cartouche de charbon activé (Resisorb®).

Une étude récente d'inter-comparaison internationale (Université du Michigan (États-Unis), GKSS (Allemagne), SEA (Canada)) portant sur la technique instrumentale automatique et manuelle tenue à Windsor (Ont., Canada) a montré des écarts maximaux de 30 % entre les deux techniques (Schroeder *et al.*, 1995). L'inter-comparaison entre deux instruments Tekran au cours de cette étude a montré un écart maximal de 5 % entre les réponses. Une récente étude inter-laboratoires a démontré un écart de 5,86 % de la réponse de notre instrument et des deux Tekran ayant participé à l'étude d'inter-comparaison internationale.



Source : Pacyna & Pacyna (1996).

Figure 11.1 Sources nord américaine de mercure atmosphérique en 1990.

11.2 Résultats et discussion

Les concentrations médianes de mercure atmosphérique sont respectivement de 1,68 ng/m³ à Saint-Anicet et de 1,49 ng/m³ à Mingan (tableau 11.1). Une variation saisonnière est perceptible: les concentrations de mercure sont significativement supérieures en période hivernale, d'environ 23 % et 3 % respectivement. Il est à souligner que les concentrations mesurées à Mingan sont très représentatives du bruit de fond alors que celles de Saint-Anicet montrent distinctement une source locale et des effets continentaux. Les concentrations supérieures en hiver pourraient être reliées aux activités de production énergétique (centrale au charbon, combustion du bois de chauffage).

Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent

Tableau 11.1 Statistiques sommaires des concentrations (ng/m^3) de vapeur mercurielle au quart journalier (six heures) au Québec.

Station/Saison	Médiane	Min.	Max.	N
Saint-Anicet				
Toute	1,68	0,65	4,82	2445
Été	1,36	0,65	3,64	534
Hiver	1,76	0,79	4,82	1911
Mingan				
Toute	1,49	0,57	3,82	896
Été	1,46	0,57	3,82	330
Hiver	1,51	0,65	3,27	566

La figure 11.2 montre les roses de vent, du mercure et de l'ozone aux deux sites. Il ne fait aucun doute que la région nord-est de Saint-Anicet contribue à appauvrir la qualité de l'air en regard du mercure.

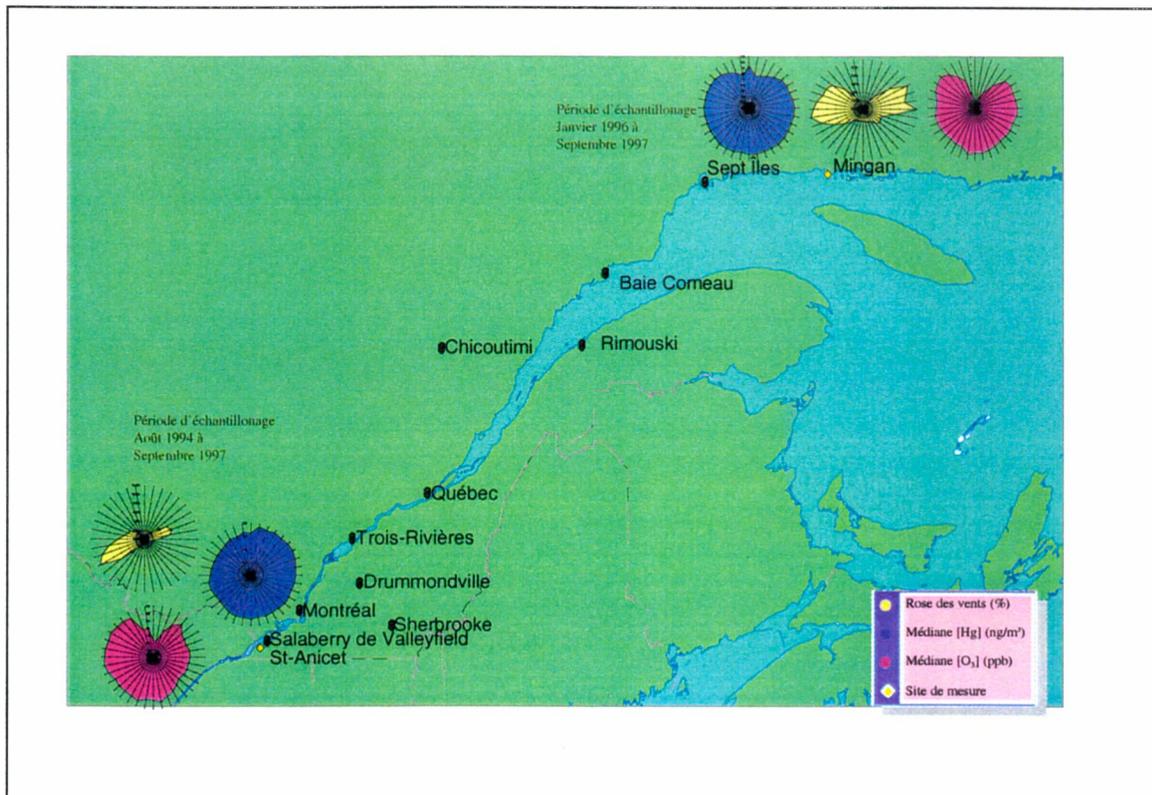


Figure 11.2 Roses des vents, du mercure et de l'ozone à Saint-Anicet et Mingan

Le secteur le plus propre est celui du nord-ouest. Les teneurs plus élevées en provenance du secteur nord-est pourraient être reliées aux activités économiques (industries, transports, etc.) de la grande région métropolitaine de Montréal (3 millions d'habitants) et de Valleyfield qui agiraient dans la mobilisation potentielle du mercure. Il est à souligner la présence dans la région de Valleyfield d'une usine d'affinage électrolytique de zinc. Cette dernière pourrait être une source non négligeable de mercure atmosphérique pour ce secteur de vent et la région. Mukherjee *et al.* (1995) soulignent que ce type d'industrie peut émettre environ 5 g de mercure par tonne de zinc produit. La production de zinc dans la région de Valleyfield étant d'environ 230 000 tonnes par an. Les contributions de la région métropolitaine de Montréal et de Valleyfield pourraient enrichir d'environ 19,4 % les concentrations moyennes de fond à Saint-Anicet. Cependant, il semble vraisemblable qu'un phénomène beaucoup plus global affecte le site. Des études basées sur des modèles sources-récepteurs (Poissant, 1999) montrent effectivement que les états du mid-ouest américain contribuent de façon marquée au signal à Saint-Anicet (figure 11.3)

11.2.1 Série temporelle des mesures mercurielles

Les résultats de mesures quart horaire prises à Saint-Anicet et Mingan sont illustrés à la figure 11.4. Les séries temporelles montrent deux tendances adverses : Une décroissance de concentration est perceptible à Saint-Anicet, d'environ 1,2 % par année, alors qu'à Mingan une augmentation d'environ 2,7 % par année est mesurée. La diminution des concentrations à Saint-Anicet pourrait être due aux efforts d'assainissement locaux, notamment celle entreprise en 1996 par la compagnie Zinc Électrolytique du Canada. Par ailleurs, les augmentations enregistrées à Mingan montrent plutôt une tendance globale (planétaire). Cette dernière observation corrobore celles de Slerm et Langer (1992) et de Mason *et al.* (1994) qui attribuent des augmentations globales de mercure de 1,5 % et 0,6 %, respectivement.

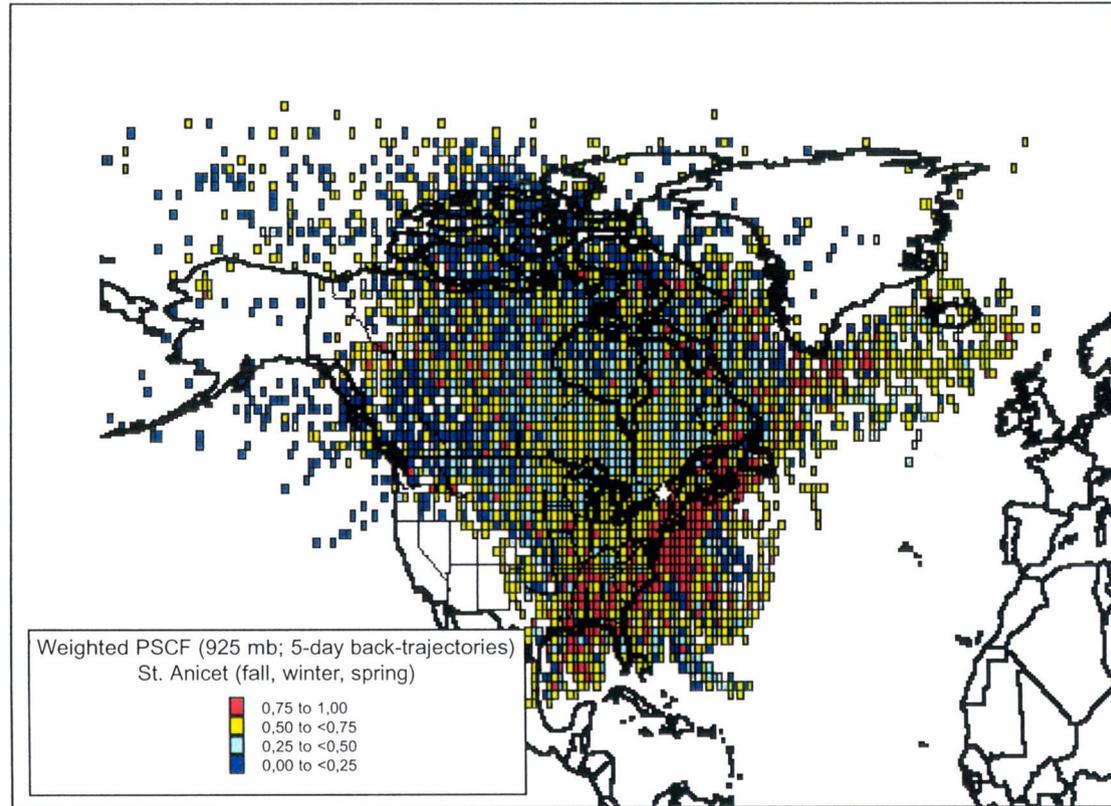


Figure 11.3 Sources potentielles de mercure atmosphérique affectant la région de Saint-Anicet (1994 à 1996).

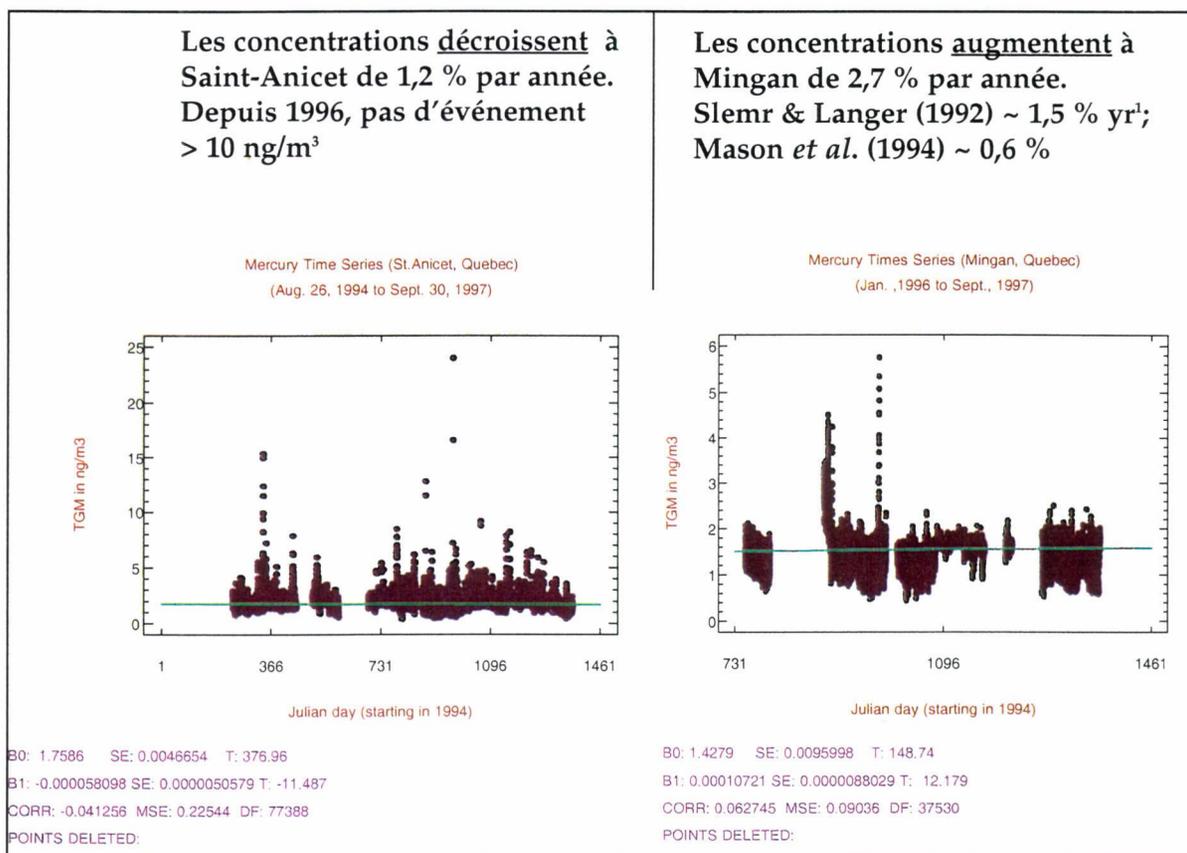


Figure 11.4 Séries temporelles du mercure atmosphérique mesuré à Saint-Anicet et Mingan.

11.2.2 Les processus complexes inhérents au cycle de vie du mercure atmosphérique

Presque tout le mercure atmosphérique se retrouve sous forme élémentaire (Hg^0) et en phase gazeuse (environ 99 %). Avec un temps de résidence d'environ 0,5 à 2 ans, le Hg^0 peut être transporté sur de longue distance (Munthe et McElroy, 1992).

Le taux d'élimination du mercure de l'atmosphère dépend des conditions environnementales incluant les processus chimiques et physiques responsables de la transformation et la répartition du mercure entre ses divers états physiques et d'oxydation. Le mercure atmosphérique est éliminé par des échanges gazeux à l'interface air/végétation (Lindberg, 1995), des échanges sol-eau et sol-air (Kim *et al.*, 1995), la déposition de particules (Guentzel *et al.*, 1995), et le lessivage par la pluie (Burke *et al.*, 1995). Les eaux de précipitation semblent être le puits dominant pour le mercure atmosphérique.

La concentration de mercure dans les précipitations est plusieurs ordres de grandeur supérieure à ce qui est prédit par la loi d'Henry pour la forme de mercure relativement insoluble. Ainsi, le Hg^0 est probablement oxydé à Hg(II) (forme soluble) avant d'être lessivé de l'atmosphère par les précipitations. Cette oxydation doit prendre place dans l'aérosol aqueux ou dans la phase gazeuse où le Hg(II) est ensuite absorbé par les gouttelettes de pluie (Hall, 1995). L'oxydation de Hg^0 par l'ozone dans la phase aqueuse a été démontrée (Iverfeldt et Lindqvist, 1986; Munthe *et al.*, 1991; Poissant, 1997) et est bien reconnue dans la communauté scientifique internationale. Le Hg peut s'incorporer dans les précipitations suite à son adsorption sur des particules de suie à l'intérieur des gouttelettes (Petersen *et al.*, 1995) et/ou par le lessivage de particules atmosphériques contenant du Hg (Lamborg *et al.*, 1995).

La réduction du Hg (II) en sa forme élémentaire est fortement probable étant donné que l'oxydation de Hg^0 par l'ozone éliminerait éventuellement tout le mercure atmosphérique (Munthe et McElroy, 1992). Par exemple, les ions de sulfite participent à la réduction de Hg(II) en phase aqueuse (Munthe *et al.*, 1991; Seigneur *et al.*, 1994) et les réactions de photolyse (photoréduction) peuvent produire du mercure élémentaire (Amyot *et al.*, 1994; Seigneur *et al.*, 1994; Xiao *et al.*, 1995).

Poissant (1997) a observé une corrélation inverse entre les concentrations de vapeur mercurielle totale et les concentrations d'ozone dans l'air ambiant dans certaines conditions spécifiques reliées aux teneurs en eau ($>14 \text{ g/m}^3$) et d'ozone ($>30 \text{ ppbv}$).

Comme mentionné précédemment, le lessivage de polluants atmosphériques par les précipitations est important (Poissant *et al.*, 1994) en particulier pour le mercure (Lindqvist et Rhode, 1985; Iverfeldt, 1991; Lamborg *et al.*, 1995; Burke *et al.*, 1995; Hayer *et al.*, 1995). Le lessivage de mercure atmosphérique par les précipitations suivi par sa déposition implique des processus dans les phases gazeuse et particulaire. Le lessivage par les nuages (*rainout*) ainsi que le lessivage par les précipitations (*washout*) peuvent être impliqués. Des mécanismes physiques complexes tels que la volatilité, la réactivité et la spéciation chimique du mercure sont impliqués dans l'efficacité de son lessivage et sa déposition par les précipitations (Lindqvist *et al.*, 1991).

Des mesures de mercure dans les précipitations ont été effectuées au Québec méridional (région de Saint-Anicet). La moyenne pondérée en fonction du volume, entre juillet 1995 et juillet 1996, est de $6,8 \text{ ng/L}$. Cette valeur correspond à la fourchette des concentrations régionales (tableau 11.2). Sur une base annuelle, le dépôt de mercure est de $7,6 \text{ } \mu\text{g/m}^2$, ce qui correspond aux valeurs de dépôt mesuré dans les provinces de l'Atlantique, soit d'environ $7,8 \text{ } \mu\text{g/m}^2$ (Poissant et Pilote, 1998).

Tableau 11.2 Comparaison des concentrations de mercure dans les précipitations à différents endroits de l'est de l'Amérique du Nord.

Hg Total (ng/L)		Localisation	Référence
Moyenne	Étendue		
6,98	0,81 - 21,70	Saint-Anicet (Québec)	-
7,9	1,4 - 47,6	Pellston (MI)	a
10,2	2 - 28	Dorset (Ontario)	b
4,04	0,95 - 9,31	Rawson Lake (Ontario)	c
8,3	1,5 - 26,0	Vermont	d
10,0	4,29 - 17,88	Sturgeon Point (NY)	e
11,5	0,7 - 35,5	Wisconsin	f
12	9 - 15	Lake Barco, Floride	g

- a : Hoyer *et al.*, 1995
- b : Mierle, 1990
- c : St-Louis *et al.*, 1995
- d : Burke *et al.*, 1995
- e : Vermette *et al.*, 1995
- f : Lamborg *et al.*, 1995
- g : Guentzel *et al.*, 1995

La figure 11.5 montre la saisonnalité des concentrations de mercure. Les concentrations médianes sont supérieures durant l'été et au printemps et inférieures durant l'hiver et à l'automne. Fait à remarquer, cette saisonnalité est inverse aux concentrations de vapeur mercurielle qui sont supérieures durant les mois hivernaux. Ainsi, les mécanismes de lessivage semblent *a priori* beaucoup plus efficaces durant l'été qu'en hiver. Des investigations plus complètes pourraient permettre de distinguer l'importance des mécanismes chimiques et physiques dans cette efficacité de lessivage.

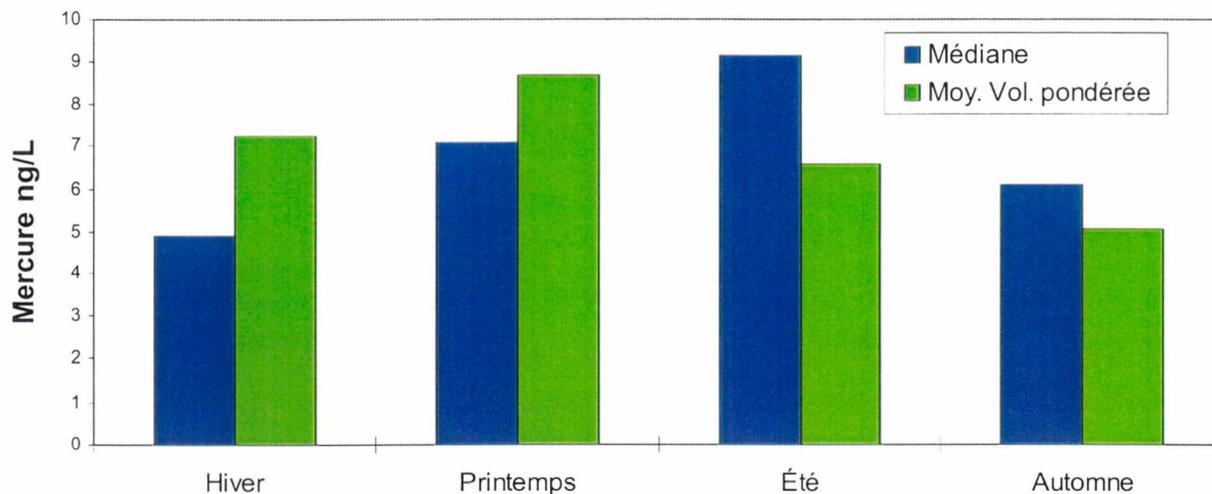


Figure 11.5 Concentration saisonnière du mercure dans les eaux de précipitation.

11.2.3 Mesure d'échanges gazeux du mercure entre le sol, l'air et l'eau

Le mercure est principalement présent dans l'atmosphère sous forme gazeuse. Les recherches visent à quantifier les échanges de ce métal lourd entre le sol et l'air ainsi qu'entre l'eau et l'air dans l'environnement afin d'améliorer la compréhension de son cycle de vie. Il est possible aussi de mesurer de façon précise le mercure, car les techniques analytiques sont au point et disponibles (figures 11.6 à 11.8). Les données recueillies à Saint-Anicet montrent que les flux sont à leur apogée pendant le jour, à la fois entre le sol et l'air et entre l'eau et l'air (figures 11.9-11.10). Les données accumulées au cours de l'été 1995 aux sites terrestre et aquatique de Saint-Anicet indiquent que l'action du vent est sans doute ce qui différencie le plus les flux air-sol des flux air-eau. Le vent favorise l'évasion du mercure du sol vers l'atmosphère, alors qu'au-dessus de l'eau, on observe le phénomène inverse. L'évasion du mercure contenu dans l'eau vers l'atmosphère sera plus prononcée lorsque la couche d'air située immédiatement au-dessus de l'eau (de 0 à 100 cm) connaît des conditions stables et que des processus REDOX (oxydoréduction) sont opérants (figure 11.11). Les échanges sol/air sont de 6 à 8 fois plus importants que les échanges eau/air (Poissant et Casimir, 1998).

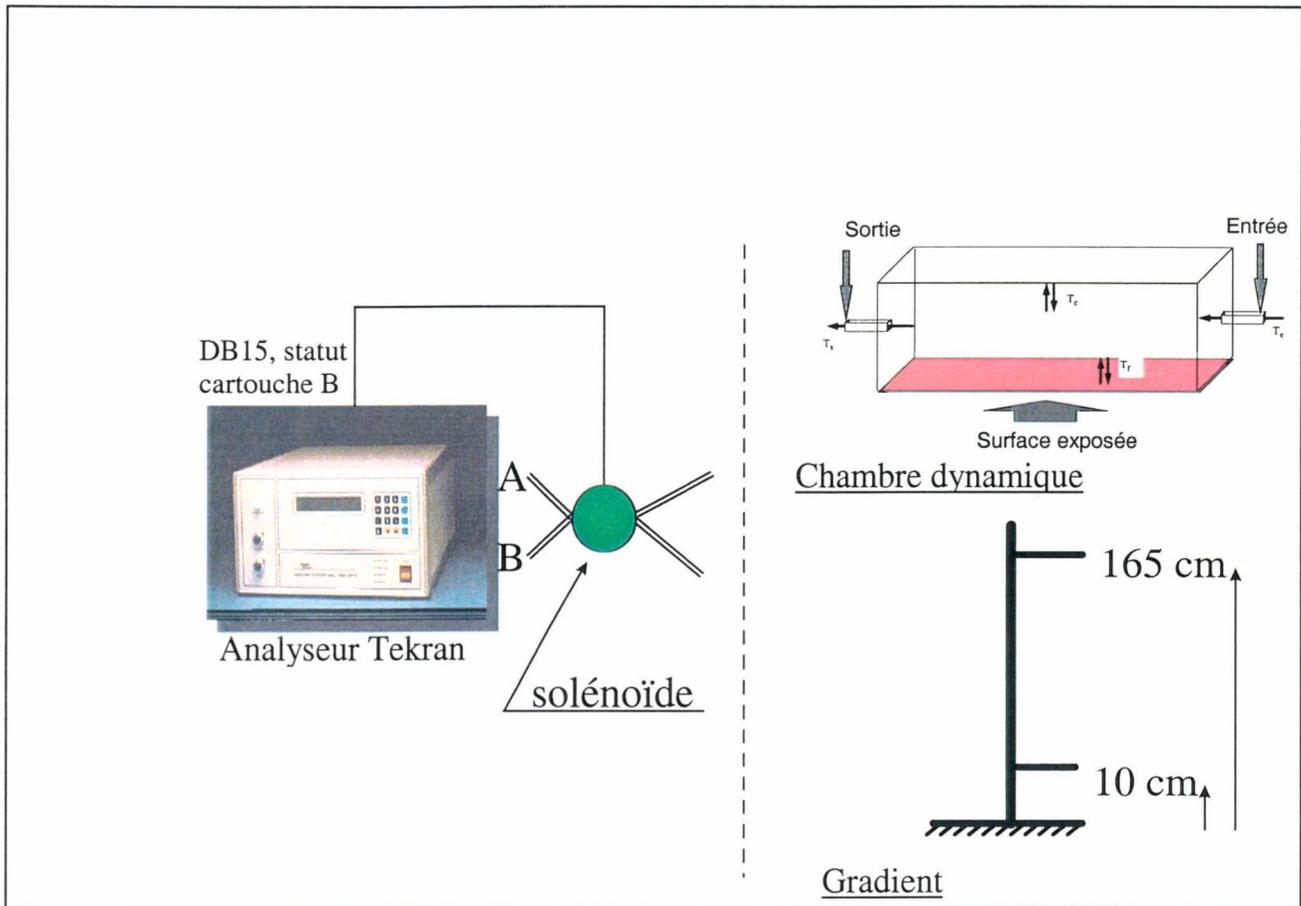


Figure 11.6 Techniques de mesure des flux de mercure. L'appareil de mesure (Tekran) peut être intégré dans un système permettant les mesures de flux en temps réel. Deux systèmes de mesure de flux mercuriel ont été développés et testés. Ces techniques sont basées sur le concept de chambre dynamique et de gradient de concentration.

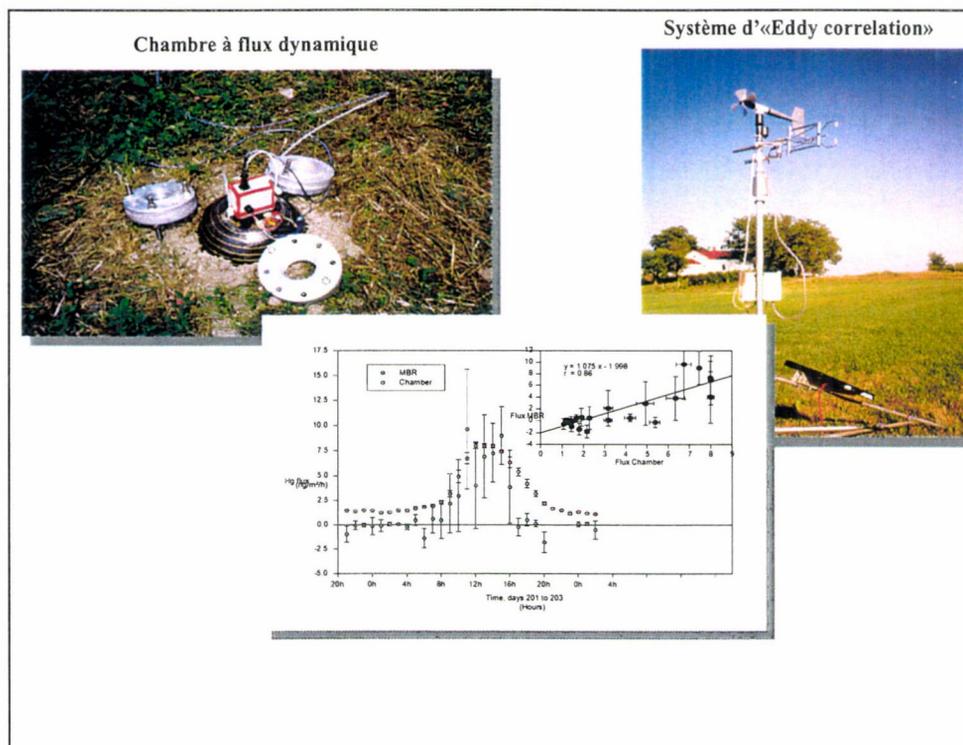


Figure 11.7 Mesure des flux de mercure entre le sol et l'air et comparaison de deux méthodes, la chambre à flux dynamique et le système micrométéorologique

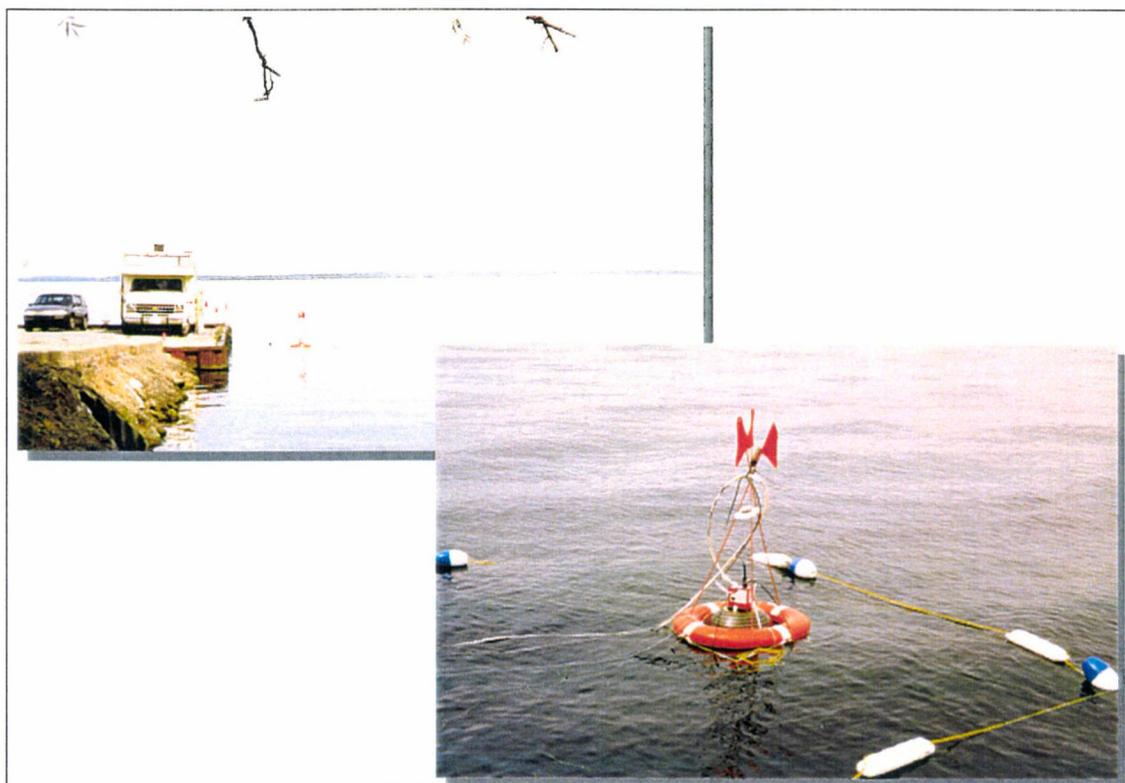


Figure 11.8 La mesure des échanges air-eau du mercure au lac Saint-François

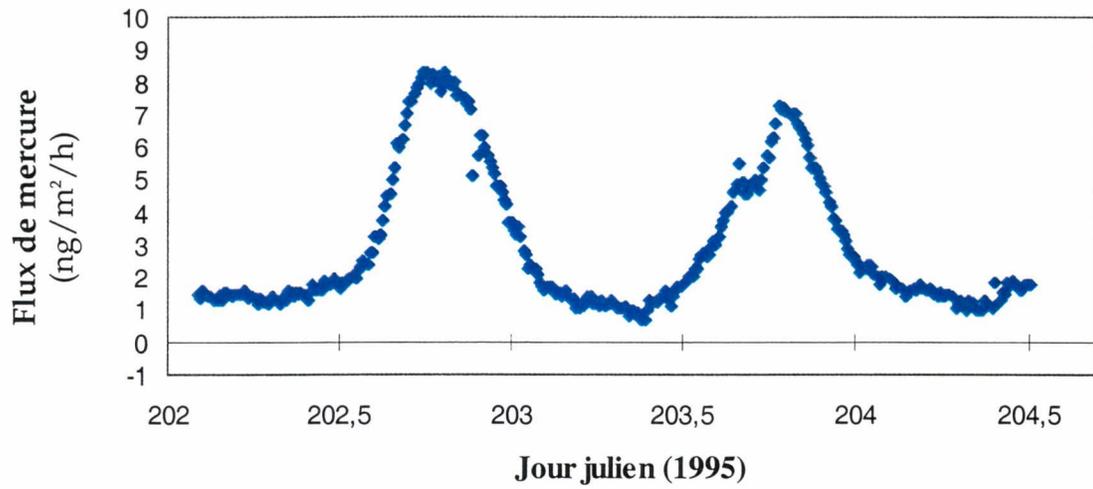


Figure 11.9 Cycle diurne des flux de mercure (sol-air).

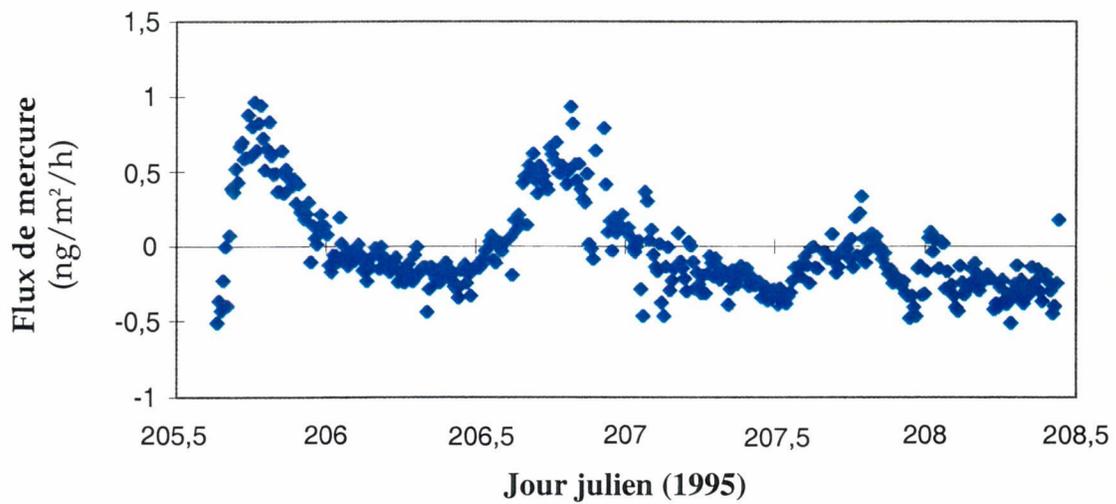


Figure 11.10 Flux de mercure mesuré sur le fleuve (air-eau).

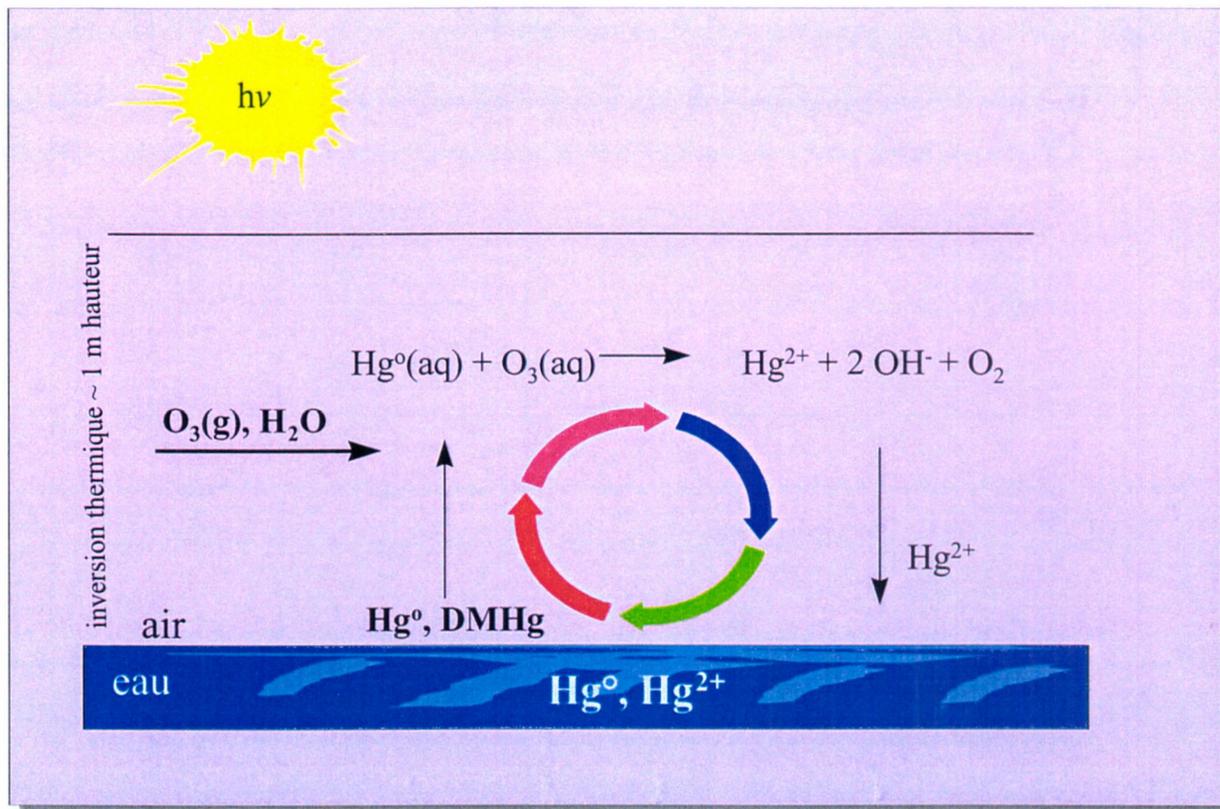


Figure 11.11 Mécanismes physico-chimiques probables lors d'échanges gazeux mercuriels à l'interface air-eau.

L'information obtenue grâce à ces études a permis de dresser un premier bilan du mercure atmosphérique dans la région du Haut Saint-Laurent (figure 11.12). Ce bilan nous démontre qu'une fois que le mercure pénètre dans l'eau du fleuve, il devient piégé et disponible pour s'accumuler dans les sédiments, le biota ou être transporté vers le Golfe.

Au sol, les dépôts totaux (humide et sec) ($32,4 \text{ ng/m}^2/\text{j}$) sont plus ou moins équilibrés par l'évasion du mercure du sol vers l'atmosphère ($35,4 \text{ ng/m}^2/\text{j}$), alors que les surfaces d'eau sont des puits important ($28,8 \text{ ng/m}^2/\text{j}$) le mercure ne s'y échappe pas facilement ($3,6 \text{ ng/m}^2/\text{j}$). Sur une base annuelle, le mercure atmosphérique pourrait être très important dans le bilan massique global.

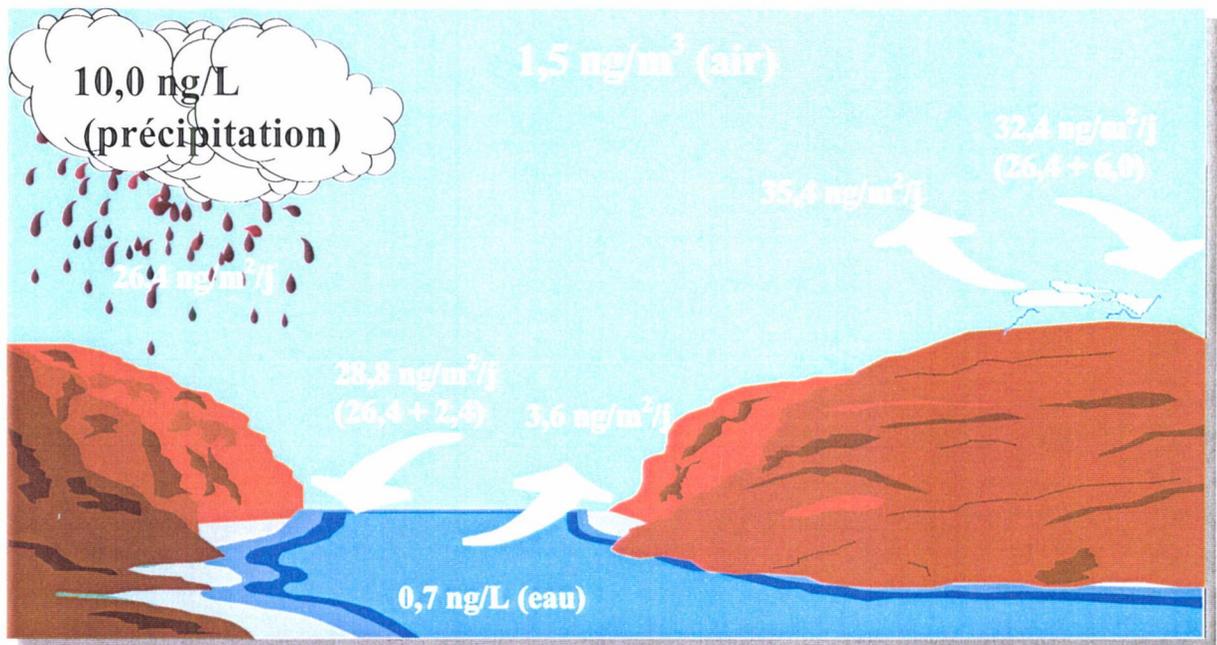


Figure 11.12 Bilan régional du mercure dans le Haut Saint-Laurent.

11.3 Conclusions

Bien que les concentrations de mercure dans l'atmosphère soient relativement faibles, l'atmosphère joue un rôle important dans la diffusion de ce polluant toxique dans l'écosystème. De faibles concentrations dans l'eau et dans l'air peuvent introduire la chaîne alimentaire, par bioaccumulation et bioamplification, et créant ainsi de graves problèmes d'écotoxicité. Le mercure métallique peut dans le système aquatique former des complexes organométalliques hautement toxiques. Au contraire de plusieurs substances organiques toxiques, le mercure est indestructible. Ainsi, il est d'une grande importance de suivre son déplacement dans l'environnement et de réduire ses émissions. Les mesures de sources, de transports, de concentrations et de flux sont primordiales dans l'établissement des processus biogéochimiques liés au cycle du mercure.

Bien que beaucoup de connaissances sur le mercure aient été acquises au cours des cinq dernières années, plusieurs demeurent encore à acquérir. Plusieurs activités nationales et internationales sont menées afin de réduire l'impact du mercure sur l'environnement. La contribution régionale à cet effort global bien que restreinte est significative.

Références

Amyot M., G. Mierle, D.R.S. Lean, et D.J. McQueen (1994), Sunlight-Induced formation of dissolved gaseous mercury in lake waters, *Environ. Sci. Technol.*, 28 : 2366-2371.

Bloom N. et W.F. Fitzgerald (1988), Determination of volatil mercury species at the picogram level by low-temperature gas chromatography with cold-vapour atomic fluorescence detection. *Analytica Chimica Acta*, 208 : 151-161.

Burke J., M. Hoyer, G. Keeler, et T. Scherbatskoy (1995), Wet deposition of mercury and ambient mercury concentrations at a site in the Lake Champlain basin, *Water, Air, and Soil Pollution*, 80 : 353-362.

Fitzgerald W.F., R.P. Mason, et G.M. Vandal (1991), Atmospheric cycling and air-water exchange of mercury over mid-continental lacustrine regions. *Water, Air, and Soil Pollution*, 55 : 745-767.

Fitzgerald W.F. (1993), Mercury as a global pollutant. *The world & I*. Oct. : 192-199.

Fitzgerald W.F. (1995), Is mercury increasing in the atmosphere? The need for an atmospheric network (AMNET). *Water, Air, and Soil Pollution*, 80 : 245-254.

Guentzel J.L., W.M. Landing, G.A. Gill et C.D. Pollman (1995), Atmospheric deposition of mercury in Florida : the FAMS project (1992-1994), *Water, Air, and Soil Pollut.*, 80 : 393-402.

Hall B. (1995), The gas oxidation of elemental mercury by ozone. *Water, Air, and Soil Pollut.*, 80 : 301-315

Hoyer M., J. Burke, et G. Keeler (1995), Atmospheric sources, transport and deposition of mercury in Michigan : two years of event precipitation, *Water, Air, and Soil Pollution*, 80 : 199-208.

Iverfeldt Å. (1991), Occurrence and turnover of atmospheric mercury over the nordic countries, *Water, Air, and Soil Pollution*, 56 : 251-265.

Iverfeld Å. et O. Lindqvist (1986), Atmospheric oxidation of elemental mercury by ozone in the aqueous phase. *Atmospheric Environment*, 20(8) : 1567-1573.

Kim K.H., S.E. Lindberg, T.P. Meyers (1995), Micrometeorological measurements of mercury vapor fluxes over background forest soils in eastern Tennessee, *Atmos. Env.*, 27 : 267-282.

Lamborg C.H., W.F Fitzgerald, G.M. Vandal et K.R. Rolffhus (1995), Atmospheric mercury in Northern Wisconsin : sources and species, *Water, Air, and Soil Pollution*, 80 : 189-198.

- Lindberg S.E. (1995), *Forests and the global biogeochemical cycle of mercury : the importance of understanding air/vegetation exchange processes*. In : Regional and Global Mercury Cycles, Baeyens, W. And Vasiliev, O. (Eds.), NATO ASI Series, Novosibirsk, Siberia, July 1995.
- Lindberg S.E., T.P. Meyers, et J. Munthe (1995a), Evasion of mercury vapor from the surface of a recently limed acid forest lake in Sweden. *Water, Air and Soil Pollut.*, 85 : 725-730.
- Lindberg S.E., K.H. Kim, T.P. Meyers et J.G. Owens (1995b), Micrometeorological gradient approach for quantifying air/surface exchange of mercury vapor : test over contaminated soils. *Environ. Sci. Technol.*, 29(1) : 126-135.
- Lindqvist O. et H. Rhode (1985), Atmospheric mercury : a review, *Tellus*, 37B : 136-159.
- Lindqvist O., K. Johansson, M. Aastrup, A. Andersson, L. Bringmark, G. Hovsenius, L. Hakanson, A. Iverfeld, M. Meili, et B. Timm (1991), Mercury in the Swedish environment, *Water, Air, and Soil Pollution*, 55 : 1-260.
- Lucotte M., A. Mucci, C. Hillaire-Marcel, P. Pichet et A. Grodin (1995), Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of Northern Québec (Canada). *Water, Air & Soil Pollution*, 80 : 467-476.
- Lui P.Y., P.E. Rasmussen, P.B. Roussel et X. Lin. (1994), *A study of the atmospheric transport, transformation and deposition of mercury*. Canadian Electrical Association, rapport CEA No 9237G950, 95 p.
- Mason R.P., W.F. Fitzgerald et F.P. Morel (1994), The biogeochemical cycling of elemental mercury : anthropogenic influences. *Geochimica Cosmochim. Acta.*, 58 : 3191-3198.
- Nriagu J.O. et J.M. Pacyna (1988), Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soil by trace metals. *Nature*, 333 : 133-139.
- Mierle G. (1990), Aqueous inputs of mercury to precambrian shield lakes in Ontario, *Environ. Toxicol. Chem.*, 9 : 843-851.
- Munthe J. (1992), The aqueous oxidation of elemental mercury by ozone, *Atmos. Environ.*, 26A : 1461-1468.
- Munthe J. et W.J. McElroy (1992), Some aqueous reactions of potential importance in the atmospheric chemistry of mercury, *Atmos. Env.*, 26 : 553-557.
- Mukherjee A.B., S. Innanen, et V. Verta (1995), An update of the mercury inventory and atmospheric mercury fluxes to and from Finland, *Water, Air & Soil Pollution*, 80 : 255-264.

Pacyna J.M. et P.E. Pacyna (1996), *Global emissions of mercury to the atmosphere emissions from anthropogenic source*. Norwegian Institute for Air Research (NILU), Kjeller, Norway.

Petersen G., A. Iverfeldt, et J. Munthe (1995), Atmospheric mercury species over central and northern Europe. Model calculations and comparison with observations from the nordic air and precipitation network for 1987 and 1988, *Atmos. Env.*, 29 : 47-67.

Poissant L., B. Harvey, et A. Casimir (1996), Application of a new telemetry and remote monitoring design for an automatic atmospheric vapour phase mercury analyser : Preliminary results. *Environmental Technology (Letters)*, 17 : 891-896.

Poissant L., P. Rancourt, et B. Harvey (1995), Relations mesurées en milieu rural au sud du Québec (Canada) entre la concentration de la vapeur mercurielle atmosphérique et quelques facteurs environnementaux. *Pollution Atmosphérique*, 141(40) : 52-60.

Poissant L., J.P. Schmit, et P. Béron (1994), Trace inorganic elements in rainfall in the Montreal island, *Atmos. Env.*, 28 : 339-346.

Poissant L. (1997), Field observation of total gaseous mercury behaviour : interactions with ozone concentrations and water vapour mixing ratio in air at a rural site. *Water, Air and Soil Pollution*, 97 : 341-353.

Poissant L. et A. Casimir (1998), Water-air and soil-air exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites, *Atmos. Env.* 32(5) : 883-893.

Poissant L. (1999), Potential sources of atmospheric total gaseous mercury in the St. Lawrence river valley., *Atmos. Env.*, (33) : 2537-2547.

Poissant L. et M. Pilote (1998), Mercury concentrations in single event precipitation in Southern Québec. *The Science of the Total Environment*, 213 : 65-72.

Schroeder W.H., G. Yarwood et H. Niki (1991), Transformation processes involving mercury species in the atmosphere : results from literature survey. *Water, Air, and Soil Pollution*, 56 : 653-666.

Schroeder W.H., G. Keeler, H. Kock, P. Roussel, D. Schneeberger, et F. Schaedlich (1995), International Field intercomparison of atmospheric mercury measurement methods, *Water, Air & Soil Pollution*, 80 : 611-620.

Xiao Z.F., D. Stromberg, et O Lindqvist (1995), Influence of humic substances on photolysis of divalent mercury in aqueous solution. *Water, Air, soil Pollution*, 80 : 789-798.

Chapitre 12- Conclusions

Comme mentionné en introduction, l'air et l'eau sont des milieux privilégiés dans lesquels les substances, toxiques et non toxiques, circulent et interagissent. Ce projet d'acquisition de connaissance sur les substances toxiques aéroportées effectué dans le cadre de SLV 2000 illustre hors de tout doute cet état de fait.

La connaissance exacte et précise du cycle des substances toxiques aéroportées est indispensable aux gestionnaires qui devront élaborer des stratégies environnementales en vue d'éliminer, ou du moins diminuer les effets de cette pollution dans la vallée du Saint-Laurent.

Ainsi, l'étude entreprise dans le cadre de SLV 2000 visait cinq objectifs principaux :

- i) Déterminer les concentrations de substances toxiques cibles dans l'air et les précipitations au-dessus du bassin du Saint-Laurent;
- ii) Estimer les dépôts annuels de ces substances le long du fleuve;
- iii) Évaluer la distribution spatio-temporelle de ces dépôts;
- iv) Déterminer leur origine probable;
- v) Estimer la contribution de la contamination atmosphérique à la contamination chimique du Saint-Laurent.

En plus de ces objectifs principaux, d'autres objectifs se sont ajoutés au cours du projet tels que du développement technologique et la formation de jeunes scientifiques dans le domaine des substances toxiques aéroportées.

L'étude présente les résultats d'analyse de composés semi-volatils toxiques (HAP, BPC et pesticides organochlorés) et de métaux traces (mercure, plomb, cadmium, par exemple) dans l'atmosphère québécoise mesurés en milieu rural et périurbain (Saint-Anicet, Sainte-Anne-de-Bellevue, L'Assomption, Villeroy et Mingan) entre les années 1993 et 1996. Dans l'ensemble, les valeurs des concentrations rencontrées dans les précipitations et dans l'air sont à l'intérieur des fourchettes des valeurs comparables mesurées ailleurs en milieu rural en Amérique du Nord.

La bulle urbaine de Montréal ajoute en général à la dégradation de la qualité de l'air par l'émission de composés toxiques. Le plomb, l'arsenic, le cadmium, le manganèse, le nickel et le zinc sont tous mobilisés par les activités industrielles, domestiques et de transport du grand Montréal.

En contrepartie, l'agriculture est identifiée comme étant la source majeure responsable des concentrations de lindane dans l'atmosphère. Le lindane est un des principaux insecticides utilisés au Canada, particulièrement pour protéger les semences dans la culture du maïs. Les données indiquent un pic maximal de lindane dans l'atmosphère au cours du mois de mai, époque de l'année où le maïs est cultivé.

Les HAP (ex : phénanthrène et pyrène) majoritairement associés à la combustion incomplète ou à certains procédés industriels seraient également d'origine locale, puisque leur temps de vie est relativement court dans l'air. Cependant, leur transport sur de longues distances est possible par les nuages où leur temps de vie en phase aqueuse est plus grand. Les concentrations de HAP sont plus importantes à l'entrée du couloir fluvial, soit à Saint-Anicet, que partout ailleurs le long du réseau d'échantillonnage.

Certains BPC pourraient migrer du sol vers l'atmosphère en période estivale. Un ajout spontané est mesuré au printemps et à l'automne. Bien que cette dynamique soit encore mal comprise, des phénomènes cycliques, tels la chute des feuilles et la micticité des lacs, pourraient favoriser leur déplacement dans les réservoirs environnementaux et leur circulation dans l'atmosphère. Encore une fois, la station de Saint-Anicet enregistre les concentrations en BPC les plus importantes dans l'air.

De façon intrigante et surprenante, les concentrations de BPC, et de quelques autres organochlorés également, sont importantes dans les eaux de précipitation à Mingan. La station de Mingan, la plus septentrionale du réseau, pourrait être affectée par du transport à longue distance en provenance de l'Eurasie. Le transport de polluants en provenance de cette région éloignée par l'Arctique canadien a été démontré amplement dans le cadre du Programme sur les Contaminants du Nord (PCN).

Par ailleurs, des composés tels les HCB et α -HCH pourraient être associés au phénomène de "distillation globale" et être sujets au transport à longue distance en provenance de certains pays d'Asie, notamment l'Inde et la Chine. Leurs concentrations dans l'air sont à toutes fins pratiques similaires à toutes les stations.

Les secteurs urbains, industriels et ruraux ont tous une part d'imputabilité et de responsabilité face à la problématique de substances toxiques aéroportées.

Les mécanismes de lessivage des polluants par les précipitations sont complexes. Pour certains composés, l'adéquation du rapport de lessivage avec le modèle de solubilisation basé sur la constante d'Henry peut être avancée, pour d'autres non. Deux phénomènes peuvent être attribuables à cette discordance, soit la dépendance de la constante d'Henry avec la température, qui rend difficile l'évaluation adéquate de ω (coefficient de lessivage), et/ou le lessivage de particules atmosphériques riches en COSV fixes (non échangeables).

Le mercure ayant été l'objet de nombreuses mesures, un chapitre lui est consacré. Il est principalement présent dans l'atmosphère sous forme gazeuse. Certaines recherches ont visé à quantifier les échanges de ce métal lourd entre le sol et l'air ainsi qu'entre l'eau et l'air. Il est possible aussi de mesurer de façon précise le mercure car les techniques analytiques sont au point et disponibles. Les données recueillies à Saint-Anicet ont mené à des résultats très informatifs. Les données accumulées au cours de l'été 1995 aux sites terrestres et aquatiques de Saint-Anicet indiquent que l'action du vent est sans doute ce qui différencie le plus les flux air-sol des flux air-eau. Le vent favorise l'évasion du mercure dans le sol vers l'atmosphère, alors qu'au-dessus de l'eau, c'est le contraire. L'évasion du mercure contenu dans l'eau vers l'atmosphère sera plus prononcée lorsque la couche d'air située immédiatement au-dessus de l'eau (de 0 à 100 cm) connaît des conditions stables et que des processus REDOX (oxydoréduction) sont opérants. Les échanges sol/air sont de 6 à 8 fois plus importants que les échanges eau/air. Les flux sont à leur apogée pendant le jour, à la fois entre le sol et l'air et entre l'eau et l'air. Le mercure une fois pénétré dans l'eau du fleuve est piégé et devient disponible pour s'accumuler dans les sédiments, le biota ou être transporté vers le golfe.

L'estimation des dépôts par extrapolation de certains résultats sur de plus grands ensembles est réalisée pour les métaux lourds et pour certains composés organiques. Les résultats démontrent que la bulle urbaine de Montréal contribue à l'augmentation des dépôts toxiques dans le fleuve.

Les substances organiques semi-volatiles peuvent être échangées d'un réservoir à un autre (du fleuve vers l'atmosphère ou vice versa), en fonction des concentrations mesurées dans l'air et dans l'eau et de leur fugacité. Ces échanges fluctuent dans l'espace et dans le temps. Ainsi, certains composés transitent dans l'eau du fleuve en sous-saturation par rapport à leur phase gazeuse dans l'air (le pyrène par exemple), alors que pour d'autres, des conditions de sursaturation prévalent (HCB).

Pour la plupart des composés cibles, des cartes de sources potentielles ont été dessinées à l'aide des données de rétrotrajectoires et des mesures chimiques aux stations. Cette modélisation a déterminé l'origine potentielle des substances. Le but de ces recherches est de connaître le lien qui existe entre la source des polluants et le milieu récepteur de ceux-ci en vue de mieux contrôler la situation. À titre d'exemple, ces outils de modélisation ont permis de corroborer que les émissions de mercure de l'Est des États-Unis affectent les concentrations de mercure dans la vallée du Saint-Laurent.

Dans l'ensemble l'étude révèle des données inédites qui ont permis de mettre en lumière des aspects particuliers du cycle de vie des substances toxiques aéroportées dans la vallée du Saint-Laurent.

Ce rapport et l'ensemble des publications scientifiques reliés au projet ne sont que le prélude de la masse d'information encore à découvrir et qui, on l'espère, pourra émerger dans les temps prochains.

Pensons globalement, agissons localement est un paradigme fondamental à la réussite d'une mitigation des effets des substances toxiques sur l'environnement. "*Pensons globalement*" implique une connaissance de l'impact que nous avons sur notre milieu et de l'impact qu'ont les zones avoisinantes sur le nôtre.

Ce rapport se veut un outil d'aide à la décision. Il sera intéressant de suivre les actions qui en découleront dans le contrôle et la mitigation des impacts des substances toxiques aéroportées sur l'environnement.

Chapitre 13 - Recommandations

Les recommandations présentées dans le cadre de ce projet quinquennal sur les substances toxiques aéroportées sont à notre avis les plus critiques concernant le Québec. Ces recommandations touchent deux niveaux d'intervention, d'une part des interventions globales et intégrées, et d'autre part, des interventions spécifiques et régionales, tout en permettant au Québec un développement durable pour les générations actuelles et futures.

Ce rapport se veut un outil d'aide à la décision. Les actions qui en découleront dans le contrôle et la mitigation des impacts des substances toxiques aéroportées sur l'environnement sont essentielles.

Il est essentiel que des activités de suivi de base demeurent minimalement à deux sites, soit l'entrée et la sortie de la vallée du Saint-Laurent. Les stations de Saint-Anicet et Mingan sont primordiales à cet effet. De plus, il est important que ce réseau soit intégré à d'autres réseaux, comme par exemple à celui des Grands Lacs. Cette intégration est importante et essentielle afin de mener des évaluations à grande échelle, d'envergures nationales et internationales. Ce maillage est indispensable dans un contexte de mitigation globale des substances toxiques aéroportées dont les échelles spatiales dépassent souvent les frontières géopolitiques.

Il est également indispensable pour préserver, protéger et conserver notre environnement dans un développement durable que des efforts spécifiques de connaissance et d'actions soit entrepris. À cette fin quatre fiches présentent les enjeux les plus criants à nos yeux pour notre société en ce qui concerne cette problématique spécifique des substances toxiques aéroportées.

- ◆ *Les pesticides et la culture du maïs*
- ◆ *Le bilan régional du mercure dans la vallée du Saint-Laurent*
- ◆ *Réponse atmosphérique des milieux humides à des variations de niveaux d'eau*
- ◆ *Dynamique écosystémique de la pollution de l'eau à travers le milieu urbain*

Fiche d'Enjeux No 1
Les pesticides et la culture du maïs

Enjeux

- Mesurer les pesticides recommandés pour la culture du maïs au Québec dans l'air et les précipitations afin de connaître l'apport indigène et exogène de ces contaminants dans le bassin versant du Saint-Laurent;
- Mesurer le flux d'échanges gazeux air-sol et air-eau de ces pesticides;
- Dresser des bilans régionaux des pesticides sur le bassin versant du Saint-Laurent
- Estimer l'impact des pesticides sur la santé des enfants

Justification

Bien que les ventes de pesticides dans le secteur agricole aient diminué de 16,5 % en 1997 par rapport à 1992, il en demeure pas moins que les superficies cultivées au Québec représentent plus de 1,6 millions d'hectares sur lesquels environ 2 300 tonnes d'ingrédients actifs ont été utilisés.

54 % des superficies cultivées sont consacrées aux fourrages où l'utilisation des pesticides est minime. Ainsi, 2,7 kg/ha de pesticides sont utilisés dans la culture autre que le fourrage, notamment celle du maïs. Berryman & Giroux (1994) ont clairement démontré que les pesticides liés à la culture du maïs peuvent contaminer l'environnement régional et global. Poissant & Koprivnjak (1996) vont dans le même sens dans le cas du lindane et mettent l'emphase sur la capacité de volatilisation vers l'atmosphère des pesticides fraîchement répandus (près de 90 % dans le cas du lindane) et ceux d'épandages précédents emmagasinés dans le sol.

Il devient donc essentiel de bien comprendre le cycle de vie complet des pesticides (air, sol, eau), de quantifier l'ampleur des échanges gazeux (Poissant & Casimir, 1998) d'estimer le bilan global des pesticides sur le bassin versant et ainsi influencer sur le choix stratégique lié à la planification de cultures de maïs au Québec.

De plus, Berryman & Giroux (1994) ont déterminé une corrélation statistiquement significative entre la concentration de ces pesticides dans les cours d'eau et l'importance des superficies de culture de maïs. Considérant qu'il y avait en 1994 plus de 6 000 producteurs de maïs et un accroissement des superficies de 400 % entre 1971 et 1991 et selon la perspective d'une culture de maïs accrue pour la fabrication d'éthanol (servant à la production du " gazol ") dans un proche avenir, la pression pour une utilisation accrue des pesticides axés sur la culture du maïs devient très forte avec des répercussions sur l'environnement majeures. Finalement, les conséquences sur la santé des pesticides doivent être documentées et mitigées.

Références

Berryman D. & I. Giroux (1994), La contamination des cours d'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive du maïs au Québec, MEFQ, Envirodoq EN940594, rapport PES-4, 134 p.

Poissant L. & A. Casimir (1998), Water-Air and Soil-air exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites, Atmospheric Environment, 32(5) : 883-893.

Poissant L. & J.F. Koprivnjak (1996), Fate and atmospheric concentration of alpha and gamma-HCH in Québec, Canada, Envir. Science & Techn. 30 : 845-851.

Fiche d'Enjeux N° 2
Le bilan régional du mercure dans la vallée du Saint-Laurent

Enjeux

- Mesurer les flux de mercure (dans l'espace et le temps) sur des sites naturels et pollués (anciens dépotoirs municipaux et industriels);
- Étudier les modes de circulation du mercure dans l'environnement (échanges gazeux entre l'air, le sol et l'eau);
- Mesurer le mercure dans les précipitations;
- Déterminer, à l'aide d'outils statistiques, la contribution naturelle et anthropique au mercure atmosphérique;
- Identifier et mesurer les sources d'émissions de mercure;
- Dresser le bilan régional du mercure sur le bassin versant du Saint-Laurent.

Justification

Le mercure est identifié dans plusieurs initiatives nationales et internationales comme substance prioritaire (Agenda 21 de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement; décision 18/32 du programme Environnement des Nations Unies (PNUE); Commission de Coopération environnementale (CCE-ALENA).

Au Canada, une polémique existe sur la contribution naturelle et anthropique du mercure atmosphérique composé à 99 % de Hg⁰. Cette divergence d'opinions nuit considérablement au Canada dans ses négociations internationales et à la gestion interne des outils d'aide à la décision.

Au Québec, le mercure est d'autant plus problématique qu'il restreint la consommation humaine de certaines espèces piscicoles et on le retrouve autant dans le fleuve que dans les lacs naturels. Les travaux d'Eric Dewailly (CHUL, Université Laval) indiquent clairement l'accumulation du mercure chez l'être humain et plus particulièrement dans les communautés autochtones du Nord Québécois. De plus, dans le cadre de la Conférence des Premiers Ministres de l'est du Canada et des gouverneurs du NH/Maine, le Québec collaborera avec Environnement Canada dans l'échantillonnage et l'analyse du mercure dans les précipitations à Saint-Anicet et Mingan.

Il devient donc essentiel de bien comprendre le cycle de vie complet du mercure (air, sol, eau), de quantifier l'ampleur des échanges gazeux (Poissant & Casimir, 1998), d'estimer le bilan global sur la totalité du bassin versant, de déterminer la proportion anthropique au bilan global et ainsi influencer sur le choix stratégique de contrôle des émissions de mercure au Québec.

Références

Poissant L. & A. Casimir (1998), Water-Air and Soil-air exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites, Atmospheric Environment, 32(5) : 883-893.

Fiche d'Enjeux N°3
Réponse atmosphérique des milieux humides
à des variations de niveaux d'eau

Enjeux

- Mesurer les échanges gazeux du CO₂ et du CH₄ dans la baie Saint-François au lac Saint-Pierre en faisant le lien avec les connaissances actuelles sur le cycle atmosphérique des pesticides et du mercure; étudier les processus bio-géo-chimiques sur le cycle de vie des substances toxiques en milieu humide;
- Identifier et valider des indicateurs climatiques permettant de cerner les périodes où les répercussions des variations des niveaux d'eau sont quantifiables tant au niveau des ressources (qualité/quantité de l'eau, écosystèmes, habitats, pêcheries) que des usages (agriculture, navigation, etc.);
- En fonction des périodes de bas/haut niveaux d'eau et des indicateurs climatiques pour la période 1958-1998, documenter, valider et modéliser le cycle de vie (air, eau, sol) des pesticides, CO₂, CH₄ et mercure dans la baie Saint-François; estimer la production totale des gaz à effet de serre dans la région du Lac Saint-Pierre et évaluer l'impact sur la dynamique des échanges liés aux substances toxiques sur le secteur;

Justification

Les milieux humides constituent des zones privilégiées pour l'habitat des poissons, batraciens et oiseaux aquatiques et jouent le rôle de réservoirs importants de carbone organique représentant 20 % de la quantité totale de carbone organique contenue dans le sol. On sait que les changements du climat influent sur les flux de CO₂ et de CH₄; pour chaque degré Celsius d'augmentation, le CO₂ augmente de 12 %. De plus, les interactions existantes entre l'humidité disponible, la température et le flux de CH₄ présent dans les milieux humides ont fait l'objet d'études récentes montrant que le flux de CH₄ est modérément sensible aux variations de température et très sensible aux changements d'humidité.

Comme 10 % des quelques 127 millions d'ha de milieux humides au Canada se trouvent au Québec, il est stratégiquement important de sélectionner un secteur riche en milieux humides qui pourrait nous renseigner sur le cycle complet du CO₂ et du CH₄ sous des pressions du climat et des niveaux d'eau et de mieux comprendre les interactions avec d'autres composés toxiques très présents (tels les pesticides et le mercure) sur cette portion du bassin versant du Saint-Laurent.

Par la richesse de ses habitats, la diversité biologique et l'ampleur des usages/activités économiques et sociales qui s'y trouvent, le lac Saint-Pierre et en particulier la baie Saint-François avec ses 1650 ha, représentent un excellent site pour raffermir quantitativement les liens existants entre les pressions climatiques/anthropiques et les flux de CO₂/CH₄. Situé au confluent des rivières Yamaska et Saint-François qui drainent en grande partie la région de Saint-Hyacinthe (communément appelé le "jardin du Québec"), cet endroit se trouve également en plein cœur de l'écosystème fluvial du Saint-Laurent.

Depuis les 5 dernières années, plusieurs études ont été menées au Québec pour comprendre les échanges gazeux air-eau et air-sol des substances toxiques le long du Saint-Laurent (Poissant *et al.*, 1994; Poissant & Koprivnjak, 1996; Koprivnjak & Poissant, 1997). Les techniques et méthodologies employées dans les études du Québec afin de mesurer la vapeur mercurielle (Poissant & Casimir, 1998), par exemple, sont maintenant reconnues sur la scène internationale (Conférence on global mercury, Hambourg, 1996). Nous croyons que cette approche peut s'adapter aux mesures de flux de CO₂ et de CH₄ dans des milieux humides actifs.

Références :

Poissant L. et A. Casimir (1998), Water-air and soil-air exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites. *Atmos. Env.* 32(5) : 883-893.

Koprivnjak J.F et L. Poissant (1997), Evaluation and application of a fugacity model to explain the partitioning of contaminants in the St.Lawrence River Valley. *Water, Air, and Soil Pollution*, 97: 379-395.

Poissant L., JF. Koprivnjak et R. Matthieu (1997), Some persistent organic pollutants and heavy metals in the atmosphere over a St.Lawrence river valley site (Villeroy) in 1992. *Chemosphere*, 34(3) : 567-585.

Poissant L. et JF. Koprivnjak (1996), Fate and atmospheric concentrations of γ - and α -HCH in Québec, Canada. *Environmental Science & Technology (American Chemical Society)*, 30 (3) : 845-853.

Fiche d'Enjeux N° 4
Dynamique écosystémique de la pollution de l'eau
à travers le milieu urbain

Enjeux	<ul style="list-style-type: none"> • Étudier la qualité des eaux de pluie, de ruissellement et collectées au cours de différents événements pluvieux à Montréal (bassin Curotte-Papineau) et la comparer aux eaux unitaires en temps sec avant et après traitement; • Caractériser les eaux de débordements et leur volume; • Mesurer en amont (Sainte-Anne de-Bellevue) et en aval (L'Assomption) la qualité de les précipitations (impact de la bulle urbaine); • Dresser des modes structurels et non structurels de gestion afin de minimiser l'impact de la bulle urbaine sur les eaux de ruissellement et leur déplacement.
Justification	<p>L'activité humaine des centres urbains génère et mobilise des polluants qui pénètrent l'environnement. L'atmosphère et l'hydrosphère sont des lieux privilégiés par lesquels les polluants circulent et interagissent. Ainsi, l'eau et l'air subiront au fur et à mesure de leur mouvement à travers le milieu urbain une dégradation de leur qualité. Les impacts de cette dégradation se font sentir à l'intérieur et l'extérieur de la bulle urbaine.</p> <p>Les précipitations, fruit de l'interaction de l'atmosphère et de l'hydrosphère à l'intérieur du cycle de l'eau, sont un véhicule important via lequel les polluants atmosphériques se concentrent, permettant ainsi à l'atmosphère de s'épurer d'une partie de sa charge polluante. Au sol, la contamination de l'eau précipitée se poursuit par le lessivage des polluants déposés. Les eaux de ruissellement sont entraînées vers les canalisations pluviales ou unitaires qui les concentrent et les dirigent au fleuve ou à l'usine d'épuration des eaux.</p> <p>Historiquement, ce n'est qu'au cours des années 60 et 70 que des prises de conscience environnementales, amenèrent la mise en place de programmes d'assainissement des eaux urbaines avant leur déversement au cours d'eau afin d'en mitiger les impacts. Les eaux considérées alors comme les plus problématiques étaient celles provenant des rejets domestiques et industriels ponctuels occasionnés par l'activité humaine. Le suivi environnemental des bienfaits des divers programmes d'assainissement urbain montra cependant l'insuffisance de ce type de gestion puisque la pollution persistait.</p> <p>Une seconde optique émergea à savoir que les eaux de ruissellement urbaines pouvaient être un vecteur important de pollution, lors de rejets directs ou de débordements de réseaux unitaires, et que leur non gestion met en péril les bienfaits des plans de gestion. L'état des connaissances des recherches antérieures démontre un problème sérieux au niveau des connaissances fondamentales inhérentes à la qualité des eaux urbaines. Contrairement aux aspects quantitatifs de l'hydrologie urbaine, la qualité des eaux urbaines s'avère un domaine encore obscur. Une lacune importante est que l'on ne reconnaît pas les eaux de pluie comme étant une source potentielle de polluant (Poissant & Béron, 1991). Poissant et Béron (1992), grâce à un échantillonneur séquentiel automatique de précipitation élaboré dans leur laboratoire ont confirmé la variabilité temporelle importante de la qualité des précipitations en milieu urbain (Montréal) et en ont établi partiellement le profil (Poissant et Béron, 1994). L'hypothèse soutenue par cette fiche de projet d'étude impute une intégration synergique des éléments de qualité de la pluie et d'arrachement des particules au sol comme éléments modulateurs de la qualité des eaux de ruissellement et subséquemment, des eaux unitaires.</p>

Compte tenu la quantité et la nature toxique des substances déversées, lors de débordement des réseaux unitaires, ces eaux peuvent créer un préjudice important au milieu récepteur, voire même supérieur aux impacts potentiels des eaux acheminées aux unités de traitement des eaux avant leur traitement, en temps sec. Il est capital dans une perspective de planification stratégique des eaux usées urbaines maximisant le contrôle des eaux polluées tout en minimisant les impacts sur l'environnement de connaître cette synergie.

Références

- Poissant L. et P. Béron (1994). Parameterized rainwater quality model in urban environment. *Atmos. Env.*, 28(2) : 305-310.
- Poissant L. et P. Béron (1992). Design and operation of an automatic sequential rainfall sampler. *Water Research*, 26(4) : 547-551 .
- Poissant L. et P. Béron (1991). Hypothèses relatives à la contamination de la pluie sur l'Île de Montréal. *Sciences et Techniques de l'Eau*, 24(2) : 167-173.
-

Annexe A1 - Liste des productions scientifiques au cours du projet sur la contamination atmosphérique au fleuve Saint-Laurent

i) Publications avec comité d'évaluation

(14) Poissant L. et JF. Koprivnjak (1998), Some persistent organic and heavy metals in North American background atmosphere: A review . *Chemosphere*, (soumis).

(13) Poissant L. (1999), Preferred source of atmospheric total gaseous mercury in the St-Lawrence River Valley. *Atmos. Env.* , 33 : 2537-2547.

(12) Poissant L. et M. Pilote (1998), Mercury concentrations in single event precipitation in southern Québec. *The science of the total environment*, 213 : 65-72.

(11) Poissant L. et A. Casimir (1998), Water-air and soil-air exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites. *Atmos. Env.*, 32(5) : 883-893.

(10) Koprivnjak J.F et L. Poissant (1997), Evaluation and application of a fugacity model to explain the partitioning of contaminants in the St.Lawrence River Valley. *Water, Air, and Soil Pollution*, 97 : 379-395.

(9) Poissant L. (1997), Field observation of total gaseous mercury behaviour: Interactions with ozone concentration and water vapour mixing ratio in air at a rural site, *Water, Air, and Soil Pollution* , 97 : 341-353.

(8) Poissant L., JF. Koprivnjak et R. Matthieu (1997), Some persistent organic pollutants and heavy metals in the atmosphere over a St.Lawrence river valley site (Villeroy) in 1992. *Chemosphere*, 34(3) : 567-585.

(7) Poissant L., B. Harvey et A. Casimir (1996), Application of a new telemetry and remote monitoring design for an automatic atmospheric vapour phase mercury analyser: Preliminary results. *Environmental Technology*, 17 : 891-896.

(6) Casimir A., L. Poissant, et P. Béron (1996), Vapeur mercurielle à l'intérieur d'un édifice à bureau: une étude de cas. *Vecteur Environnement*, 29(6) : 31-37.

(5) Poissant L. et JF. Koprivnjak (1996), Concentrations de quelques composés organiques semi-volatils dans l'air et les précipitations en milieu rural (Villeroy, Québec) et leur dynamique environnementale. *Vecteur Environnement*, 29 (1) : 29-39.

(4) Poissant L. et JF. Koprivnjak (1996), Fate and atmospheric concentrations of γ - and α -HCH in Québec, Canada. *Environmental Science & Technology (American Chemical Society)*, 30 (3) : 845-853.

(3) Poissant L., P. Rancourt, B. Harvey (1995), Relations mesurées en milieu rural au sud du Québec (Canada) entre la concentration de la vapeur mercurielle atmosphérique et quelques facteurs environnementaux. *Pollution atmosphérique*, 141 : 52-60.

(2) Poissant L., B. Harvey, A. Casimir, P. Béron et M. Jean (1995), Mesures en continu de la vapeur mercurielle atmosphérique en milieu rural au sud du Québec, Canada., *Vecteur Environnement*, 28(2) : 41-46.

(1) Poissant L. (1994), A practical demonstration of the absolute PCA's bias. *Atmospheric Environment*, 28(12) : 2129-2134.

ii) Conférences & Compte Rendu

(19) Poissant L. (1998), *Mercury concentrations and cycling in Québec*- Conférencier invité - Mercury Workshop, Portland (Maine). Conférence des Gouverneurs de la Nouvelle Angleterre et des Provinces de l'est du Canada, 12 Février 1998.

(18) Poissant L. (1997), *Are water-air and soil air Hg fluxes measured with flux chamber biased?* Conférencier invité, EPRI Workshop - Mercury flux methods intercomparison, Reno (Nevada), 31 août au 5 septembre 1997.

(17) Poissant L. (1997), *Are mercury gradients measured with one Tekran possible and representative?* Conférencier invité, EPRI Workshop- Mercury flux methods intercomparison, Reno (Nevada), 31 août au 5 septembre 1997.

(16) Poissant L. (1997), *Regional budget of Mercury*. Northern Contaminants Workshop, IQALUIT (NWT), 24-27 juillet, 1997.

(15) Poissant L. (1997), *Audit exercice for CAMNet : The Canadian Atmospheric Mercury Network*. Automated Mercury Instrumentation Workshop, Toronto, 6-7 mai 1997.

(14) Poissant L. (1997), *Airborne toxics : northern Québec perspectives*. Northern Contaminants Workshop, Kuujjuak (Qc), 27-28 mai 1997.

(13) Poissant L. (1997), *Les substance toxiques aéroportées au Québec méridional et perspective septentrionale*, Atelier EMAN- La Taïga - Kuujjuarapik, 26 février 1997.

(12) Poissant L. (1996), *Mercury exchange between water, air and soil in southern Québec*. EMAN Workshop on focus on the Gulf of Maine ecosystem, St-Andrews, NB, 25 septembre 1996.

- (11) Poissant L. et A. Casimir (1996), *Water-air and soil-air exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites*. 4 th International conference on mercury as a global pollutant, Hambourg, 4-8 août 1996.
- (10) Casimir A., P. Béron et L. Poissant (1996), *Inter-Comparison between two methods measuring soil-air exchange rate of total gaseous mercury with high time resolution : The dynamic flux chamber and the modified Bowen Ratio (MBR)*. 4 th International conference on mercury as a global pollutant, Hambourg, 4-8 août 1996.
- (9) Pilote M., B. Quémerais et L. Poissant (1996), *A new type of wet-only mercury rain collector used in single event precipitation*, 4 th International conference on mercury as a global pollutant, Hambourg, 4-8 août 1996.
- (8) Poissant L., B. Harvey, R. Matthieu, et JF. Koprivnjak (1996), *Devenir des substances toxiques dans la vallée du Saint-Laurent*, 7^e colloque sur les substances toxiques, APCAS, Montréal, 28 mai 1996.
- (7) Koprivnjak J.F. et L. Poissant (1996), *Évaluation et application d'un modèle de fugacité pour expliquer la dynamique des polluants dans la vallée du St-Laurent*. 7^e colloque sur les substances toxiques, APCAS, Montréal, 28 mai 1996.
- (6) Poissant L., J.F. Koprivnjak et R. Matthieu (1995), *Analyses multivariées de la pollution atmosphériques contribuant à la pollution du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada)*. Congrès international de la Société d'Écotoxicologie Fondamentale et appliquée (SEFA), France. p. 91-97.
- (5) Poissant L., A. Casimir et P. Rancourt (1995), *Relationship between atmospheric mercury vapour concentration measured in a rural site in Southern Québec (Canada) with some environmental factors*. American Chemical Society, Spring meeting, Chicago, USA, (20-24 août 1995).
- (4) Casimir A. et L. Poissant (1995), *Indoor vapour phase mercury concentration measured in an office building and its relationships with inside and outside climatic paramerters*. American Chemical Society, Spring meeting, Chicago, USA, (20-24 août 1995).
- (3) Poissant L. (1994), *Contribution atmosphérique à la pollution toxique du fleuve Saint-Laurent*. Séminaires du doctorat en Sc. de l'environnement, U.Q.A.M., mars 1994.
- (2) Poissant L., J.F. Koprivnjak, M. Besner, J. Tremblay et K. Lum (1994), *Mesure de substances toxiques aéroportées à Villeroy (Québec) pour l'année 1992*. 6^e Colloque sur les substances toxiques (Montréal, Québec) p. 257-278.

(1) Poissant L. et J.F. Koprivnjak (1994), *Évaluation de la contribution atmosphérique à la pollution du fleuve Saint-Laurent*, 3^e Colloque international sur le transport et la pollution de l'air, Avignon (France) 6-10 juin 1994.

iii) Autres publications

(11) Koprivnjak J.F., L. Poissant et R. Matthieu (1996), *Étude de la reproductibilité de l'échantillonnage, la représentativité de la station Villeroy et de la capacité des mousses polyuréthane pour retenir des organiques en phase vapeur - Hiver 1994*, rapport interne, Environnement Canada, Région du Québec, 31 p.

(10) Koprivnjak J.F., L. Poissant et R. Matthieu (1996), *Étude de la représentativité de la station St-Anicet : constituants organiques et inorganiques- Hiver 1994*, rapport interne, Environnement Canada, Région du Québec, 21 p.

(9) Poissant L. (1995), *Le lindane du champs de maïs à l'atmosphère*, Site internet, Voie verte, Environnement Canada, Région du Québec.

(8) Matthieu R., J. Milton, B. Harvey, J.F. Koprivnjak, et L. Poissant (1995), *Substances toxiques aéroportées : Station d'échantillonnage de Saint-Anne de Bellevue (WVQ) : description du site et aspects météorologiques*. Rapport interne d'Environnement Canada (DEA-DSS), 18 p.

(7) Matthieu R., J. Milton., B. Harvey, J.F. Koprivnjak, et L. Poissant (1995), *Substances toxiques aéroportées : Station d'échantillonnage de l'Assomption (WEW) : description du site et aspects météorologiques*. Rapport interne d'Environnement Canada (DEA-DSS), 18 p.

(6) Poissant L., J.F. Koprivnjak et B. Harvey (1994), *Atmospheric contribution to the St. Lawrence river pollution (Québec, Canada) : On-going research*. Publication interne. Environnement Canada, 13 p.

(5) Rancourt P. et L. Poissant (1994), *Analyse des structures fines des variations diurnes et annuelles d'ozone à trois stations rurales au Canada*. Rapport scientifique. Environnement Canada, DEA-DSS, 64 p.

(4) Casimir A., B. Harvey et L. Poissant (1994), *Rapport sur la caractérisation et l'Évaluation de l'analyseur de vapeur mercurielle TEKRAN 2537-A*, Rapport technique. Environnement Canada, DEA-DSS, 68 p.

(3) J.F. Koprivnjak, M. Besner, B. Harvey et L. Poissant (1994), *Substances toxiques aéroportées: Station d'échantillonnage de Saint-Anicet (description du site et aspects météorologiques)*. Rapport interne d'Environnement Canada (DEA-DSS), 43 p.

(2) J.F. Koprivnjak, M. Besner, B. Harvey et L. Poissant (1994), *Substances toxiques aéroportées: Station d'échantillonnage de Mingan (description du site et aspects météorologiques)*. Rapport interne d'Environnement Canada (DEA-DSS), 43 p.

(1) Tremblay J. et R. Servranckx (1992), *Station d'échantillonnage de Sainte-Françoise (Villeroy) : Description du site et des aspects météorologiques*. Rapport interne. Environnement Canada, 26 p.

iv) Session spéciale sur les substances toxiques aéroportées : Résultats des subventions de recherche lors du 7^e colloque sur les substances toxiques, APCAS, Montréal, 28 mai 1996.

(1) Poissant L., B. Harvey, R. Matthieu, et JF. Koprivnjak (1996), *Devenir des substances toxiques dans la vallée du Saint-Laurent*, 7^e colloque sur les substances toxiques, APCAS, Montréal, 28 mai 1996, p. 109-124.

(2) Loranger S. et J. Zayed J. (1996), *Évaluation de la contamination atmosphérique par le manganèse de source mobile à l'aide d'indicateurs environnementaux*, 7^e colloque sur les substances toxiques, APCAS, Montréal, 28 mai 1996, p. 125-136.

(3) Schmit JP., S. Beudet et Y. Gélinas (1996), *Mesure de flux de matières particulaires aéroportées et leur déposition le long du fleuve Saint-Laurent*. 7^e colloque sur les substances toxiques, APCAS, Montréal, 28 mai 1996, p. 137-144.

(4) Comeau G., M. Heitz, B. Marcos et D. Daoust (1996), *Étude des émissions de zinc en provenance d'une industrie métallurgique*, 7^e colloque sur les substances toxiques, APCAS, Montréal, 28 mai 1996, p. 145-158.

(5) Agbébavi J.T. (1996), *Prédiction des points de chute de polluants aéroportés de parc industriels sur le fleuve Saint-Laurent (1996)*, 7^e colloque sur les substances toxiques, APCAS, Montréal, 28 mai 1996, p. 159-171.

v) Rapports externes reliés au projet (liste non exhaustive)

(19) Barbeau C., J. Turcotte, E. Fraser, S. Paré (1991), *Échantillonnage et analyse des composés inorganiques toxiques aéroportés (bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent)*. Université Laval, 58 p.

(18) Bertrand M. (1997), *Contrôle de procédure analytique : Réseau Environnement Canada*. Département de chimie, Université de Montréal, 22 p. + Annexes.

(13-17) Bertrand M. et collaborateurs (1997, 1996, 1995, 1994, 1993), *Apport atmosphérique de polluants inorganiques dans le bassin hydrographiques du fleuve Saint-Laurent : Rapport des analyses chimiques organiques*. Département de chimie, Université de Montréal.

(12) Cussion S. (1994a), *Interlaboratory study 93-1 Trace Metal Standard Solutions in support of The Integrated Atmospheric Deposition Network (IADN) June 1993*, Quality Management Unit, Laboratory Service Branch, OMEE and Air Quality research Branch, AES, Environment Canada, 27 p.

(11) Cussion S. (1994b), *Interlaboratory study 93-2 Organochlorine Pesticides (OC's) in support of The Integrated Atmospheric Deposition Network (IADN) July 1993*, Quality Management Unit, Laboratory Service Branch, OMEE and Air Quality research Branch, AES, Environment Canada, 45 p.

(10) Cussion S. (1994c), *Interlaboratory study 93-3 Polychlorinated Biphenyl (PCB) isomers in support of The Integrated Atmospheric Deposition Network (IADN) August 1993*, Quality Management Unit, Laboratory Service Branch, OMEE and Air Quality research Branch, AES, Environment Canada, 64 p.

(9) Cussion S. (1996), *Interlaboratory study 93-4 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in support of The Integrated Atmospheric Deposition Network (IADN) October 1993*, Quality Management Unit, Laboratory Service Branch, OMEE and Air Quality research Branch, AES, Environment Canada, 65 p.

(8) Cyr M. (1995), *Système de quantification de la contribution atmosphérique à la contamination chimique du fleuve Saint-Laurent*. Mémoire de Maîtrise, Département de chimie, Université de Montréal. 105 p.

(7) El Koury M., M. Bertrand (1991), *Apport atmosphérique de certains composés organiques toxiques dans la composition chimique du fleuve Saint-Laurent et quelques uns de ses tributaires-Protocole d'échantillonnage et d'analyse*. Université de Montréal, 42 p.

(6) El Koury M (1994), *Système d'évaluation de la contribution atmosphérique à la contamination chimique du fleuve saint-Laurent*, Mémoire de Maîtrise, Département de chimie, Université de Montréal, 111 p.

(1-5) Turcotte J. et E. Fraser (1997, 1996, 1995, 1994, 1993), *Apport atmosphérique de polluants inorganiques dans le bassin hydrographiques du fleuve Saint-Laurent : Rapport des analyses chimiques inorganiques*. Groupe de chimie analytique, Département de chimie, Université Laval.

Annexe A2 - Organigramme des annexes incluses dans le disque

