

2m 11.2790.3

11320291
V.005

Université de Montréal

**BASES THÉORIQUES ET PRATIQUES POUR L'UTILISATION
DES MÉTHODES D'ESTIMATION DE L'EXPOSITION HUMAINE À LA POLLUTION**

par

Marie-Claude Boivin

Département de géographie

Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures

En vue de l'obtention du grade de

Maître ès sciences (M.Sc.) en géographie

Juin, 1999

@boivin, 1999



E-0955 1105

G
59
454
2000
V.005

Université de Montréal

LES MÉTHODES D'ESTIMATION DE L'EXPOSITION HUMAINE À LA POLLUTION
PAR LES MÉTAUX ET LES COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS

par

M. J. STANIS
Département de géographie
Université de Montréal

PROJET DE THÈSE DE MAÎTRISE
Présenté à l'Université de Montréal
pour l'obtention du grade de



Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :
Bases théoriques et pratiques pour l'utilisation des
méthodes d'estimation de l'exposition humaine à la pollution

présenté par
Marie-Claude Boivin

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes

François Courchesne	Président-rapporteur
Jean-Pierre Thouez	Directeur de recherche
Gaétan Carrier	Codirecteur
Bhawan Singh	Membre du jury

Mémoire accepté le : 17 février 2000

SOMMAIRE

Dans les études d'évaluation quantitative des risques à la santé (ÉQRS) liés à une exposition environnementale, une multitude de méthodes doivent être utilisées. Celles-ci, développées selon les domaines d'expertise (toxicologie, épidémiologie, ingénierie, biomathématique...) comportent des limites et des incertitudes. Notre mémoire porte sur un des volets du processus d'ÉQRS, soit l'estimation de l'exposition environnementale, phénomène spatial, où le recours aux méthodes spécifiques à l'analyse géographique est courant.

L'estimation de l'exposition environnementale est très complexe en raison des variations spatiales et temporelles des conditions environnementales et de l'exposition de la population. Le but de ce mémoire est d'apporter les éléments nécessaires pour une meilleure compréhension et utilisation des méthodes associées à cette estimation. Notre démarche consiste en la réalisation : (i) d'un inventaire et analyse critique des méthodes utilisées; (ii) d'une étude approfondie d'une méthode au caractère géographique : la modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants (MDAP), en empruntant une approche théorique mais également pratique (illustration à l'aide du modèle Industrial Source Complex) et enfin (iii) de l'étude d'une composante majeure de la MDAP, la météorologie, dans son aspect général et de manière plus spécifique au territoire montréalais.

La première partie de notre mémoire porte sur l'ensemble des méthodes d'estimation de l'exposition humaine à la pollution. Celles-ci ont été regroupées en quatre catégories : (i) la prise de mesures (biologiques et environnementales); (ii) les méthodes d'estimation des concentrations environnementales; (iii) le jumelage des concentrations environnementales et d'un modèle d'exposition populationnel et enfin (iv) le jumelage des concentrations environnementales et d'un modèle multimedia selon la dose d'exposition.

La seconde partie consiste en l'analyse de la météorologie, un des phénomènes majeurs intervenant dans la dispersion atmosphérique. À partir de la littérature pertinente, nous avons identifié les facteurs les plus significatifs à la dispersion et procédé au choix de ceux devant faire l'objet d'une caractérisation sur le territoire montréalais. L'analyse des données existantes et des informations nous a permis de dresser des tableaux sur les conditions météorologiques prévalantes (incluant les inversions thermiques au sol) et ce, selon la période de la journée et les saisons. Ces tableaux synthétisent l'information météorologique typique du territoire montréalais de manière à la rendre utilisable lors d'application de la MDAP sur l'île de Montréal.

La troisième partie aborde la MDAP qui est en fait une méthode intégrative d'un ensemble de caractéristiques du milieu (sources, population, topographie, météorologie...) en représentant mathématiquement les phénomènes, d'où son intérêt.

Notre mémoire, en abordant l'ensemble des méthodes pour estimer l'exposition humaine à la pollution permet de mieux apprécier celles propres à la géographie et à d'autres disciplines, de constater le lien qui les unit. Cette vue globale devrait faciliter la combinaison potentielle d'approches méthodologiques diverses permettant ainsi d'obtenir une plus grande précision de l'estimé. L'accent étant mis sur les incertitudes des méthodes, l'interprétation des limites des résultats obtenus devrait être plus aisée. Enfin, l'analyse exhaustive des conditions météorologiques et l'étude de la MDAP et ce, dans une optique d'application future sur le territoire montréalais, apportent les bases nécessaires à la compréhension des phénomènes modélisés et à une meilleure utilisation de cet outil.

Table des matières

SOMMAIRE	i
TABLE DES MATIÈRES	III
REMERCIEMENTS	VIII
INTRODUCTION	1
PREMIÈRE PARTIE	
PRINCIPES ET MÉTHODES D'ESTIMATION DE L'EXPOSITION HUMAINE À LA CONTAMINATION ENVIRONNEMENTALE.....	
	4
Chapitre 1	
Composantes de l'exposition et méthodes d'estimation	5
1.1 Facteurs définissant l'exposition environnementale	5
1.2 Estimation de l'exposition	7
Chapitre 2	
Estimation de l'exposition par la prise de mesures	11
2.1 Mesures biologiques.....	11
2.2 Mesures dans l'environnement	12
2.2.1 Mesures au niveau des barrières physiologiques.....	13
2.2.2 Mesures à des stations fixes d'échantillonnage	15
Chapitre 3	
Méthodes d'estimation des concentrations environnementales	19
3.1 Analyse spatiale.....	19
3.1.1 Nature des données spatiales	19
3.1.2 Variation spatiale dans l'environnement	21
3.1.3 Méthode d'interpolation ou d'extrapolation spatiale.....	23
3.2 Modélisation du transport et cheminement des polluants dans l'environnement	28
3.2.1 Description.....	28
3.2.2 Nécessité de modéliser les émissions.....	30
Chapitre 4	
Estimation de l'exposition par le jumelage des concentrations environnementales et d'un modèle d'exposition populationnel	34
4.1 Description	34
4.2 Caractérisation des cycles d'activité	35
4.3 Identification des sous-groupes homogènes.....	36
4.4 Modélisation de l'exposition	37
Chapitre 5	
Estimation de l'exposition par le jumelage des concentrations environnementales et d'un modèle multimédia d'exposition humaine selon la dose	39
5.1 Description	39
5.2 Estimation de la dose d'exposition.....	40
DEUXIÈME PARTIE	
ÉTUDE DES PARAMÈTRES MÉTÉOROLOGIQUES SUR L'ÎLE DE MONTRÉAL EN VUE DE LA MODÉLISATION DE LA DISPERSION DES POLLUANTS	
	44
Chapitre 6	
Sélection des paramètres météorologiques pour l'étude montréalaise	45
6.1 Phénomènes intervenant dans la dispersion des polluants	45
6.2 Choix d'étude des paramètres météorologiques.....	49

Chapitre 7	
Mouvement général de l'atmosphère	51
7.1 Circulation atmosphérique en altitude sur le sud du Québec	51
7.2 Survenue de systèmes météorologiques défavorables à la dispersion	53
7.2.1 Généralités	53
7.2.2 Sud du Québec.....	56
Chapitre 8	
Étude du vent	57
8.1 Généralités.....	57
8.2 Direction et vitesses des vents enregistrées à Montréal.....	59
8.2.1 Variations annuelles.....	59
8.2.2 Variations saisonnières	61
Chapitre 9	
Étude de la stabilité atmosphérique	65
9.1 Méthodes d'estimation	65
9.1.1 Estimation par la variation verticale de température	65
9.1.2 Variation temporelle de la direction du vent.....	67
9.1.3 Selon la vitesse du vent.....	69
9.1.4 Selon l'approche de Pasquill.....	69
9.2 Études de stabilité pour Montréal.....	72
9.2.1 Étude de la structure verticale de la température dans l'est de Montréal	72
9.2.2 Étude de la variation de la direction du vent au sol	75
9.2.3 Étude selon la classification de Pasquill-Gifford.....	77
Chapitre 10	
Hauteur du mélange et coefficient de ventilation	78
10.1 Définition	78
10.2 Situation à Montréal.....	79
Chapitre 11	
Autres facteurs météorologiques et la topographie	83
11.1 Précipitations.....	83
11.2 Température	85
11.3 Humidité de l'air.....	86
11.4 Nébulosité	89
11.5 Topographie et type de surface	90
Chapitre 12	
Pouvoir de dispersion atmosphérique des polluants sur le territoire	92
12.1 Variation au cours d'une journée.....	92
12.2 Probabilité de la survenue d'inversion thermique de surface	97
12.3 Conditions météorologiques les plus fréquentes	100
12.3.1 Base annuelle.....	100
12.3.2 Base saisonnière.....	102
TROISIÈME PARTIE	
MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE DES POLLUANTS ET DÉMARCHE PROPOSÉE	
EN VUE DE SON APPLICATION	
104	
Chapitre 13	
Modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants	105
13.1 Description et intérêt.....	105
13.2 Modèle physique	107
13.3 Modèle mathématique.....	108
13.3.1 Modèle empirique/statistique.....	111

13.3.2	Modèle analytique/déterministe	112
13.3.2.1	Modèles de transport	112
13.3.2.2	Modèles photochimiques	114
13.4	Modèle de dispersion le plus utilisé : modèle gaussien	115
13.4.1	Équation de Pasquill-Gifford	115
13.4.2	Précision du modèle de dispersion gaussien	118
13.4.2.1	Estimation annuelle ou saisonnière par secteur	119
13.4.2.2	Estimation horaire ou journalière	120
13.5	Critères pour le choix d'un modèle	121
13.5.1	Type de sources d'émissions	121
13.5.2	Résolution temporelle et spatiale	124
13.5.3	Ressources disponibles	124

Chapitre 14

Proposition d'une démarche de modélisation de dispersion des polluants à l'origine d'une source ponctuelle

14.1	Modèles Industrial Source Complex (ISC)	126
14.2	Équation gaussienne	127
14.2.1	Concentrations moyennes	127
14.2.2	Concentrations maximales	128
14.3	Vitesse du vent corrigée	129
14.4	Vérification de l'effet de sillage	131
14.4.1	Description	131
14.4.2	Méthodes de vérification	133
14.5	Formules d'élévation du panache (sans effet de sillage)	134
14.5.1	Équations de Briggs	135
14.5.2	Équation de Holland	138
14.6	Calcul des paramètres de dispersion (sans effet de sillage)	139
14.6.1	Standard	139
14.6.2	Amélioration des paramètres de dispersion	139
14.7	Modification de la hauteur effective et des paramètres de dispersion en présence d'effet de sillage	141
14.8	Interprétation des résultats	143
CONCLUSION		144
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		147

Annexe I	Modélisation pour des applications autres que l'air	ix
Annexe II	Description des étapes de la procédure d'évaluation des risques à la santé humaine	xv
Annexe III	Dose biologiquement effective et modèles de type pharmacocinétique	xx
Annexe IV	Calcul de la valeur de la vitesse de dépôt	xxiii
Annexe V	Circulation atmosphérique en altitude	xxiv
Annexe VI	Type de vent selon la vitesse enregistrée	xxvi
Annexe VII	Établissement du rayonnement solaire et nébulosité	xxvii
Annexe VIII	Variation horaire et saisonnière de la stabilité	xxxv
Annexe IX	Variation mensuelle de la hauteur de mélange à Maniwaki en après-midi	xxxvi
Annexe X	Modélisation des émissions accidentelles de polluants	xxxvii
Annexe XI	Méthode de calcul pour vérifier la densité du panache	xlv

LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau I. Importance estimée des variables utiles selon l'échelle d'intérêt et l'élévation de la source d'émissions</i>	49
<i>Tableau II. Fréquence (%) des types de temps à Montréal</i>	52
<i>Tableau III. Fréquence (%) de la vitesse du vent selon la direction</i>	60
<i>Tableau IV. Vitesse moyenne saisonnière du vent (m/s) selon la direction</i>	63
<i>Tableau V. Fréquence (%) saisonnière des classes de vitesse de vent</i>	64
<i>Tableau VI. Classification de la stabilité selon le taux de variation de la température avec l'altitude</i>	67
<i>Tableau VII. Critères de fluctuation du vent pour estimer la catégorie de stabilité pendant le jour</i>	68
<i>Tableau VIII. Critères de fluctuations et de la vitesse du vent pour estimer la catégorie de stabilité pendant la nuit</i>	68
<i>Tableau IX. Combinaisons possibles de la vitesse du vent et des catégories de stabilité</i>	69
<i>Tableau X. Classes de stabilité de Pasquill-Gifford</i>	70
<i>Tableau XI. Fréquence des stabilités sur une base quotidienne dans l'est de Montréal</i>	73
<i>Tableau XII. Fréquence des stabilités selon l'altitude par période de la journée</i>	74
<i>Tableau XIII. Fréquence de la stabilité selon les saisons</i>	75
<i>Tableau XIV. Fréquence de la hauteur maximale du mélange selon les saisons dans l'est de Montréal</i> ... 80	80
<i>Tableau XV. Coefficients de ventilation pour Montréal</i>	81
<i>Tableau XVI. Valeurs extrêmes des hauteurs de mélange enregistrées au Canada</i>	82
<i>Tableau XVII. Valeurs moyennes mensuelles et annuelles des précipitations à Dorval (1951-1980)</i>	84
<i>Tableau XVIII. Températures quotidiennes enregistrées à Dorval (1951-1980)</i>	86
<i>Tableau XIX. Fréquence d'humidité relative moyenne (%) par mois</i>	89
<i>Tableau XX. Fréquence (%) mensuelle de la nébulosité à Dorval (1953-1982)</i>	90
<i>Tableau XXI. Fréquence d'inversions thermiques selon l'altitude atteinte et les saisons (1978-79)</i>	99
<i>Tableau XXII. Fréquence d'apparition des inversions thermiques dans l'est de Montréal</i>	100
<i>Tableau XXIII. Conditions météorologiques les plus fréquentes à Montréal</i>	101
<i>Tableau XXIV. Conditions prévalantes selon les saisons à Montréal</i>	103
<i>Tableau XXV. Valeurs du coefficient de puissance p</i>	129
<i>Tableau XXVI. Calcul de la hauteur effective du panache lorsque l'effet de flottabilité domine</i>	137
<i>Tableau XXVII. Calcul de la hauteur effective du panache si l'effet de la force d'impulsion domine</i>	138
<i>Tableau XXVIII. Équations pour la détermination des paramètres de dispersion</i>	141

LISTE DES FIGURES

<i>Figure 1. Méthodes pour estimer l'exposition à la contamination environnementale.....</i>	<i>9</i>
<i>Figure 2. Types de données et processus d'interpolation spatiale.....</i>	<i>20</i>
<i>Figure 3. Phénomène d'inversion thermique en altitude.....</i>	<i>54</i>
<i>Figure 4. Inversion frontale et comportement du panache.....</i>	<i>55</i>
<i>Figure 5. Variation de la vitesse du vent avec l'altitude selon des conditions stables au sol.....</i>	<i>57</i>
<i>Figure 6. Rose des vents à Dorval (1955-80).....</i>	<i>59</i>
<i>Figure 7. Fréquences moyennes saisonnières de la direction des vents.....</i>	<i>61</i>
<i>Figure 8. Roses des vents mensuelles de 1955 à 1980 (station météorologique de Dorval).....</i>	<i>62</i>
<i>Figure 9. Stabilité selon les saisons d'après l'étude des vents à la station de Union Carbide en 1989.....</i>	<i>76</i>
<i>Figure 10. Variation horaire de la direction du vent (représentée par la classe de stabilité) au cours d'une journée (15 mai 1989).....</i>	<i>77</i>
<i>Figure 11. Illustration d'un comportement d'un panache pour différentes hauteurs de mélange.....</i>	<i>79</i>
<i>Figure 12. Comportement d'un panache de densité faible au cours d'une journée typique (topographie plane et sans obstacle).....</i>	<i>94</i>
<i>Figure 13. Éléments d'un modèle conceptuel d'estimation de l'exposition humaine à une contamination environnementale.....</i>	<i>106</i>
<i>Figure 14. Types de modèles mathématiques de dispersion atmosphérique des polluants.....</i>	<i>110</i>
<i>Figure 15. Illustration du panache gaussien (source d'émission élevée et continue).....</i>	<i>116</i>
<i>Figure 16. Phases de la modélisation d'émission de gaz inerte.....</i>	<i>117</i>
<i>Figure 17. Types d'applications de la modélisation pour sources courantes.....</i>	<i>123</i>
<i>Figure 18. Nomogramme pour estimer la concentration maximale et sa distance de survenue.....</i>	<i>130</i>
<i>Figure 19. Quelques illustrations du comportement du panache selon la localisation de la cheminée et du bâtiment (par rapport au vent).....</i>	<i>132</i>
<i>Figure 20. Coefficient de dispersion horizontal selon la distance sous le vent d'une source pour turbulence Pasquill-Gifford.....</i>	<i>140</i>
<i>Figure 21. Coefficient de dispersion vertical selon la distance sous le vent d'une source pour turbulence Pasquill-Gifford.....</i>	<i>140</i>

REMERCIEMENTS

Pour son soutien et ses conseils judicieux, je tiens à remercier le Dr Jean-Pierre Thouez, un des rares spécialistes en géographie de la santé, qui a bien voulu accepter la direction de ce mémoire. Lorsque j'ai amorcé ce travail de recherche, le domaine de la santé environnementale était à ses balbutiements en santé publique. Le Dr Gaétan Carrier, médecin-conseil, qui avait alors le mandat de définir le rôle de la santé environnementale au sein du département de santé communautaire de l'Hôpital Maisonneuve-Rosemont, et de structurer une équipe, a bien voulu assumer la codirection de ce mémoire. Par son expertise particulière en toxicologie et en évaluation des risques à la santé, Dr Carrier a fortement influencé l'orientation donnée à ce mémoire. Plus que de simples conseils techniques, Dr Carrier a su partager sa vision de la santé environnementale et contribuer à développer un esprit critique à l'égard des diverses méthodologies utilisées dans ce domaine. Pour sa passion et son désir sincère de transmettre ses connaissances et ses réflexions, je lui suis reconnaissante. Dr Carrier est aujourd'hui professeur clinique au département de médecine du travail et hygiène des milieux à la faculté de médecine de l'université de Montréal.

Merci au Dr Yvette Bonvalot, biomathématicienne et spécialiste en évaluation quantitative des risques à la santé humaine, œuvrant à la Direction de la santé publique de Montréal-Centre et à la Chaire en analyse de risque de l'université de Montréal, pour les commentaires apportés à la première partie de cet ouvrage permettant ainsi une amélioration de la qualité.

Mes remerciements vont également au Dr Louis Drouin, responsable de l'unité de santé au travail et santé environnementale de la Direction de la santé publique de Montréal-Centre, qui a bien voulu accepter à quelques reprises de me libérer pour que je puisse rédiger ce mémoire.

Je remercie Monsieur Guy Frémignac, cartographe au département de géographie de l'université de Montréal, pour son travail minutieux dans la présentation de certaines figures.

INTRODUCTION

L'estimation de l'exposition populationnelle à une contamination environnementale est un domaine fort complexe faisant appel à l'utilisation de plusieurs méthodes et outils de disciplines diverses. Ces méthodologies comportent des limites et incertitudes qui doivent être comprises et évaluées car les résultats obtenus constituent les valeurs de base sur lesquelles se fondent l'évaluation des risques à la santé.

L'exposition environnementale est un phénomène spatial résultant de l'intersection de deux géographies : celle des polluants et celle de la population, toutes deux dynamiques et changeantes dans le temps. Ainsi, l'étude des variations spatiales et temporelles des conditions environnementales et de l'exposition de la population fait appel nécessairement à des méthodes d'analyse géographique (analyse cartographique, analyse spatiale, modélisation de la dispersion des polluants, géostatistique, géomatique...).

Le but de ce mémoire est d'apporter un regard critique face à l'ensemble des méthodes d'estimation de l'exposition utilisées, et de leurs limites, et de proposer une démarche en vue de l'application ultérieure d'une méthode d'estimation de l'exposition ayant un caractère fortement géographique : la modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants (MDAP). Par sa représentation mathématique des phénomènes, celle-ci permet en effet l'intégration des caractéristiques du milieu, telles celles des sources de pollution atmosphérique, de la population, des facteurs topographiques et météorologiques. Cette méthode est d'ailleurs couramment utilisée dans les estimations de l'exposition.

À l'origine du projet, il était prévu de présenter une analyse critique des méthodes d'estimation de l'exposition et d'illustrer l'application d'un modèle de dispersion atmosphérique des polluants (MDAP) à partir d'une situation réelle sur un territoire choisi qui était en fait la partie est de l'île de Montréal, secteur caractérisé par un quartier industriel d'importance. Notre mémoire a dû être restreint, et être moins ambitieux, étant donné la complexité de la MDAP, du temps requis en vue de l'utilisation d'un modèle (étapes de sélection du modèle, acquisition, apprentissage, identification des valeurs des

paramètres d'entrée, intégration des données météorologiques...) et de la difficulté d'obtenir des données exactes sur les caractéristiques des sources d'émissions de polluant (nombre, hauteur et diamètre des cheminées, types de polluants émis, taux d'émissions et variations temporelles, dimensions du bâtiment...). Ainsi, l'orientation donnée à la seconde partie de ce mémoire vise plutôt à faciliter la mise en œuvre d'une étude d'exposition à l'aide de la MDAP. L'approche adoptée consiste en deux étapes : une plus théorique (explication des concepts de base et des limites de la MDAP) et une seconde, plus pratique, en illustrant les étapes de la modélisation à l'aide du modèle Industrial Source Complex (ISC), modèle recommandé par l'US EPA et couramment utilisé dans les études d'impact. Chaque phénomène modélisé est étudié séparément, facilitant ainsi la compréhension, et les algorithmes impliqués dans les calculs sont présentés en indiquant les moyens d'estimer les valeurs des paramètres. De plus, considérant que le modèle doit être appliqué sur le territoire montréalais, et afin de réduire les données à recueillir, nous avons procédé à une étude exhaustive, pour l'île de Montréal, de la météorologie, qui est une composante majeure de la MDAP.

À partir d'une revue de la littérature pertinente, la première partie de notre mémoire présente une synthèse des méthodologies, techniques et instruments les plus utilisés dans les études d'exposition. Une analyse critique est faite de chacune des méthodes en dégagant les limites et incertitudes inhérentes. Cet exercice permet également d'identifier les méthodes à caractère géographique, et ainsi de mieux situer l'apport de l'analyse géographique dans le processus global d'estimation des risques à la santé. Le chapitre 1 présente les composantes de l'exposition et les diverses méthodes d'estimation. Au chapitre 2, nous discutons de l'estimation de l'exposition par la prise de mesures. Au chapitre 3, nous avons regroupé toutes les méthodes permettant de modéliser les concentrations environnementales, faute de données. Le chapitre 4 traite de l'estimation de l'exposition par le jumelage des concentrations environnementales et selon un modèle populationnel d'exposition. Enfin, le chapitre 5 décrit l'estimation de l'exposition par le jumelage des concentrations environnementales et un modèle multimédia d'exposition humaine selon la dose.

La seconde partie présente les résultats de notre étude de caractérisation des conditions météorologiques sur le territoire montréalais. Trois objectifs précis étaient poursuivis : (i) identifier, à partir de la littérature, les facteurs les plus significatifs dans la dispersion ou l'accumulation des polluants et ainsi choisir ceux qui feront l'objet d'une étude exhaustive sur le territoire montréalais; (ii) présenter l'ensemble des méthodes de calcul pour estimer les valeurs des paramètres météorologiques choisis et (iii) réaliser un inventaire des données existantes pour l'île de Montréal, faire l'analyse (combinaison/intégration) et dresser un tableau de fréquence et de persistance des conditions météorologiques. Le chapitre 6 présente une description des divers phénomènes météorologiques intervenant lors du transport et de la diffusion des polluants et discute des paramètres retenus pour l'étude montréalaise. Les chapitres suivants concernent les paramètres étudiés sur le territoire de l'île de Montréal, en fonction des données plus facilement disponibles, soit les systèmes synoptiques (chapitre 7), le vent (chapitre 8), la stabilité atmosphérique (chapitre 9), la hauteur du mélange (chapitre 10) de même que l'étude d'autres facteurs (chapitre 11). Enfin, le chapitre 12 présente l'analyse que nous avons faite de tous les paramètres et du potentiel estimé de dispersion ou d'accumulation des polluants sur le territoire.

La troisième partie porte sur l'estimation de l'exposition à l'aide de la MDAP. Le chapitre 13 explique en quoi consiste la MDAP et discute des différents types de modèles possibles (modalités d'application, paramètres considérés, limites, précision, hypothèses de départ...) dont le modèle gaussien (modèle de base de la plupart des modèles sur le marché). Le chapitre 14 présente une démarche en vue d'une application future d'un MDAP et ce, pour estimer les concentrations de polluants à partir d'une source ponctuelle de polluants (ex. industrie) dont les émissions sont continues.

Ce mémoire, en abordant l'ensemble des méthodes d'estimation de l'exposition humaine à la pollution et en approfondissant la MDAP, permet d'avoir une vue d'ensemble de l'étude d'exposition humaine à l'exposition environnementale (et de ses méthodes) et de mieux situer la MDAP dans le processus global de l'évaluation des risques à la santé et ainsi de mieux jauger des résultats obtenus.

PREMIÈRE PARTIE

PRINCIPES ET MÉTHODES D'ESTIMATION DE L'EXPOSITION HUMAINE À LA CONTAMINATION ENVIRONNEMENTALE

CHAPITRE 1 COMPOSANTES DE L'EXPOSITION ET MÉTHODES D'ESTIMATION

1.1 Facteurs définissant l'exposition environnementale

L'exposition se définit comme le contact entre un agresseur chimique ou physique et un organisme (ex. surface extérieure et/ou intérieure du corps humain) (OMS, 1983). L'exposition (humaine ou autres populations) à un polluant résulte de l'occurrence simultanée de deux événements: une concentration de polluant, $c(x,t)$ dans l'environnement à un point de contact x au temps t , et la présence d'individus, $P(x,t)$, dont la position varie au cours de la durée de l'exposition (Russell, 1988). Les effets sur la santé sont reliés à l'intensité de la concentration des contaminants, la durée et la fréquence de l'exposition humaine (ou autres populations). Si l'exposition est de courte durée, soit moins d'une journée, on dit qu'elle est aiguë et si elle s'étend jusqu'à un mois, elle est définie comme subaiguë. Si l'exposition couvre une période allant de 30 jours à sept années, elle est considérée de durée moyenne et on la dit sous-chronique. Si la période d'exposition est longue, plus de sept ans ou la vie durant, l'exposition est qualifiée de chronique (MENVIQ, 1991).

Selon Briggs (1992), l'exposition environnementale peut être décrite comme étant le résultat de l'intersection de deux géographies, celle du polluant et celle de la population qui sont toutes deux dynamiques et changeantes dans le temps.

Dans l'environnement, il y a une multitude de sources qui peuvent être ponctuelles (ex. cheminée industrielle), linéaires (véhicules circulant sur une voie routière, nuage d'insecticide résultant d'un épandage aérien), de surface (complexe industriel, etc.) et, rarement traitées, les sources volumiques c'est-à-dire en trois dimensions (stationnement à plusieurs étages) (Lelièvre, 1992). Ces sources émettent ou introduisent dans l'environnement des polluants qui ont des propriétés physico-chimiques et toxicologiques diverses de même qu'une persistance dans l'environnement très variée. Ces agresseurs peuvent être solides (particules atmosphériques...), liquides (pesticides...) ou gazeux (oxydes d'azote, composés organiques volatils, ozone,...);

biologiques (organismes créés génétiquement, microbes, bactéries, virus) et des formes d'énergie (électromagnétique et rayons UV-B, etc.) (Covello et Merkhofer, 1993).

L'environnement dans lequel se déplacent ces polluants est très variable et de ce fait contribue à modifier et altérer les substances. En effet, une fois le produit émis dans l'environnement, il peut être transporté (par l'eau, l'air...), transformé physiquement (ex. volatilisation, précipitation...), chimiquement (ex. photolyse, hydrolyse, oxydation, réduction...) ou biologiquement (ex. biodégradation) et/ou accumulés dans un ou plusieurs médias (USEPA,1989). Donc, le cheminement des polluants dans l'environnement est affecté par - et peut affecter - les différents systèmes tels que l'air, l'eau, le sol, la nourriture et les zones urbanisées ou agricoles (Briggs, 1992). Ainsi, la variation spatiale des systèmes touchés modifie la capacité de l'environnement à absorber, transporter ou détruire les polluants.

Les niveaux de contamination environnementale vont varier dans l'espace (sur de courtes et longues distances) mais également dans le temps. Les changements dans les cycles d'activités industrielles ou domestiques modifient les niveaux d'émissions (sur une base horaire, journalière, hebdomadaire, saisonnière ou annuelle). De même, les modifications des conditions climatiques influencent les directions des émissions de polluants et les concentrations retrouvées au sol.

L'autre géographie de l'exposition environnementale, définie par Briggs (1992), est celle de la population; elle comprend non seulement la distribution de la population mais également l'ensemble des activités et déplacements de celle-ci, de même que le temps passé dans chacune d'elles. Par exemple, les niveaux d'exposition individuelle à la pollution atmosphérique sont influencés, bien sûr par la localisation de l'individu par rapport aux sources d'émission, mais également par son exposition lors de ses activités journalières ou hebdomadaires qui déterminent le temps passé à l'intérieur ou à l'extérieur des locaux (résidence, bureau, magasin, aires récréatives, lieux de vacances...) et dans les divers moyens de transport (autobus, automobile, taxi, bicyclette, à pied). A noter que l'air intérieur peut être altéré par des sources autres que celles extérieurs, telles

le tabac, le chauffage/cuisinière au gaz, l'utilisation de substances toxiques en milieu de travail et bien d'autres sources.

Un autre aspect de l'exposition de la population à la contamination est la sensibilité personnelle des individus. Certains sous-groupes de la population tels les jeunes enfants, les femmes enceintes, les personnes âgées, les gens souffrant de problèmes respiratoires - asthme, bronchite chronique, emphysème - ou cardiaques sont plus sensibles aux effets néfastes de l'exposition aux contaminants.

En résumé, l'exposition environnementale est complexe du fait de l'interaction de deux systèmes dynamiques celui du contaminant environnemental et celui de la population. L'exposition varie selon plusieurs voies d'entrée, en fonction des médias contaminés et selon la nature spécifique des populations exposées (caractéristiques démographiques et sociales, mobilité des individus et sensibilité de sous-groupes). Une multitude de scénarios d'exposition est possible et l'établissement du lien entre un(des) contaminant(s) dans l'environnement et l'atteinte à la santé de populations exposées constitue tout un défi.

1.2 Estimation de l'exposition

L'estimation de l'exposition consiste en la description et la quantification des conditions et caractéristiques des expositions (potentielles et actuelles) humaines (et environnementales) à des agresseurs produits ou émis par une source donnée (Covello et Merkhofer, 1993). Dans la conduite d'une estimation complète de l'exposition aux divers médias contaminés, les éléments suivants devraient être décrits et quantifiés:

- (1) les niveaux d'exposition et leur distribution dans le temps et l'espace (émissions/concentrations de polluants);

- (2) toutes les conditions déterminant des effets sur la santé (ou l'environnement) incluant:
 - a) l'intensité, la fréquence (séquence), la durée de l'exposition à travers les divers médias (air, eau, sol ou nourriture);
 - b) les voies d'exposition (ex. ingestion, inhalation ou absorption par la peau);
 - c) les caractéristiques des populations exposées (nombre, nature et sensibilité des sous-groupes et autres caractéristiques) et
 - d) les autres conditions qui peuvent avoir des effets sur la santé (ou l'environnement).

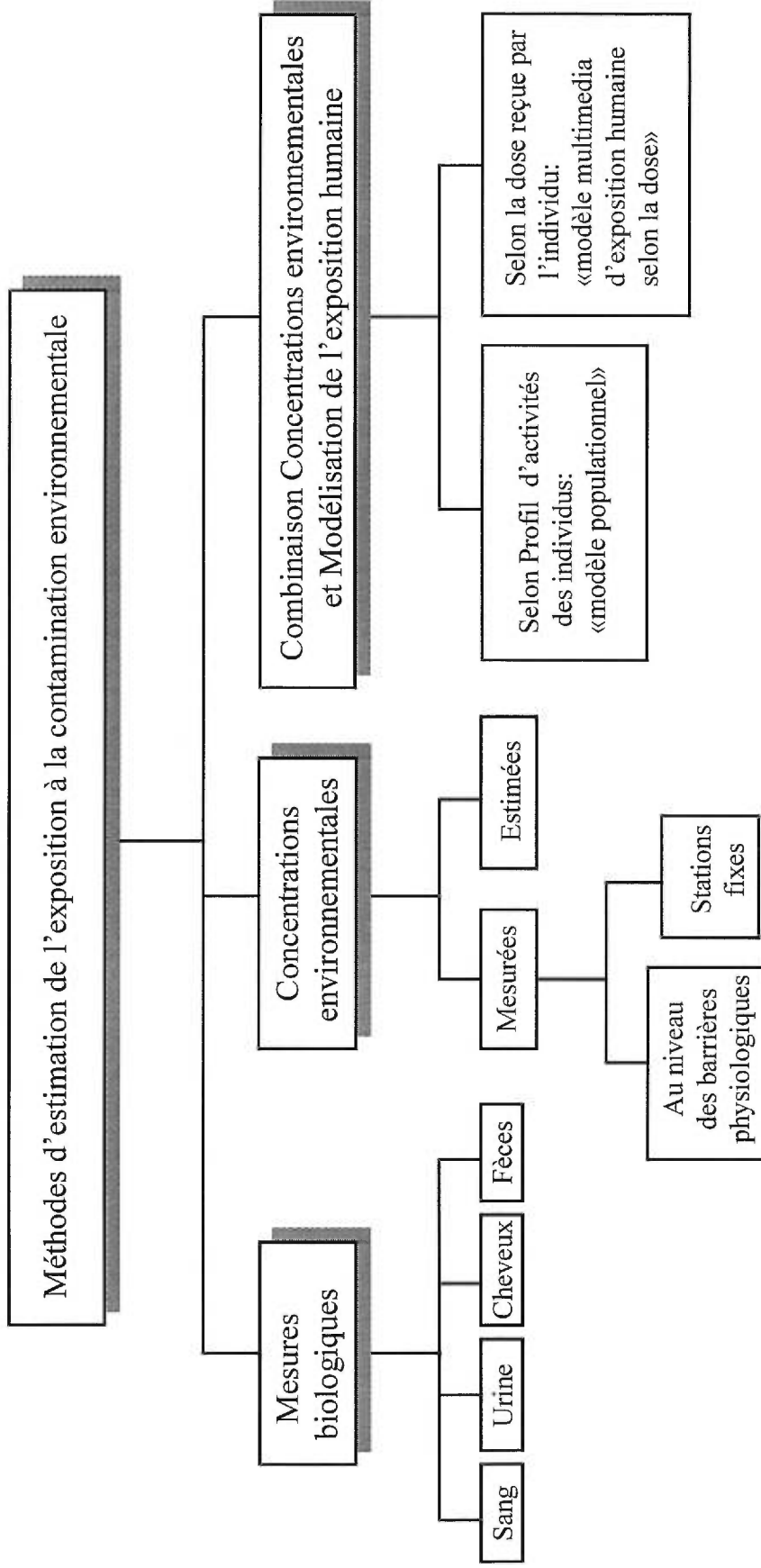
- (3) les incertitudes rattachées aux estimations.

Pour faire le lien entre la concentration de contaminants dans l'environnement et dans la nourriture et l'exposition de la population considérant toutes les voies d'entrée, on dispose rarement de mesures de l'exposition qui permettent d'estimer l'exposition réelle. On doit alors recourir à des méthodes d'estimation de l'exposition qui ont certes des avantages mais également comportent des limites et des incertitudes.

Tel que présenté à la figure 1, les méthodes pour estimer l'exposition peuvent se diviser en trois groupes principaux:

- (1) les mesures biologiques;
- (2) les concentrations environnementales (mesurées ou estimées) et
- (3) la combinaison des concentrations environnementales et la modélisation de l'exposition humaine.

Figure 1. Méthodes pour estimer l'exposition à la contamination environnementale



Les mesures biologiques sont des mesures prises dans l'organisme humain (dans les tissus, fluides...) afin de connaître les niveaux de substances chimiques ou de leurs dérivés (métabolites¹).

Les concentrations environnementales peuvent être (a) mesurées au moyen d'échantillonneurs personnels ou de stations fixes ou (b) estimées par la modélisation (concentrations/émissions) ou par les méthodes statistiques (géostatistique).

En ce qui concerne la méthode consistant à jumeler les données de concentrations environnementales et celles de la modélisation de l'exposition humaine, deux types de modélisation sont utilisés pour tenir compte de l'exposition des populations. La première estime l'exposition humaine selon le profil d'activités des personnes. Ce type de modélisation est souvent appelé «modèle populationnel». L'autre type de modélisation considère la dose qui est reçue par l'organisme exposé au polluant et peut être désigné comme un «modèle multimédia d'exposition humaine selon la dose». Cette approche est celle adoptée dans les études d'évaluation quantitative des risques toxicologiques des substances.

Nous verrons que les méthodes appropriées pour l'estimation de l'exposition dépendent de nombreux facteurs dont l'agresseur en cause et des voies d'exposition.

¹ Les métabolites sont des produits résultant de la transformation de la substance par les réactions chimiques dans l'organisme.

CHAPITRE 2

ESTIMATION DE L'EXPOSITION PAR LA PRISE DE MESURES

2.1 Mesures biologiques

Deux types de biomarqueurs biologiques sont généralement utilisés: directs et indirects. Les biomarqueurs directs consistent surtout en des mesures de résidus chimiques dans les tissus par exemple, les métaux dans le foie et le rein des animaux, le méthylmercure dans le sang ou les cheveux de l'humain, l'iode dans la thyroïde et le strontium radioactif dans les cheveux (Covello et Merkhofer, 1993). Les biomarqueurs indirects sont des mesures d'enzymes qui sont sensibles à l'inhibition par des substances particulières. Par exemple, les delta-ALAD sont utilisés pour l'estimation de l'exposition au plomb inorganique chez les humains et certains animaux (rats, poissons, etc.) et les «cholinesterases» sont utilisés pour estimer l'exposition aux organophosphores et composés «carbamate» (Covello et Merkhofer, 1993). Les espèces sensibles peuvent également être utilisées pour estimer les niveaux d'exposition (salamandres et pluie acide) mais on peut également utiliser des espèces qui se développent en milieux pollués (bactérie coliforme *Escherichia coli* dans l'eau potable).

Chez l'humain, les mesures biologiques consistent surtout à évaluer les niveaux des substances chimiques ou de leurs métabolites dans les tissus humains ou fluides, ou leur fixation à l'ADN ou à l'hémoglobine (Zapponi, 1992). Lorsque des mesures sont prises dans les organes cibles², les concentrations mesurées de la substance permettent d'estimer la quantité absorbée dans l'organisme.

Les mesures effectuées dans un seul médium biologique sont parfois suffisantes pour connaître les niveaux d'exposition totale à une substance. Par exemple, les mesures sont surtout effectuées dans l'urine, le sang ou l'air alvéolaire dans certains cas, le lait maternel, les cheveux, les dents, le placenta, la salive, la graisse et les ongles (MENVIQ,

²Par organe cible, on entend les organes qui sont les plus susceptibles de subir des dommages et qui ne sont pas nécessairement le site où la concentration est la plus élevée; une substance toxique ne cause pas des dommages de manière égale à l'ensemble des organes du corps (Covello et Merkhofer, 1993).

1991). Puisqu'il s'agit de mesures de résidus chimiques dans les tissus, on parle de biomarqueurs biologiques. La mesure du plomb dans le sang (plombémie) et du monoxyde de carbone dans le sang (carboxyhémoglobinémie) sont considérées comme de bons indicateurs biologiques de l'exposition humaine à ces polluants (OMS, 1983).

En plus d'être des indicateurs de l'exposition, les mesures biologiques peuvent être des indicateurs d'effets biologiques, par l'observation du changement d'un paramètre physiologique dans les fluides ou tissus. Cependant, la connaissance du comportement des substances toxiques dans l'organisme et de la relation entre la mesure biologique, l'exposition et la réponse de l'organisme à la substance étudiée est limitée à un certain nombre de substances et les effets observés sont rarement spécifiques (MENVIQ, 1991). De plus, les mesures biologiques peuvent être complexes, pour certaines substances, coûteuses et longues (Zapponi, 1992). Une autre contrainte majeure se situe au plan éthique. Toutefois, lorsque disponible et réalisable, l'approche biologique demeure l'approche de choix.

2.2 Mesures dans l'environnement

Les mesures dans l'environnement jouent un rôle majeur dans la majorité des estimations d'exposition. Les niveaux de contamination dans le sol, l'eau de surface et souterraine, l'air ou la nourriture sont des informations essentielles.

On peut diviser les méthodes de mesure dans l'environnement selon deux approches. Dans la première approche, les expositions individuelles sont mesurées directement par des instruments qui accompagnent l'individu, tels les échantillonneurs personnels d'exposition. Les mesures sont prises au niveau des barrières physiologiques (épithélium de la voie nasale, la peau, etc.).

Dans la seconde approche, ce sont des facteurs qui influencent l'exposition qui sont mesurés plutôt que l'exposition elle-même. Par exemple, les mesures prises à partir de

stations fixes de mesures sont situées généralement à une certaine distance de la population et près de sources d'émissions de polluants.

2.2.1 Mesures au niveau des barrières physiologiques

Les mesures prises au niveau des barrières physiologiques visent à mesurer *in situ* les quantités de contaminants dans l'environnement immédiat de la personne exposée et ainsi permettent de mieux estimer l'exposition individuelle. Les techniques ou instruments utilisés sont spécifiques au polluant étudié et à la voie d'exposition (orale, cutanée ou respiratoire).

En regard de l'estimation de l'exposition par inhalation de polluants dans l'air ambiant, on disposait jusqu'à tout récemment de peu de méthodes ou appareillages adaptés. La plupart des instruments de mesures avaient été développées pour des travailleurs (où les concentrations en milieu industriel peuvent être de 100 à 10 000 fois supérieures à celles retrouvées dans l'air ambiant) et ne pouvaient donc être utilisés pour une exposition environnementale en raison : (i) de la sensibilité limitée des appareils (ii) leur limite de détection (iii) leur précision et (iv) tout simplement parce qu'ils n'étaient pas portables (OMS, 1983).

Au cours des années, des dispositifs individuels de surveillance du milieu environnant ont été développés (et se développent) pour de nombreux polluants atmosphériques courants: CO, NO₂, COV, SO₂, O₃, particules en suspension, chlorure de vinyle, formaldéhyde, pesticides organochlorés et biphényles polychlorés et radon (OMS, 1983). On retrouve sur le marché une douzaine de ces appareils. On peut les diviser en trois grandes catégories (Zapponi, 1992):

- a) des instruments d'analyse miniatures (souvent à pile) qui effectuent directement la mesure de la concentration du polluant sur place;

- b) des échantillonneurs actifs qui prélèvent le polluant pour une analyse subséquente en laboratoire;
- c) des échantillonneurs passifs qui utilisent un substratum (charbon, mousse polyuréthane, résines de Tenax-GC) sur lequel le polluant est absorbé ou adsorbé ou avec lequel il peut réagir chimiquement.

Les instruments d'analyse miniatures et les échantillonneurs personnels actifs renferment une pompe et sont essentiellement une version miniaturisée des instruments plus grands utilisés par le réseau fixe de surveillance (Zapponi, 1992). La durée d'échantillonnage s'étend généralement de quelques minutes à plusieurs heures ou à un jour entier.

Les échantillonneurs personnels passifs permettent la réalisation d'enquêtes visant à mesurer l'exposition quotidienne normale d'un grand nombre d'individus aux polluants atmosphériques. Les résultats de ces appareils, cependant peuvent être influencés par la turbulence de l'air, le mouvement ou l'activité des individus. Ainsi, on doit calibrer les mesures obtenues avec de tels équipements en tenant compte des erreurs possibles (Zapponi, 1992). Ces appareils passifs sont souvent utilisés pour mesurer l'exposition aux radiations.

Plusieurs études ont été menées où les individus devaient porter des échantillonneurs personnels portatifs, ou les transporter, au cours de leurs activités quotidiennes normales (Covello et Merkhofer, 1993). Comme il était impossible de faire porter ces appareils à une grande population, un échantillon d'individus était choisi et stratifié selon l'habitude au tabagisme, les déplacements ou d'autres facteurs influencés par l'exposition au contaminant à l'étude. Les études portaient sur une période de temps déterminée (ex. quelques jours). De telles études ont été réalisées entre autres pour l'estimation de l'exposition individuelle au CO, aux composés organiques volatiles, aux champs électromagnétiques et aux radiations.

La validité des résultats obtenus dépend de la qualité des appareils utilisés, du contrôle et de la surveillance assumés par le responsable de l'étude pour la bonne utilisation des appareils (ex. calibration, contrôles de qualité, doublons...) et sur la rigueur et l'intérêt des individus participant à l'étude à porter convenablement l'échantillonneur au cours de leurs activités régulières.

Les études d'exposition faites à partir d'échantillonneurs personnels permettent d'estimer l'importance des voies d'exposition pour une multitude de substances chimiques. Cependant, l'utilisation d'échantillonneurs portables pour estimer l'exposition individuelle a des limites ne fournissant qu'un estimé des quantités de contaminants présents au niveau des barrières physiologiques. On ne connaît pas la quantité de substances réellement absorbée par l'individu. Elles ne permettent pas non plus de caractériser l'exposition totale des individus à moins que les seules voies d'exposition soient celles concernées par les mesures (ex. l'inhalation ou la peau). De plus, la période généralement courte de la prise de mesures ne permet pas de tenir compte des variations temporelles de la concentration au cours d'une vie entière (ex. études sur les substances cancérigènes). Néanmoins, ces mesures permettent d'estimer l'exposition actuelle par inhalation et de se faire une idée de la situation future si les niveaux des substances devaient demeurer les mêmes (ou augmenter).

2.2.2 Mesures à des stations fixes d'échantillonnage

Les réseaux de surveillance sont largement utilisés pour mesurer les concentrations de polluants dans l'air et l'eau.

Le réseau de surveillance de la qualité de l'air, à la différence des échantillonneurs personnels portatifs, implique la collecte d'échantillons dans l'air à des localisations fixes. Les stations fixes de surveillance sont réparties sur un territoire (ex. une ville) et sont largement utilisées pour mesurer les concentrations de polluants dans l'air.

Les réseaux de surveillance sont utiles pour construire des indices régionaux de pollution environnementale. Elles fournissent des informations permettant de suivre dans le temps l'évolution des niveaux de certains polluants et d'observer leurs fluctuations (journalières, hebdomadaires, saisonnières et annuelles) et de s'assurer ainsi que les normes ne soient pas dépassées. Cependant, il y a des limites à utiliser uniquement un réseau de surveillance pour estimer l'exposition de la population.

La première contrainte est le faible nombre de stations. Pour une question de coût, un certain nombre seulement de stations fixes peuvent être opérationnelles. Comme on sait, la pollution varie dans l'espace et ainsi, entre les stations de surveillance, il y a des zones où on ne dispose pas d'informations sur le niveau de pollution. Si les polluants mesurés à une station sont liés étroitement à une(des) source(s) spécifique(s) (ex. industrie, complexe industriel, voie routière), où les concentrations de certains polluants sont généralement plus élevées, ces valeurs ne représentent pas celles retrouvées dans un secteur résidentiel éloigné de la zone polluée. De la même manière, une station localisée dans un secteur résidentiel n'est pas représentative des concentrations retrouvées dans un secteur industriel ou un secteur situé près d'une autoroute. Pour les stations dont l'objectif est de surveiller l'exposition de la population ou de surveiller le bruit de fond³, donc en théorie soustraite aux influences locales, celles-ci peuvent être plus représentatives d'autres secteurs ayant les mêmes caractéristiques environnementales (densité de population, climat, topographie, etc.). Il est donc utile d'entreprendre des études pour établir jusqu'où une station est représentative.

Certaines études, ayant porté sur la représentativité des stations, tendent à démontrer que pour certains polluants, il n'est pas nécessaire de disposer de plusieurs stations pour avoir une bonne représentativité d'un vaste territoire. Par exemple, une station mesurant les particules respirables (PM_{2,5}), les sulfates ou l'ozone aurait une représentativité pour un territoire relativement vaste (OMS, 1983). Une étude-pilote réalisée dans la région de

³ Par bruit de fond, nous entendons « la contamination de l'environnement et des organismes vivants résultant des activités humaines de la vie quotidienne » (Carrier, 1991)

Montréal, concernant les stations d'échantillonnage et leur zone d'influence, révèle également qu'une station mesurant les PM_{10} (mesures de particules inhalables) en zone résidentielle représenterait assez bien les valeurs retrouvées dans des zones semblables, c'est-à-dire non soumises à l'influence directe de la circulation routière, et ce, jusqu'à 14 km de distance de cette station (Bonvalot et Brook, 1998). Les résultats préliminaires de cette étude, qui devront d'ailleurs être complétés par d'autres études, démontrent également qu'il y a une grande variabilité spatiale des particules totales en suspension (TSP) en raison de leur poids plus grand que les PM_{10} et ont donc tendance à retomber à des distances rapprochées. Ainsi, la représentativité d'une station mesurant ce polluant est donc limitée.

La seconde limitation se situe au niveau de la validité des mesures prises aux stations fixes d'échantillonnage pour l'interprétation à des fins sanitaires. Les techniques de prélèvements des polluants jouent un rôle important (ex. échantillonneurs séquentiels ou en continu). Par exemple, les mesures faites à tous les 24 heures peuvent potentiellement dissimuler des pics de concentrations élevées. L'enregistrement continu de la concentration de polluants à un site produit généralement des données temps/série, c'est-à-dire que la concentration à un temps donné dépend de la valeur de la concentration précédente. Le fait de négliger les corrélations temporelles et de considérer les données comme résultant d'un échantillon aléatoire peut amener une sous-estimation des concentrations moyennes calculées (Covello et Merkhofer, 1993). On doit donc appliquer les méthodes statistiques pour l'analyse des données temps/série. De plus, comme la distribution des valeurs des concentrations mesurées dans l'environnement (air, eau, sol...) suit le plus souvent une distribution log-normale, la moyenne géométrique est plus indiquée pour l'analyse statistique des mesures (WHO, 1983). Il importe donc d'établir la distribution des valeurs pour déterminer le type de moyenne (géométrique ou arithmétique) à utiliser.

Les résultats des mesures peuvent également être altérés par des bris d'équipement ou erreurs d'opération. En conséquence, si on utilise les données d'un réseau fixe de surveillance pour estimer l'exposition, il s'avère important de procéder à une analyse

exhaustive des données prises afin de s'assurer de la qualité des concentrations mesurées et des erreurs qui y sont rattachées.

La troisième limitation d'un réseau fixe d'échantillonnage concerne sa représentativité par rapport à l'exposition individuelle (OMS, 1983; WHO, 1983). Tout comme les échantillonneurs personnels, les mesures prises dans l'air ambiant nous indiquent seulement la quantité de contaminants qui se trouve dans l'environnement. Dans le cas de stations fixes, la hauteur de la prise de mesures (généralement supérieure à trois mètres pour éviter le vandalisme) est située loin de la zone de respiration des individus (contrairement aux échantillonneurs personnels). À cela s'ajoute, le fait que la population se déplace dans le temps et l'espace, d'où une exposition à des source multiples.

La quatrième contrainte d'un réseau fixe de surveillance est le nombre limité de polluants mesurés, d'où la nécessité d'entreprendre des études spécifiques pour certains polluants (ex. carcinogènes ou mutagènes). En effet, il est souvent utile de réaliser des enquêtes spécifiques pour connaître les concentrations de tels polluants à des sites précis. On peut alors utiliser les échantillonneurs portatifs ou se limiter à l'installation de stations de mesure à des endroits stratégiques (ex. près de voies routières). Ce type d'études peut s'avérer coûteux, selon le nombre de sites et durée de l'échantillonnage retenus, pour tenir compte de la variabilité spatiale et temporelle des conditions environnementales.

Les études spécifiques peuvent concerner la contamination de l'air mais également l'eau ou le sol. Dans tous les cas, le type d'analyse le plus utile pour l'estimation de l'exposition de la population doit être établi avant de procéder à l'étude (ex. prises de mesure dans le sol à quelques centimètres et non à un mètre de profondeur, etc.)

Les mesures prises à un site sont suffisantes pour estimer l'exposition lorsqu'il s'agit (1) d'un contact direct avec le médium comme dans le cas de sol contaminé ou (2) d'un point d'exposition précis comme un puits d'eau potable ou un réseau d'alimentation d'eau potable.

CHAPITRE 3

MÉTHODES D'ESTIMATION DES CONCENTRATIONS ENVIRONNEMENTALES

3.1 Analyse spatiale

Comme on connaît rarement l'ensemble des concentrations de polluants tant dans l'espace que dans le temps (en raison de coûts importants seul un nombre limité d'échantillons est prélevé), il est nécessaire d'estimer les concentrations de polluants pour des sites non échantillonnés. Une grande variété de méthodes d'analyse spatiale a été développée. Celles les plus souvent utilisées sont l'interpolation et l'extrapolation spatiale car celles-ci permettent de reconstituer, ou tout au moins d'estimer les données manquantes. Dans l'application de telles méthodes, il faut accorder une attention particulière à la nature des données spatiales et de leur distribution (la nature de la variation) spatiale dans l'environnement; ces deux éléments déterminent le type de méthode d'analyse spatiale qui doit être utilisée.

3.1.1 Nature des données spatiales

Plusieurs données environnementales réfèrent à des points localisés, par exemple : résultats de mesures prises, en routine, des polluants par les stations d'échantillonnage; les résultats d'analyses et d'observations faites, aléatoirement ou systématiquement, à des points d'échantillonnage (ex. sol contaminé); des données provenant de sources spécifiques d'émissions de polluants (ex. émissions de cheminées industrielles), etc. (Briggs, 1992).

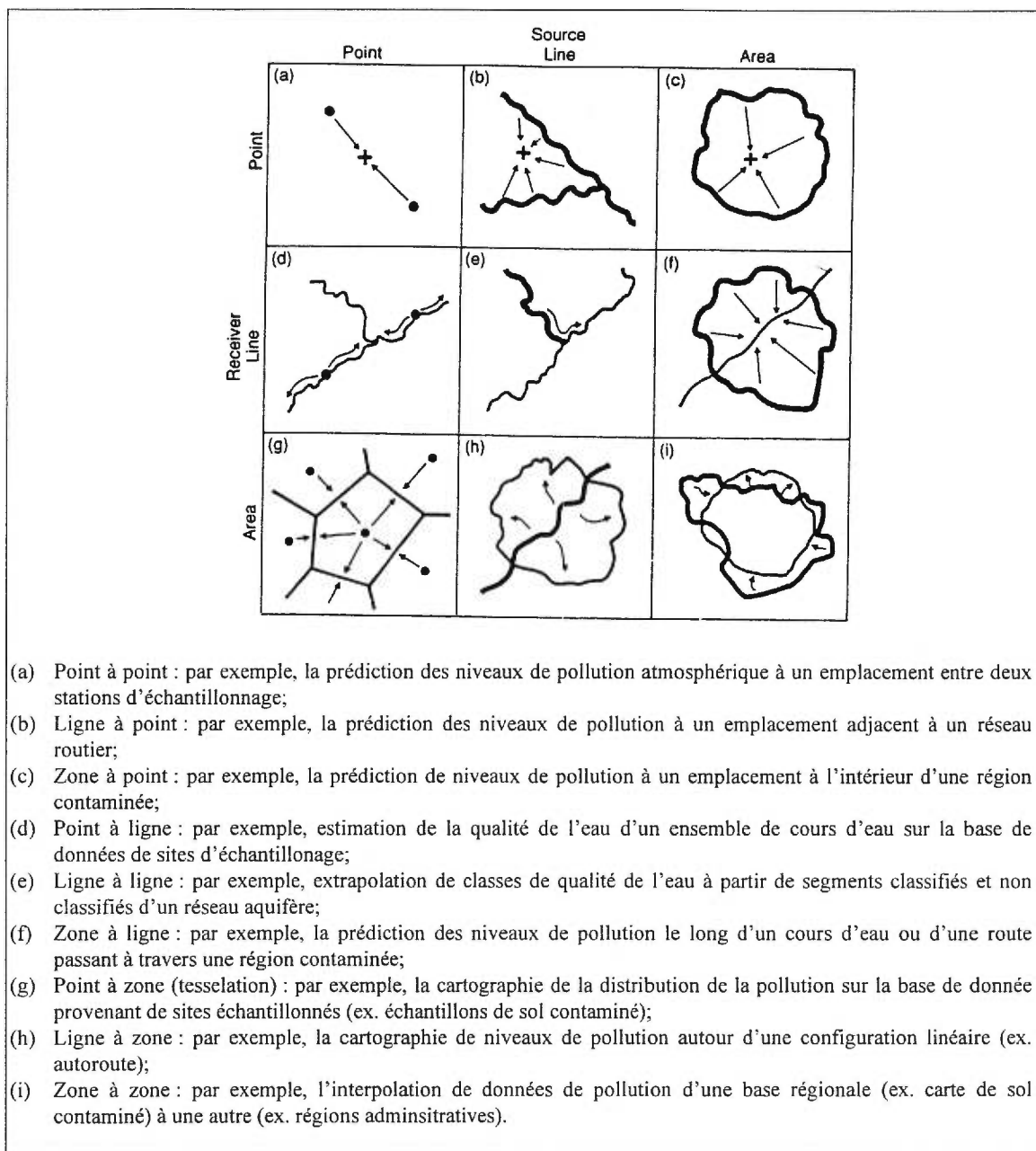
Plusieurs données se rapportent également à des formes linéaires ou réseaux : résultats de mesure de la qualité de l'eau dans un cours d'eau, données sur la circulation routière (flux, émissions), données concernant les lignes de transport de l'énergie électrique (champ électromagnétique), etc.

D'autres données ont un caractère de type zonal (ex. représentation de couches géologiques favorables à la présence de radon). Les données dérivées de modèles de

dispersion des polluants ou d'images satellitaires peuvent être sous la forme « raster » (« grill-cell »).

La figure 2 présente, selon les types de données, les processus pouvant être impliqués dans l'analyse spatiale (pour prédire les patrons de contamination environnementale).

Figure 2. Types de données et processus d'interpolation spatiale requis



Source : Traduction libre de Briggs, 1992

Tous ces processus demandent l'utilisation de méthodes avancées d'analyse spatiale.

3.1.2 Variation spatiale dans l'environnement

Pour déterminer si des méthodes d'interpolation/extrapolation spatiale peuvent être utilisées avec succès, l'autre aspect à considérer est la structure spatiale des données. Une immense variété de structures spatiales peut être définie à partir d'un ensemble de points; il y a des espaces peu structurés et d'autres qui le sont beaucoup. La définition d'une structure spatiale n'est pas un acte arbitraire; elle doit correspondre aux propriétés de cet espace, c'est-à-dire de ce qui se passe au voisinage de chaque point.

L'analyse des propriétés (analyse factorielle, χ^2 , etc.) permet d'obtenir une matrice des corrélations. La distance séparant les points et son influence sur la valeur des autres points joue un rôle primordial dans l'établissement de la structure spatiale des données. Pour plusieurs variables, les points d'échantillonnage qui sont rapprochés comportent plus de similitude que les points situés à une certaine distance. Il est plutôt rare que les données mesurées à divers points de l'espace soient indépendantes entre elles c'est-à-dire que la distribution spatiale ne présente aucune auto-corrélation (chaque point est indépendant des autres). Il est également rarissime que la distribution spatiale soit complètement auto-corrélée (la variable en chaque point est fonction de sa valeur en tous les autres points). Dans le cas le plus général, chaque point est auto-corrélé avec ses voisins jusqu'à une certaine distance (la portée ou zone d'influence), caractéristique de la structure spatiale. En d'autres termes, la mesure d'une variable (ex. concentrations de plomb dans le sol) en un point x nous renseigne, en général, sur la valeur de cette variable dans une petite région de rayon a autour de x , ce qui permet d'interpoler et d'inférer d'un ensemble discret de mesures à une surface continue. En conséquence, des méthodes statistiques doivent pouvoir évaluer la dépendance entre les données, c'est-à-dire mesurer les corrélations spatiales entre les données (fonction d'auto-corrélation spatiale) afin d'apporter les ajustements nécessaires au modèle d'analyse spatiale.

L'établissement de la variation spatiale requiert de disposer d'un nombre et densité d'échantillons suffisants pour couvrir tout l'espace de la région étudiée (représentativité des entités). Autrement, certaines variabilités naturelles peuvent ne pas être détectées ou les valeurs estimées peuvent être systématiquement biaisées ou avoir un niveau élevé d'erreur. Les données brutes sont souvent peu adéquates pour décrire le problème étudié et il est nécessaire de transformer celles-ci pour les faire apparaître sous un aspect plus adapté. Les transformations géométriques (anamorphoses de cartes, changements de projections, etc.) et les transformations numériques (changement d'origine, changement d'échelle, etc.) sont pratique courante

Généralement, la répartition spatiale d'une variable comporte une variation régionale à grande échelle (tendance régionale) à laquelle se surimposent des fluctuations locales à plus petite échelle.

Les tendances régionales peuvent prendre plusieurs formes : certains phénomènes sont distribués de façon discontinue (ex. régions homogènes bornées de zones étroites de changement rapide) et d'autres peuvent varier continuellement le long d'axes (monoclinal, polyclinal ou cyclique). Des phénomènes peuvent montrer des patrons différents selon les circonstances. Les sols peuvent changer brusquement là où des limites géologiques majeures surviennent, ou le long de vastes zones ayant des caractéristiques topographiques et/ou climatiques particulières. Les concentrations de polluants peuvent montrer des variations soudaines dans des régions urbaines complexes, mais changer que très lentement à rase campagne (Briggs, 1992).

Certaines lois affectant les phénomènes spatiaux sont purement aléatoires et ce sont les déviations qui ont un sens particulier. Des phénomènes peuvent montrer une variation purement aléatoire à l'échelle régionale mais à une échelle plus petite, montrer un certain patron reconnaissable. Ces fluctuations identifiables à un niveau local sont le fait d'une plus forte densité d'échantillons (Briggs, 1992). Les mesures spatiales, quant à elles, ne sont pas aléatoirement indépendantes. On doit ainsi assumer que la variation aléatoire est corrélée spatialement. Une partie de l'élément stochastique peut être considéré comme

résiduel (i.e. dû à l'erreur d'échantillonnage ou de mesure, variations temporelles des conditions du site, etc. (Briggs, 1992). Il représente une variation spatiale non corrélée, ou bruit. Plus grande est la proportion de bruit dans les données, moins précis sont les résultats obtenus à l'aide des méthodes d'interpolation ou extrapolation spatiale.

3.1.3 Méthode d'interpolation ou d'extrapolation spatiale

Tel que cité précédemment, certaines méthodes de l'interpolation ou de l'extrapolation spatiale sont souvent utilisées. D'ailleurs, Frank et Horie (OMS, 1983) ont utilisé des méthodes d'interpolation pour construire des isoplèthes des concentrations de polluants dans l'air. La présentation des mesures, sous forme cartographique, permet de suivre l'évolution de la qualité de l'air du secteur étudié. Frank et Swan ont développé des programmes informatiques pour une application plus facile de ces méthodes (OMS, 1983).

L'étude de Met-Tech Services (1992) intègre également des méthodes d'interpolation spatiale pour déterminer l'optimisation du réseau d'échantillonnage des polluants dans la région de Montréal. Plus spécifiquement, leur approche consiste à combiner la méthode des « sphères d'influence » (structure de covariance spatiale entre les stations d'échantillonnage⁴) et la méthode du pointage global F. Cette dernière permet d'obtenir une valeur, pour chaque point de grille, à partir des évaluations de 3 objectifs retenus : surveillance de la qualité de l'air en regard des normes ou objectifs, évaluation de l'exposition des populations et couverture spatiale. Chacun de ces objectifs est représenté par une fonction qui elle-même intègre un ensemble d'éléments comme les fréquences de dépassements de normes (pour la pondération du 1^{er} objectif), la densité de

⁴ Les valeurs des coefficients de corrélation inter-station permettent de déterminer jusqu'où les concentrations mesurées à une station de référence peuvent être inférées à d'autres sites et ainsi d'établir sa zone d'influence (fonction d'une valeur critique de variance acceptée). De manière générale, plus la distance de la station de référence augmente, plus le coefficient de corrélation diminue.

population et une valeur interpolée d'un indice mesurant la qualité de l'air (pour le 2^{ième} objectif) et une erreur d'interpolation (pour le calcul du 3^{ième} objectif). Le produit des trois fonctions donne la valeur globale F pour chaque point de grille. C'est la superposition de l'ensemble des zones d'influence des stations qui permet de distinguer les zones non couvertes de celles ayant une très forte couverture spatiale (intersection de zones).

Les méthodes d'interpolation et d'extrapolation peuvent être grossièrement classifiées en approches globales et locales. Les approches globales réalisent l'interpolation sur la base de tous les points mesurés alors que celles locales placent une plus grande importance dans l'interpolation de points adjacents ou environnants.

Une méthode d'interpolation de type global très utilisée est l'analyse de tendance de surface. Cette dernière est en soi une régression multiple appliquée à l'espace. Elle est utilisée en général pour séparer une variation régionale régulière (la surface elle-même) des fluctuations locales. Les valeurs extrêmes (très fortes et très faibles) sont adoucies (polissage) et on obtient des surfaces lisses. Cela entraîne cependant une perte d'informations sur les marges de la région étudiée. L'usage de l'analyse de tendance est limité par les données disponibles (il faut un grand nombre de points, bien répartis sur toute la surface et pas trop groupés) et par les résultats obtenus (ex. on retrouve à la bordure de la surface des valeurs inacceptables) (Briggs, 1992). De plus, l'analyse de tendance de surface suppose une dépendance spatiale très forte (la valeur que prend une variable en un point de l'espace est fonction des valeurs qu'elle prend en tous les autres points de l'espace). Dans la réalité, il est rare d'avoir une telle dépendance spatiale et on constate plus souvent que l'influence d'une mesure en un point s'estompe avec la distance.

Les méthodes d'interpolation de type local sont plus appropriées pour des estimations à un site spécifique ou pour identifier les patrons spatiaux à un niveau détaillé (contrairement à la généralisation). Plusieurs méthodes sont disponibles mais les plus communes sont :

- (1) l'interpolation de la valeur la plus proche (polygones Thiessen ou Voronoi);
- (2) l'interpolation linéaire;
- (3) l'interpolation spline (ex. Laplace-splines, b-splines);
- (4) l'interpolation stochastique;
- (5) l'interpolation basée sur un modèle. (Laurini et Thompson, 1992)

Pour chaque méthode, une fourchette de précision peut être définie.

Le premier type d'interpolation est le plus simple puisque le point d'interpolation prend tout simplement la valeur du point le plus proche. La validité des résultats obtenus par cette méthode d'interpolation spatiale est cependant limitée du fait qu'un seul point (le plus rapproché) est concerné (UNEP, USEPA ET WHO, 1996). On préconise plutôt l'utilisation de méthodes considérant une série ou une moyenne des points à proximité.

L'interpolation linéaire utilise une simple ligne droite pour relier deux points. L'interpolation spline est basée sur trois ou quatre points. L'interpolation stochastique est basée sur un nombre générateur pseudo-aléatoire et un paramètre fractal et plusieurs points (Laurini & Thompson, 1992). La dernière méthode, l'interpolation basée sur un modèle, permet d'obtenir un niveau de confiance supérieur dans les résultats, mais sous réserve naturellement de connaître le modèle du phénomène et l'ensemble des paramètres.

Une technique de modélisation devenue très populaire au cours des dernières années est le krigeage, car donnant de bons résultats. Cette méthode a été utilisée dans de nombreux champs (prospection géologique, agriculture, etc.) incluant la modélisation de la dispersion atmosphérique (Briggs, 1992).

La méthode d'interpolation par krigeage requiert dans un premier temps la construction d'un variogramme. Celui-ci permet de décrire, avec une grande richesse de détails, les propriétés spatiales, la structure d'une variable. Il définit l'auto-corrélation spatiale (fonction mesurant la corrélation spatiale entre les points). Plus exactement, les

variances sont calculées entre les points d'échantillonnage selon la distance séparant les points et dans une orientation donnée. Le graphique des variances est tracé (selon la distance séparant les points et dans une orientation donnée). On obtient ainsi une forme typique d'un modèle (sphérique, gaussien, exponentiel, etc.) (David, 1977). La courbe initialement monte à partir d'un certain point sur l'axe des x, atteint un seuil et se stabilise (palier).

La construction d'un variogramme permet de quantifier la relation entre les données, c'est-à-dire d'établir jusqu'à quel point une mesure calculée à un endroit est représentative d'une localisation située à une distance et direction spécifiques. Ainsi, il contribue à assurer un contrôle dans la façon dont les poids seront assignés aux échantillons pendant l'interpolation (krigeage).

Pour établir le modèle le plus représentatif, c'est-à-dire lui qui s'ajuste le mieux aux points d'échantillonnage, plusieurs variogrammes doivent être construits selon différentes directions (ex. axe nord-sud, est-ouest, nord-ouest sud-est, etc.). Ainsi, on peut vérifier si les propriétés de l'espace varient dans une direction donnée (existence d'un phénomène d'anisotropie) (Englund et Sparks, 1988)

Chaque partie du variogramme est révélatrice d'informations :

- (1) La pente près de l'origine est une indication soit d'une très forte continuité spatiale (pente concave vers le haut), d'une régularité moyenne (variogramme linéaire); d'une structure très irrégulière (pente concave vers le bas avec tangente à l'origine presque verticale) ou de l'absence de toute structure (forme horizontale) (David, 1977). La pente définit la variation qui est spatialement corrélée (Briggs, 1992).
- (2) La portée qui correspond à la zone d'influence des échantillons. Lorsque le variogramme atteint un palier, cela signifie que la zone d'influence est terminée et que deux mesures ne sont plus fortement dépendantes.

(3) L'effet de pépite (« nugget variance »). En prolongeant le variogramme (en ligne droite) vers l'origine, on peut vérifier si l'interception avec l'axe vertical se situe au-dessus de 0. Si oui, cela dénote un milieu discontinu pouvant résulter d'un effet d'échelle (les mailles de mesure sont trop larges pour mettre en évidence les variations à très petite échelle) ou d'agrégation (une mesure n'étant jamais faite exactement en un point, mais sur une petite surface). Le point d'intersection avec l'axe des y définit la variation non corrélée spatialement ou le bruit (Briggs, 1992).

Une fois le variogramme construit, l'interpolation peut se réaliser sur la base des paramètres du modèle choisi et des paires de données créées. L'interpolation consiste à ajuster une fonction mathématique au variogramme pour obtenir les poids à être assignés aux données. L'algorithme permet d'intrapoler entre les points échantillonnés (la valeur en chaque point est estimée en fonction de son voisinage) et de transformer leur distribution discrète en une surface continue. Un avantage de cette méthode est la possibilité de réaliser une carte des erreurs d'estimation et d'établir un intervalle de confiance autour de chaque surface créée.

À l'égard des méthodes d'extrapolation spatiale, elles sont utilisées lorsqu'on veut estimer des concentrations dans un secteur situé à l'extérieur de la surface échantillonnée. Parmi les techniques, on peut choisir (i) la valeur du plus proche échantillon, (ii) une extrapolation linéaire ou spline basée sur les deux derniers échantillons, (iii) une extrapolation stochastique ou (iv) l'utilisation de modèles. Cette dernière méthode basée sur des modèles donne de meilleurs résultats selon Laurini et Milleret-Raffort (1993). Il demeure cependant très difficile d'évaluer la précision des extrapolations.

3.2 Modélisation du transport et cheminement des polluants dans l'environnement

3.2.1 Description

Pour estimer les concentrations, en l'absence de données sur les concentrations de polluants dans l'environnement, une approche alternative est l'utilisation de modèles spécialisés de transport et de cheminement de polluant dans l'environnement. Ces modèles ont comme fonction de simuler le comportement des polluants dans l'environnement (air, eau de surface, eaux souterraines/sol, biotope). Leur objectif est de déterminer les concentrations moyennes (ou maximales) de polluants pour une période particulière de temps à un récepteur donné.

Les modèles sont spécifiques aux médias environnementaux (air, eau, sol, biotope), aux types de source (ponctuelle, linéaire ou multiple; continue⁵, intermittente⁶ ou instantanée⁷), à des substances particulières, à des environnements particuliers (ex. ligne de partage des eaux/bassin versant), à une échelle précise (globale, nationale, régionale ou locale) et à des types de récepteurs (humains, animaux, plantes, micro-organismes, habitats). Les principaux types de modèles de transport et cheminement dans l'environnement consistent en la modélisation de la pollution atmosphérique - très répandue pour les sources industrielles - la modélisation pour la prédiction de polluants dans un cours d'eau, dans les eaux souterraines et zones insaturées et dans des environnements particuliers (Covello et Merkhofer, 1993).

La complexité des modèles de transport et de cheminement de polluant est due à l'importance des processus impliqués dans la dispersion, la transformation et l'élimination (dans l'air, l'eau et/ou dans d'autres médias environnementaux). La plupart des modèles de transport et de cheminement de polluant ont été développés pour des

⁵ Une source continue émet « un flux plus ou moins régulier des polluants sans arrêt » (Lelièvre, 1992)

⁶ Une source intermittente émet les polluants « par bouffées interrompues par moment plus ou moins longs d'inactivité » comme c'est le cas dans une usine où les polluants sont émis que pendant une partie du cycle industriel seulement (Lelièvre, 1992)

⁷ Une source instantanée émet une grande quantité de polluants dans un court laps de temps (ex. explosion) (Environnement Canada, 1986).

applications spécifiques (ex. autour d'une centrale nucléaire) et il est difficile d'adapter ceux-ci à d'autres utilisations. Les modèles varient selon les données requises, les coûts, les difficultés d'utilisation, les types de résultats, la précision et la capacité d'interface avec d'autres modèles.

De plus, une attention importante doit être accordée aux incertitudes liées aux modèles qui peuvent se situer au niveau des données et de la spécificité du modèle. Comme il n'est pas toujours possible de calibrer le modèle à l'aide de données recueillies sur le site, on doit donc estimer les paramètres des variables qui composent le modèle.

Un modèle n'étant qu'une représentation mathématique des conditions environnementales, la prédiction du comportement du polluant dans l'environnement réel ne peut être qu'imparfaite. Un modèle complexe, même s'il permet de considérer une multitude de caractéristiques de l'environnement réel, n'est pas une assurance de l'exactitude du modèle. En effet, la nécessité de disposer d'une foule de paramètres, souvent non disponibles, oblige à les estimer. Ainsi, l'incertitude augmentera en fonction du nombre de paramètres estimés. L'incertitude globale obtenue avec un modèle complexe peut être plus grande que celle générée par un modèle plus simple qui nécessite moins de données (CEQ, 1987).

Ainsi, les résultats obtenus avec l'application de tels modèles doivent toujours être accompagnés des incertitudes liées aux variables et de la forme du modèle (ex. analyse de sensibilité). De même, les paramètres et processus non considérés dans le modèle doivent être indiqués de manière à ce que l'on puisse établir les limites d'interprétation des résultats.

Enfin, même si un modèle est validé, il faut néanmoins être prudent puisqu'il n'existe pas de procédure de validation universellement acceptée et les conditions dans lesquelles s'est effectuée la validation de modèle diffèrent le plus souvent de celles où le modèle est appliqué (MENVIQ, 1991).

La modélisation de la dispersion atmosphérique de la pollution a connu un certain degré de sophistication au cours des dernières années. Ce mémoire consacre toute la troisième partie à ce type de modélisation. L'annexe I présente la modélisation pour les autres types d'application : eaux de surface, eaux souterraines et zones insaturées, environnement particulier et plusieurs médias environnementaux.

3.2.2 Nécessité de modéliser les émissions

Pour l'application de modèles de la dispersion des polluants, une première information indispensable est celle de la valeur des émissions des polluants. Les polluants peuvent être émis dans l'air (ex. cheminée industrielle), être présents dans l'eau ou le sol.

Les principales informations pour caractériser les émissions concernent la quantité émise. Mais, afin de mieux estimer le comportement de la substance dans l'environnement, on peut documenter également la forme chimique et physique de la substance (ex. composition chimique, point de fusion, point d'ébullition, densité, poids moléculaire et sa capacité de mélange et réactivité avec d'autres substances présentes dans l'environnement). Ces informations permettent de déterminer si la substance peut devenir liquide, solide ou gazeuse (Hallenbeck et Cunningham, 1991).

Les données sur les quantités émises sont disponibles la plupart du temps, lorsque les sources font l'objet de réglementation. Par exemple, dans le cas de sources industrielles, un certain nombre, selon les activités pratiquées, ont à respecter des normes d'émissions. La Communauté urbaine de Montréal par exemple prévoit, dans le règlement 90, que plus de 270 activités industrielles doivent respecter des normes d'émissions de polluants. Ainsi, des mesures peuvent être prises aux points de rejet.

Dans le cas où on ne dispose pas de données sur les émissions, on doit recourir à l'utilisation de coefficients (ou facteurs) d'émission. «Un facteur d'émission est une moyenne statistique des quantités de polluants émis suite à une réaction quelconque (combustion, par exemple) ou une activité industrielle, divisées par le volume de cette

activité» (Environnement Canada, 1986). Les organismes responsables de la réalisation d'inventaires nationaux des émissions polluantes (ex. Environnement Canada, MEF et USEPA) appliquent des coefficients d'émission de différents polluants (développés par eux ou d'autres organismes) comme base de calcul pour estimer les émissions de plusieurs types d'activités industrielles, commerciales, domestiques ou liées au transport routier. Le taux d'émission est par la suite obtenu en multipliant le coefficient d'émission par un paramètre quantitatif caractérisant la ou l'ensemble des sources (industrielles, commerciales ou domestiques). Ce paramètre peut être, par exemple, la consommation de combustibles fossiles ou la quantité de matières premières utilisées et doit considérer les valeurs et les variations quotidiennes et saisonnières.

Plus précisément, le taux d'émission peut se calculer comme suit:

$$TE = [\text{Consommation ou combustion de MP}] \times CE \times [100 - \text{rendement de l'épuration}/100]$$

Équation 1

Où

TE : taux d'émission

CE : coefficient d'émission

MP : matières premières

(Rossano et Rolander, 1978).

Dans l'inventaire des émissions des polluants dans la grande région de Montréal (GRM), Gagnon et Plamondon (1998), à défaut de données plus précises, ont utilisé les valeurs disponibles pour l'ensemble du Québec. Bref, ils ont appliqué le pourcentage de la population de la GRM par rapport à l'ensemble du Québec (soit 45,3%) à l'émission totale de certains polluants qui avait été estimée pour le Québec. Cette méthode de calcul a été utilisée pour l'estimation des émissions de composés organiques volatils (COV) reliées au nettoyage à sec, aux activités de boulangeries et à l'utilisation de la peinture et vernis dans les commerces, services et résidences. De même, ces auteurs ont estimé les émissions de polluants liés au chauffage au bois dans la GRM en répartissant, selon le pourcentage de la population, la valeur calculée pour le Québec (biomasse). Pour l'estimation des émissions de COV provenant des stations-services, le calcul était établi selon les quantités d'essence vendues dans la région.

Concernant l'estimation des émissions du secteur routier, un outil informatique a été développé aux Etats-Unis par l'USEPA afin de permettre de calculer les coefficients d'émission pour différents types de véhicules et différentes techniques antipollution en fonction des conditions de circulation. Il s'agit d'un modèle informatique (Mobile) qui intègre les résultats des tests effectués sur les gaz d'échappement de plus 10 000 véhicules américains, au cours des 20 dernières années (des mises à jour fréquentes sont effectuées).

Environnement Canada a recours à ce modèle, Mobile5C (5 pour la version et C pour canadienne), pour l'estimation des émissions liées à ce secteur. Pour assurer une représentativité des conditions canadiennes, Environnement Canada a apporté des ajustements au modèle (e.g. taux unitaires de base pour les véhicules neufs de chaque année selon une compilation canadienne; taux de pénétration des nouvelles technologies; vitesse d'usure normale des véhicules; taux de base ajustés selon la vitesse de circulation et de la température). De plus, l'utilisation de ce modèle requiert que l'utilisateur indique certains paramètres soit l'année de référence pour les taux calculés, le profil d'âge du parc routier, la vitesse moyenne de circulation, les températures moyennes saisonnières maximales et minimales de même que la volatilité du carburant.

C'est à l'aide de ce modèle que Colette et Cejka (1998) (respectivement du Ministère des transports du Québec et de la Communauté urbaine de Montréal) ont estimé les coefficients d'émissions du parc routier de la grande région de Montréal et ce, pour les polluants COV, CO (monoxyde de carbone) et NOx (oxydes d'azote). Pour d'autres polluants, CO₂ (dioxyde de carbone), HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques), N₂O (oxyde nitreux) et TSP (particules totales en suspension), Mobile5C ne permet pas de les estimer et il est nécessaire de se rapporter aux coefficients d'émission rapportés dans la littérature scientifique.

À partir des coefficients fournis par Mobile 5C et la littérature, Collette et Cejka (1998) ont pu obtenir un bilan quantitatif des émissions polluantes des sources mobiles dans la région montréalaise et ce, en combinant l'activité routière régionale (e.g. multiplication

du nombre de véhicules immatriculés sur le territoire par le kilométrage annuel moyen parcouru pour chaque type de véhicule du parc routier) et le coefficient d'émission (gramme de polluant par véhicule-kilomètre). Il s'agissait en fait de multiplier le volume de circulation (plutôt une estimation de la circulation) par type de véhicule par le coefficient d'émission.

Dans ce chapitre, nous avons constaté que les méthodes d'estimation des concentrations environnementales sont très variées et complexes (analyse spatiale, modélisation du transport et cheminement des polluants dans l'environnement) et que leur utilisation exige souvent de procéder également à des estimations des valeurs de certains paramètres (ex. émissions de polluants). Une fois que l'on dispose d'informations adéquates sur la contamination environnementale (concentrations de polluants), celles-ci peuvent alors être combinées à l'exposition de la population.

CHAPITRE 4

ESTIMATION DE L'EXPOSITION PAR LE JUMELAGE DES CONCENTRATIONS ENVIRONNEMENTALES ET D'UN MODÈLE D'EXPOSITION POPULATIONNEL

4.1 Description

Les concentrations environnementales (mesurées ou estimées) peuvent être combinées à l'exposition de la population. Comme on l'a vu, le calcul des concentrations de substances chimiques dans différents médias environnementaux (air, eau, sol) et la nourriture, considérant le facteur temporel, se fait par l'utilisation des données simples de «monitoring» ou la combinaison des données de «monitoring» et les modèles de cheminement et de transport dans l'environnement. Les concentrations environnementales ne représentent pas en soi une mesure de l'exposition. Les diverses activités d'un individu au cours d'une journée, ou au cours de sa vie, l'amènent à se déplacer dans différents lieux (micro-environnements ou modes d'environnement) où la nature et la concentration des polluants ne sont pas les mêmes d'un endroit à l'autre. De plus, la durée passée à chaque lieu est variable d'une personne à une autre.

Il existe des modèles, dits populationnels ou d'exposition, qui ont été développés afin de tenir compte de la variation de l'exposition de la population selon ses caractéristiques propres et ses déplacements. Idéalement, un modèle populationnel devrait tenir compte de toutes les caractéristiques qui peuvent influencer les effets produits par l'exposition concernée, incluant les variations selon le sexe, l'âge, l'état de santé, la distance de la source et autres expositions (consommation de cigarettes ou facteurs de risque occupationnels). Dans leur forme la plus simple, les modèles assument une homogénéité des concentrations de polluants dans chaque endroit (micro-environnement ou mode d'environnement) - à la fois dans l'espace et dans le temps- et calcule l'exposition cumulative d'un individu en additionnant les produits des concentrations rencontrées par l'individu dans chaque micro-environnement et le temps passé dans chacun d'eux.

Trois grands milieux caractérisent les micro-environnements soit (1) à l'intérieur (au domicile, au bureau, commerces, restaurants...); (2) à l'extérieur (voies routières, trottoir, cour, parcs...) et (3) lors des déplacements (voiture, taxi, autobus...). Des micro-

environnements typiques peuvent être: (1) les déplacements de banlieusards sur les grandes artères aux heures de pointe; (2) le travail au bureau pendant la journée; (3) le temps passé dans les aires récréatives (parcs) le week-end.

4.2 Caractérisation des cycles d'activité

Pour l'utilisation des modèles populationnels, il faut au préalable bien identifier les cycles d'activités de la population étudiée puisqu'ils sont un élément d'entrée important des modèles d'exposition. Dans la dimension spatiale, les cycles d'activité concernent la structure des déplacements. Moschandreas et Morse (OMS, 1983) utilisent le terme «cycle de mobilité» pour décrire les déplacements quotidiens des habitants. Dans son aspect temporel, l'étude vise à établir le temps consacré à chacune des activités à l'intérieur du secteur d'étude mais également en dehors du secteur (ex. voyages, etc.). La durée et la fréquence de chacune des activités doivent être spécifiées.

Les modèles concernant les modes d'activité de la population sont généralement empiriques. En l'absence de données spécifiques à la région étudiée, on doit souvent recourir aux études faites ailleurs pour caractériser les profils d'activité. Par exemple, Moschandreas et Morse (OMS, 1983), à partir d'une revue de littérature sur les cycles d'activité et emplois du temps, ont estimé la durée qu'une population pouvait passer dans les divers modes d'environnement. D'après leurs estimations, les membres d'une population passent en moyenne 73% de leur temps à leur domicile, 13,9% au travail, 5,9% en déplacement et 7,4% en d'autres endroits. Cependant, ces résultats ont été obtenus pour une population «moyenne» sans distinction des facteurs qui influent sur les déplacements. Ces proportions sont extrêmement variables selon l'âge, la catégorie socio-économique, la profession, etc.

Des chercheurs de l'université de Michigan ont également colligé les informations relatives aux cycles d'activités et en ont fait une synthèse (Versar, 1989 cité dans MENVIQ, 1991). Ils ont établi le temps moyen consacré à 87 activités au cours d'une journée en tenant compte de l'âge des individus. Les résultats de ces travaux constituent une source de données intéressante lorsqu'il s'agit de caractériser les profils d'activités

quotidiennes d'une région donnée. Des ajustements doivent cependant être apportés afin de tenir compte des particularités régionales (climat local ou régional, facteur culturel...) qui influence le temps passé à l'extérieur.

4.3 Identification des sous-groupes homogènes

Afin de considérer la variabilité de l'exposition - due aux différences socioculturelles, économiques ou professionnelles - la population étudiée doit souvent être subdivisée en sous-groupes tels les travailleurs de bureau, travailleurs à l'extérieur (ex. agent de circulation), ménagères, étudiants, etc. Dans l'établissement des sous-groupes, l'âge est un facteur important à retenir puisque les enfants et les personnes âgées ont des activités, différentes de la population adulte, ce qui les amène à passer plus de temps à l'intérieur des résidences. De plus, elles sont plus sensibles à réagir aux agresseurs environnementaux. A ces sous-populations sensibles, il faut ajouter également les personnes qui souffrent de problèmes de santé comme les asthmatiques, les personnes restreintes dans leur mobilité (ex. personnes handicapées, etc.) et les femmes enceintes. Dans une étude sur l'exposition à la formaldéhyde, l'USEPA a établi 25 sous-groupes potentiellement exposés (Covello et Merkhofer, 1993 tiré de l'USEPA, 1986).

L'établissement des sous-groupes de la population peut se faire selon des facteurs de risque comme les habitudes de vie (incluant l'âge, le statut socio-économique, les traits comportementaux ou autres facteurs influençant les niveaux d'exposition) et la génétique c'est-à-dire les caractéristiques héritées qui déterminent la capacité de l'individu à réagir (bien ou mal) envers les agresseurs environnementaux.

Dans un premier temps, la caractérisation de la population concernée par une exposition peut être amorcée à l'aide des données de recensement pour obtenir les profils démographiques et socio-économiques courants (nombre, âge, sexe, race, éducation, profession, niveau de revenu, état matrimonial, nombre de personnes par ménage, densité démographique dans la région, taux de migration, disponibilité des soins de santé, etc.) et en consultant les atlas et rapports environnementaux ou sanitaires pour la région concernée pour obtenir d'autres informations sur la morbidité et mortalité dans la

région. Des enquêtes peuvent également être entreprises pour obtenir de l'information sur les effets possibles de polluants sur la santé et pour estimer la variabilité de l'exposition dans la population concernée.

Moschandreas et Morse (cité dans Zapponi, 1992) ont perfectionné leur technique pour tenir compte des modalités de déplacement pour différents sous-groupes de population. Ils ont défini un profil typique de mobilité dans divers micro-environnements (ex. domicile, lieu de travail, école, rues à certaines heures) pour chacun des six sous-groupes suivants: ménagères, employés de bureau, travailleurs de l'industrie, travailleurs employés à l'extérieur, personnes âgées et handicapées, élèves et étudiants. Selon leurs estimations, une population typique d'un pays industrialisé passe en moyenne 70% de son temps à l'intérieur mais les variations sont considérables selon les différentes catégories.

4.4 Modélisation de l'exposition

La modélisation de l'exposition vise à caractériser le mieux possible (selon des scénarios plausibles) les quantités de polluants qui se trouvent au niveau des barrières physiologiques des individus. En homogénéisant les concentrations dans les divers micro-environnements (ex. dans les résidences), on dispose d'une valeur moyenne qui ne tient pas compte des expositions individuelles extrêmes, supérieures ou inférieures, à l'intérieur d'une population. Il est donc utile de disposer de la distribution des fréquences des expositions à la contamination (ex. pollution atmosphérique). Le modèle « Simulation of Human Air Pollution Exposure » (SHAPE) a été développé à cette fin par Ott (1984). C'est un programme informatique permettant de tenir compte de la variance de l'exposition à la pollution atmosphérique (Zapponi, 1992). Le modèle SHAPE combine les données des profils d'activités de la population aux descriptions statistiques des concentrations dans les micro-environnements spécifiques.

Les déplacements des membres d'une population sont simulés en considérant les multiples passages d'un micro-environnement à un autre et selon un temps de résolution de une minute. Quatorze micro-environnements sont définis et la concentration à

l'intérieur de chacun d'eux est traitée de façon stochastique puisque les modèles de distribution, fournis dans la littérature scientifique, sont établis à partir d'études pratiques portant sur la concentration de polluants atmosphériques (OMS, 1983). Le temps passé dans chaque miro-environnement est déterminé à partir des distributions de probabilité établies d'après les études empiriques traitant des cycles d'activité humaine. Ce modèle permet donc de fournir un profil d'exposition pour 24 heures, d'estimer la distribution des fréquences des expositions individuelles et de généraliser la distribution de fréquences d'exposition cumulative ou moyenne.

Le NAAQS (National Ambient Air Quality Standard) est un autre modèle disponible et est destiné à estimer les expositions des populations urbaines au monoxyde de carbone (CO). Ce modèle génère les déplacements de groupes de population, heure par heure, à travers les districts d'une ville et à travers les micro-environnements sélectionnés dans chaque district.

En résumé, les modèles populationnels devraient inclure trois types de sous-modèles : (1) pour la distribution populationnelle à l'intérieur d'une région géographique entourant la source à risque (2) pour la distribution de l'âge d'une population donnée dans le temps et (3) pour la mobilité et profils d'activité des groupes de population sensibles (Covello et Merkhofer, 1993). L'association géographique entre les cartes de distribution des concentrations de polluants et celles des caractéristiques populationnelles (ex. patrons d'activités) permet de définir une zone d'exposition (CEQ, 1987).

A noter que les modèles d'estimation de l'exposition appliqués aux plantes et animaux aquatiques et terrestres sont également empreints de difficultés. Ils doivent composer avec une grande variété d'espèces ayant des sensibilités individuelles différentes et des habitudes particulières. La modélisation de la localisation géographique et du comportement de chaque espèce chez les animaux terrestres est également très complexe (Covello et Merkhofer, 1993).

CHAPITRE 5

ESTIMATION DE L'EXPOSITION PAR LE JUMELAGE DES CONCENTRATIONS ENVIRONNEMENTALES ET D'UN MODÈLE MULTIMÉDIA D'EXPOSITION HUMAINE SELON LA DOSE

5.1 Description

Le jumelage des concentrations environnementales (mesurées et estimées) et les résultats de la modélisation populationnelle (chapitre précédent) permet d'obtenir des quantités de contaminants présents au niveau des barrières physiologiques (épithélium nasal ou pulmonaire, peau). Le modèle multimédia d'exposition selon la dose vise quant à lui à simuler tout le parcours suivi par un agresseur, chimique ou physique, à partir de la source jusqu'à l'individu exposé en tenant compte du taux de contact⁸ et de l'absorption potentielle dans l'organisme. Cette approche est surtout utilisée pour des expositions humaines, mais peut s'appliquer à d'autres organismes (animaux, plantes...).

La modélisation de l'exposition selon la dose s'inscrit dans un processus plus global destiné à estimer et évaluer le risque à la santé lié à des substances toxiques soit la méthode d'« Évaluation quantitative des risques à la santé (ÉQRS), aussi appelée Évaluation (ou analyse) du risque toxicologique.

Des organismes et auteurs ont tenté d'uniformiser les procédures d'analyses et d'en arriver à une catégorisation des étapes. Dans le domaine de l'évaluation des risques à la santé humaine, le cadre de référence d'où découlent plusieurs approches est celui du National Research Council (National Academy of Sciences) des Etats-Unis, établi en 1983. Plusieurs agences américaines de réglementations dont l'USEPA (en 1986) ont d'ailleurs adopté ce cadre. La procédure comporte quatre grandes phases : (1)

⁸ Le taux de contact est la quantité d'un médium contaminé (eau, air, sol, nourriture) en contact avec l'organisme exposé, par unité de temps ou d'événement (USEPA, 1989). Le taux de contact est exprimé en masse/temps pour l'ingestion (ex. litres d'eau contaminée ingérée par jour, mg de poisson ingéré par jour, mg de sol contaminé ingéré par jour); en volume/temps pour l'inhalation (ex. m³ air contaminé inhalé par jour) et en surface/temps pour l'absorption cutanée (ex. m²/jour). Comme on a déjà vu, le contact peut se faire par (1) l'ingestion (sol, poussières intérieures, eau potable, aliments/poissons); (2) l'inhalation (matières en suspension, contaminants en phase gazeuse, contaminants émis à partir de l'eau, la combustion du tabac) ou par (3) l'absorption cutanée (matières en suspension dans l'air extérieur et le sol, eau d'usage domestique, poussières intérieures) (MENVIQ, 1991).

l'identification du danger; (2) l'estimation de la relation dose-réponse (R-D-R) des effets attendus ou soupçonnés, (3) l'estimation de la dose d'exposition (individuelle et collective) et (4) l'estimation et la caractérisation du risque (Carrier, 1986). Dans la littérature, il y a certaines variantes de cette approche. L'annexe II décrit ces étapes. Dans ce chapitre, nous discutons plus spécifiquement de la dose d'exposition.

5.2 Estimation de la dose d'exposition

Pour tenir compte du taux de contact entre le médium impliqué et la personne exposée, l'exposition doit être traduite sous forme de dose. La dose représente la quantité d'un contaminant disponible au niveau des barrières épithéliales pendant une période de temps donnée et en fonction de l'ensemble des variables déterminantes sur l'exposition aux substances concernées pour chacune des voies d'entrées. Ces variables sont principalement le poids, l'âge, le sexe, les habitudes alimentaires (ex. consommation d'eau potable, de poissons, etc.), les activités pratiquées (baignade, sports, etc.) et d'autres facteurs (MENVIQ, 1991). L'importance que revêt chacun de ces paramètres dans l'exposition est variable selon la voie d'entrée considérée. Par exemple, l'exposition par inhalation est influencée par le niveau d'activité physique de la personne, puisqu'une activité intense augmente le taux de respiration et conséquemment favorise une plus grande inhalation de polluants contenus dans l'air. De même, les variables âge et poids (et taille) sont déterminantes sur l'exposition tant en regard du taux d'inhalation, que du taux d'ingestion et de la surface corporelle exposée.

Trois types de dose peuvent être estimés selon l'exhaustivité des informations disponibles: la dose d'exposition externe, la dose absorbée et la dose biologiquement effective⁹ La dose d'exposition, quelle soit externe, absorbée ou biologiquement effective, doit représenter, de manière la plus précise possible à partir des informations disponibles, la concentration d'un agresseur à laquelle une population est exposée.

⁹Dans la littérature, l'appellation « dose biologiquement effective » est fréquemment utilisée mais il serait plus juste d'utiliser les termes : « concentration à l'organe cible » ou de « fraction de la dose d'exposition qui atteint l'organe cible » (Communication personnelle, Gaétan Carrier, Chaire en Analyse de risque toxicologique, Université de Montréal, mai 1999).

La dose d'exposition externe est une mesure de l'exposition le plus souvent exprimée en termes de masse d'une substance en contact avec le corps par unité de poids corporel par unité de temps (par exemple en mg substance/kg poids corporel-jour). C'est une mesure de l'exposition qui ne tient pas compte de l'efficacité d'absorption dans l'organisme.

L'utilisation de la dose d'exposition externe dans les estimations d'exposition doit être utilisée qu'en l'absence d'informations plus précises sur le degré ou la fraction d'absorption et le comportement de la substance dans le corps (toxicocinétique). Or, en utilisant cette dose externe dans l'ÉQRS, on assume que 100% de la quantité de polluants présents sont absorbés; ce qui contribue à surestimer l'exposition interne réelle (MENVIQ, 1991).

Un modèle multimédia d'exposition basé sur la dose externe comprend généralement trois catégories de variables dans l'estimation de la dose soit (1) les variables reliées au produit chimique (concentrations); (2) les variables qui décrivent la population exposée (taux de contact, fréquence et durée d'exposition) et poids corporel et (3) la variable temps moyen d'exposition. L'équation générale est présentée ci-dessous (USEPA, 1989; Covello et Merkhofer, 1993) :

$$D = \frac{C \times TC \times FE \times DE}{PC} * \frac{1}{TM}$$

Équation 2

Où

D = Dose (mg/kg poids corporel-unité de temps); quantité de substance toxique aux barrières épithéliales;

Variables rattachées à la substance :

C = Concentration moyenne du contaminant dans le médium (ou média) pendant la période d'exposition (ex. mg/litre d'eau, mg/m³ d'air, mg/kg de sol);

Variables qui décrivent la population exposée :

TC = Taux de contact; la quantité du médium contaminé qui est en contact par unité de temps ou d'événement (ex. litres/jour (eau); m³/jour (air); m²/jour (sol).

FE = Fréquence d'exposition (ex. jours/année)

DE = Durée de l'exposition (ex. années)

PC = Poids corporel moyen pendant la période d'exposition (ex. kg)

Variable déterminée par le type d'exposition :

TM = Temps moyen; période pendant laquelle la moyenne d'exposition est établie (ex. jours)

A noter que pour chaque type d'exposition (ex. ingestion de sol contaminé, contact cutané à des produits chimiques dans l'eau, etc.) des équations spécifiques ont été développées pour tenir compte des différents paramètres impliqués (USEPA, 1989; MENVIQ, 1991).

Lorsque des informations sur la fraction d'absorption (ou taux d'absorption) sont disponibles, on a recours alors à la dose absorbée qui est plus précise que la précédente. La dose absorbée réfère à la quantité d'une substance pénétrant les membranes biologiques (ex. poumons, tractus gastro-intestinal, peau) d'un organisme après le contact.

La dose absorbée est calculée à partir de la dose externe et de la fraction d'absorption. Les valeurs des fractions d'absorption (et leur étendue) pour diverses substances ont été évaluées et sont disponibles dans la littérature scientifique. Pour des substances absorbées par inhalation ou par voie digestive, les valeurs des fractions absorbées de substances particulières peuvent être des valeurs mesurées ou estimées (MENVIQ, 1991). Il y a une certaine marge d'erreur dans les estimés puisque les fractions mesurées proviennent généralement d'études faites chez les animaux de laboratoire, où les conditions expérimentales diffèrent des conditions d'exposition humaine.

Il est possible de générer des distributions statistiques à partir des valeurs des fractions absorbées par inhalation et ingestion retrouvées dans la littérature, pour plusieurs substances. La connaissance de ces distributions permet l'utilisation de simulations Monte Carlo.

Un modèle est proposé pour calculer le taux d'absorption pour différents contacts cutanés, soit le modèle McKone (Covello et Merkhofer, 1993). Il peut être utilisé lors d'absorption cutanée de matières organiques dans l'air, les sols contaminés ou dans l'eau domestique et l'eau de baignade (MENVIQ, 1991). Lorsqu'il s'agit d'un contact par voie dermale à des substances autres qu'organiques, le modèle de McKone ne peut être utilisé.

On a recours alors à des taux d'absorption qui proviennent de valeurs indiquées dans la littérature (MENVIQ, 1991).

L'autre mesure est interne et représente la quantité d'une substance qui atteint un tissu ou un organe où elle inflige des dommages. La dose qui atteint les organes ou tissus du corps est appelée la dose biologiquement effective. Cette dose est donc utilisée pour représenter les concentrations ou quantités de polluants qui atteignent les tissus, organes cibles à l'intérieur des organismes (CEQ, 1987). Ces concentrations sont fonction des vitesses des processus d'absorption et d'élimination.

La détermination de la dose effective d'une substance toxique est par contre fort complexe. Elle requiert une connaissance du comportement de la substance dans l'organisme (toxicocinétique); ce qui implique une foule de mécanismes complexes. L'étude de la toxicocinétique (ou pharmacocinétique) impliquerait l'identification de tout le parcours suivi par les substances dans l'organisme et la détermination du taux de variations des concentrations dans les différents organes et tissus en fonction du temps (Carrier, 1991). L'annexe III présente des informations complémentaires pour une meilleure connaissance du cheminement des produits chimiques à l'intérieur du corps humain et discute de l'estimation par les modèles pharmacocinétiques.

DEUXIÈME PARTIE

ÉTUDE DES PARAMÈTRES MÉTÉOROLOGIQUES SUR L'ÎLE DE MONTRÉAL EN VUE DE LA MODÉLISATION DE LA DISPERSION DES POLLUANTS

CHAPITRE 6

SÉLECTION DES PARAMÈTRES MÉTÉOROLOGIQUES POUR L'ÉTUDE MONTRÉALAISE

La connaissance des conditions météorologiques prévalantes et celles favorisant une pollution intense dans une région donnée est importante en vue de l'estimation de l'exposition humaine aux polluants atmosphériques. Par exemple, une région soumise généralement à des vents moyens, une stabilité neutre et à des précipitations importantes a un potentiel de pollution moindre qu'une région caractérisée par des vents faibles ou nuls et une forte stabilité de l'air.

Dans le but d'estimer l'exposition humaine, à l'aide d'une modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants, un des facteurs à considérer est la météorologie. Évidemment, le potentiel de pollution d'une région dépend de la présence de sources de polluants (ex. industrie, route, etc.) mais aussi des facteurs météorologiques qui favorisent ou entravent la dispersion atmosphérique. Néanmoins, dans les études d'estimation de l'exposition, on se base souvent sur des hypothèses simplificatrices en ne considérant que des conditions météorologiques dites neutres. On néglige la plupart du temps les conditions néfastes à la dispersion, pourtant fréquentes telles le phénomène d'inversions thermiques qui survient souvent la nuit et qui est généralement suivi tôt le matin d'une situation d'enfumage où les polluants sont emprisonnés au sol.

Afin d'établir les paramètres météorologiques qui devront être étudiés dans la région montréalaise, nous avons cherché à identifier les facteurs qui influencent la dispersion atmosphérique.

6.1 Phénomènes intervenant dans la dispersion des polluants

Au fur et à mesure que les polluants s'éloignent d'une source d'émission, ils sont transportés et dilués dans un volume d'air de plus en plus grand; il y a donc diminution de la concentration des polluants. Les principaux facteurs qui agissent sur le transport et la diffusion atmosphérique des polluants sont principalement la force du vent, l'intensité

de la turbulence atmosphérique (origine mécanique, origine thermique), la couche de mélange, le dépôt (sec et humide) et la transformation chimique des polluants.

Le processus de transport des contaminants atmosphériques est régi par des mouvements de l'air occasionnés par les vents locaux au niveau du sol et par les vents en altitude. Le vent joue un rôle majeur dans le mécanisme de transport des polluants. Sa vitesse facilite ou entrave le transport des polluants loin de la source d'émission.

La diffusion est le processus naturel par lequel les polluants relâchés dans l'atmosphère subissent une dilution puisqu'ils se retrouvent dans un volume d'air de plus en plus grand (Lelièvre, 1992). La diffusion est intimement liée à la turbulence atmosphérique c'est-à-dire aux mouvements tourbillonnaires de l'air qui ont une origine thermique ou mécanique.

La turbulence d'origine mécanique est due à la friction aérodynamique de la surface sous-jacente. Les rugosités du sol de même que celles du relief accentuent les fluctuations du vent, donc favorisent la turbulence dite mécanique. L'air qui rencontre sur son chemin des obstacles (bâtiments, arbres, forêts, collines, montagnes) ou une condition topographique particulière (ex. vallée), est modifié dans son écoulement et la dispersion des polluants est affectée. Par exemple, les vallées canalisent les vents et peuvent entraîner le transport des polluants sur de longue distance sans qu'il y ait une diffusion latérale importante (Environnement Canada, 1986; Lelièvre, 1992). Lorsque le vent rencontre un bâtiment, les tourbillons qui se créent contribuent à perturber l'écoulement de l'air (voir sections 11.5 et 14.4).

La turbulence thermique consiste en des mouvements aléatoires des particules individuelles (Covello et Merkhofer, 1993). Par exemple, lors de temps ensoleillé et de faibles vents, des bulles d'air chaud s'élèvent par convection dans l'atmosphère à cause de leur faible densité par rapport à l'air ambiant. Les mouvements ascendants et descendants de l'air, engendrés par la stratification verticale de la température permet de favoriser ou de limiter la diffusion des polluants. Le profil thermique de la couche

atmosphérique est variable au cours de la journée dû au réchauffement solaire et refroidissement nocturne. Une décroissance très rapide de la température avec l'altitude est favorable à la diffusion verticale des polluants (Hufty, 1976; Détrie, 1969; Neiburger, Edinger et Bonner, 1982), alors qu'une augmentation verticale de la température réduit la diffusion verticale et la convection. La turbulence thermique n'est pas facile à identifier et on doit se baser sur des indicateurs tels le gradient vertical de température pour caractériser la stabilité thermique et la capacité de diffusion de l'atmosphère.

La couche de mélange ou couche limite atmosphérique, c'est-à-dire le volume d'air dont dispose les polluants pour se diluer, joue un rôle majeur. C'est lorsque l'on retrouve une couche de stabilité en altitude différente de celle prévalant au sol que l'on considère la couche de mélange. La limite entre ces deux couches détermine la hauteur de la couche de mélange au sol. Lorsque cette hauteur est élevée, la dilution est favorisée alors que si celle-ci est faible, l'accumulation des polluants au sol y est accentuée. La hauteur de la couche de mélange est généralement minimale tôt le matin et maximale en après-midi et selon les saisons, elle est plus faible en hiver qu'en été. Nous verrons, à la section 10.2, que les hauteurs limites du mélange peuvent varier entre 100 mètres (en hiver) et 2 100 mètres (en été) à Montréal. A noter qu'il n'y a pas toujours une hauteur maximale de mélange. En effet, cette limite est souvent inexistante lors de très grands vents; ce qui permet aux polluants de se diffuser jusqu'à de très grandes hauteurs (Munn, 1978).

Aux aspects physiques du transport et de diffusion survenant dans la couche limite atmosphérique s'ajoutent les phénomènes d'élimination des polluants par leur dépôt et leur transformation par les réactions chimiques.

Le dépôt concerne le transfert des polluants au sol, sur l'eau et à la végétation qui filtre ou respire les gaz et petites particules. Le dépôt de substances peut être un facteur important dans l'élimination des polluants contenus dans un panache et par conséquent dans la diminution des concentrations de polluants pour certaines distances de la source. (AMS, 1990). Le dépôt survient (i) lorsque les particules individuelles tombent au sol (dépôt sec); (ii) lorsque les polluants contenus dans les gouttelettes de pluie ou de neige

atteignent le sol (dépôt humide par capture dans le nuage) et (iii) lorsque les polluants se trouvant en altitude sont entraînés au sol par les précipitations (dépôt humide par lessivage) (Lelièvre, 1992). La durée des particules dans l'air varie selon leur taille : de quelques secondes (pour les plus lourdes) à plusieurs semaines (pour les plus petites). Dans le cas de microcristaux, la durée est indéfinie.

Les particules dont le rayon est supérieur à $100\ \mu\text{m}$ sont très vite déposées au sol à proximité de la source d'émission sans que le phénomène de diffusion intervienne (Lyons et Scott, 1990). Ainsi, près de la source d'émission, les phénomènes de dépôt et de transformation chimique n'influencent généralement pas la concentration (AMS, 1990). Par contre, lors d'émissions accidentelles, le dépôt peut jouer un rôle important dans l'exposition directe ou indirecte si les substances sont radioactives ou toxiques et persistantes (AMS, 1990). À noter que les émissions des activités industrielles sont constituées généralement par des particules supérieures à $1\ \mu\text{m}$.

Pour les particules dont le rayon est inférieur à $100\ \mu\text{m}$, ce qui représente la majorité des particules retrouvées dans l'atmosphère, la vitesse de dépôt peut être estimée à partir d'une équation simple (Annexe IV). Les particules les plus fines ont une faible vitesse de dépôt (Lyons et Scott, 1990) et les polluants gazeux tendent à s'incorporer à celles-ci (Russell, 1988). La coagulation permet aux plus petites particules ($<0,1\ \mu\text{m}$) (Lyons et Scott, 1990) de se joindre entre elles et ainsi former de plus grosses particules. Les particules dont le rayon se situe autour de $0,1\ \mu\text{m}$ peuvent former des noyaux de condensation s'incorporant à la vapeur d'eau. Ces particules peuvent alors être capturées par les gouttelettes contenues dans le brouillard et les nuages. Les particules polluées de diamètre supérieur à $2\ \mu\text{m}$ sont éliminées en partie lorsqu'elles sont entraînées par les gouttes d'eau (section 11.1) pour des polluants transportés sur de grandes distance, il est essentiel de considérer les phénomènes de dépôt et de transformation chimique.

La composition ou comportement chimique des particules n'est pas uniforme ni homogène. Le polluant peut être modifié par des réactions chimiques avec un ou plusieurs autres polluants atmosphériques, avec un ou plusieurs constituants communs

de l'atmosphère (ex. CO₂, H₂O, N₂) (Lyons et Scott, 1990) ou par un autre facteur tel l'effet de la lumière du soleil (formation du smog photochimique). Plusieurs centaines de substances sont présentes dans l'atmosphère donnant lieu à des milliers de réactions chimiques. La compréhension de la chimie atmosphérique est loin d'être complète et c'est pourquoi, ce phénomène est souvent ignoré dans les modèles de qualité de l'air conventionnels (Lyons et Scott, 1990).

6.2 Choix d'étude des paramètres météorologiques

Le choix des paramètres météorologiques que l'on doit considérer dépend de l'échelle et de la hauteur de la source (tableau I). Nous retiendrons dans notre étude l'influence de la météorologie synoptique et la météorologie locale.

Tableau I. Importance estimée des variables utiles selon l'échelle d'intérêt et l'élévation de la source d'émissions

Variable	Micro-échelle (0-1 km)		Échelle locale (0-10 km)		Mésos-échelle (10-100 km)		Échelle régionale (100-1000 km)	
	Surface	Élevée	Surface	Élevée	Surface	Élevée	Surface	Élevée
Direction du vent près de la surface	1	3	1	2	4	4	4	4
Profil de la direction verticale du vent	3	1	2	1	1	1	1	1
Vitesse du vent près de la surface	1	3	1	2	4	4	4	4
Profil de la vitesse verticale du vent	3	1	2	1	1	1	1	1
Profil de la vitesse horizontale du vent	4	4	3	3	2	2	1	1
Stabilité atmosphérique	4	2	2	2	3	3	4	4
Diffusivité verticale (σ_z)	2	2	2	2	4	4	4	4
Diffusivité horizontale (σ_y)	2	2	2	2	2	2	2	2
Hauteur du mélange	5	4	3	3	2	2	2	2
Effets aérodynamiques près de la surface	2	2	3	3	5	5	5	5
Conditions de surface	3	4	4	4	5	5	5	5
Effets topographiques	3	2	3	2	3	3	4	4
Radiation solaire	4	2	2	2	3	3	4	4
Radiation solaire UV*	5	5	4	4	2	2	3	3
Précipitation**	1	1	1	1	1	1	1	1
Température et humidité***	5	5	4	4	3	3	3	3

Note: 1 = plus important; 5 = moins important

* Assumant que le polluant est photochimiquement généré

** Assumant que le polluant est sous forme particulaire naturellement (« particulate in nature »)

*** Assumant que le polluant est sujet à des transformations chimiques

Source: Lyons et Scott (1990) d'après Johnson et Ruff, 1975

Nous étudierons plus particulièrement la circulation atmosphérique prévalant au-dessus du sud du Québec (chapitre 7) afin d'établir la probabilité de survenue de systèmes météorologiques défavorables à la dispersion atmosphérique. En effet, les dépressions, anticyclones et fronts qui passent au-dessus de la région affectent les conditions météorologiques dans les basses couches de l'atmosphère. Le passage d'un front s'accompagne généralement de nuages et de précipitations et modifie considérablement les conditions de température, d'humidité et de la direction du vent qui prévalait alors. Lorsqu'une nouvelle masse d'air est à une température inférieure à celle qu'elle vient de remplacer, on parle de «front froid» alors que si la masse d'air est à température supérieure à celle qu'elle vient de remplacer, il s'agit de «front chaud». L'annexe V explique la cause de ces phénomènes.

La météorologie locale est abordée en présentant une description des mécanismes qui influencent la diffusion atmosphérique à cette échelle. Les paramètres météorologiques étudiés sont ceux qui jouent un rôle majeur sur la diffusion des polluants et dont les données sont plus facilement disponibles : le régime des vents, la stabilité atmosphérique, la hauteur du mélange ainsi que d'autres facteurs (précipitations, température, humidité, nébulosité, topographie et type de surface).

Afin de tenir compte des changements survenant au cours d'une année, nous avons considéré également les variations diurnes et saisonnières de chacun des paramètres. L'analyse de tous les paramètres météorologiques cités plus haut, de leurs variations diurnes et saisonnières, permet l'établissement des conditions prévalant sur le territoire et du pouvoir de dispersion et d'accumulation des polluants sur le territoire (chapitre 12). On y présente également la probabilité de la survenue de conditions nuisibles à la dispersion, c'est-à-dire la fréquence et la persistance des inversions thermiques.

CHAPITRE 7

MOUVEMENT GÉNÉRAL DE L'ATMOSPHÈRE

L'état de l'atmosphère au-dessus d'un lieu est déterminé par la circulation atmosphérique dans les couches supérieures et par la circulation atmosphérique de surface.

7.1 Circulation atmosphérique en altitude sur le sud du Québec

Le Québec méridional, situé entre 45° et 52° de latitude nord, est à la confluence de ces masses d'air. La rencontre de ces masses d'air, aux propriétés fort différentes, entraîne souvent des discontinuités (ou fronts) amenant ainsi la formation de perturbations pouvant s'étendre sur plusieurs kilomètres (Leduc et Gervais, 1988) et persister de deux à cinq jours (Proulx et al., 1987).

Le sud du Québec est donc caractérisé par une succession de masses d'air qui ne résident la plupart du temps que deux ou trois jours et leurs alternances entraînent de fréquents changements de temps. La fréquence de systèmes cycloniques (dépressions) y est importante de même que celle des anticyclones (Proulx et al., 1987). Lors du passage de dépressions (systèmes de basses pressions) au-dessus de la région, on constate généralement de faibles niveaux de pollution atmosphérique alors que l'intrusion d'anticyclones (systèmes de hautes pressions) favorise plutôt la stagnation de l'air et l'accroissement de polluants au sol.

Selon les saisons, la fréquence et les trajectoires empruntés par les masses d'air diffèrent. Les dépressions et les anticyclones surviennent plus fréquemment l'hiver qu'en été (Proulx et al., 1987). A noter que les anticyclones sont de deux types: anticyclone froid et anticyclone chaud. Tout dépendant de la trajectoire empruntée, les anticyclones apporteront une vague de grand froid ou des températures douces (Leduc et Gervais, 1988).

Malgré la difficulté de déterminer avec précision le type de temps qui prévaut à un endroit, puisqu'un même état de l'atmosphère peut être associé à deux situations synoptiques différentes (Hufty, 1976 citant Paul, 1973) a néanmoins dressé un tableau des fréquences (%) des types de temps observés à Montréal (tableau II).

Tableau II. Fréquence (%) des types de temps à Montréal

Type de temps	Février à mai	Juin à août	Septembre et octobre	Novembre à janvier	Année
Anticyclone	37	44	41	24	36,2
Cyclone Ouest	14	24	19	23	19,9
Cyclone Sud-ouest	7	10	11	7	8,6
Cyclone Nord-Est et Est	16	7	11	24	14,9
Cyclone Nord-Ouest et Nord	25	14	18	22	20,4

Source: Hufty (1976) d'après une thèse inédite de P. Paul.

On y constate que les anticyclones sont moins fréquents que les dépressions (cyclones) pendant toutes les saisons. Les cyclones sont plus élevés en hiver du fait du passage plus fréquent de masses d'air aux températures fort différentes amenant une plus grande variation de la température et des modifications de la direction des vents. Les dépressions provenant du nord-est et du nord amènent un temps couvert et désagréable (Hufty, 1976).

Au printemps, la fréquence des systèmes cycloniques diminue et on assiste à un ralentissement de la circulation atmosphérique. En été, on observe une fréquence plus faible des systèmes cycloniques et une apparition plus grande des anticyclones. À l'automne, la fréquence des dépressions s'accroît graduellement et celle des anticyclones décroît.

Au déplacement général de l'air de l'ouest vers l'est à nos latitudes, s'ajoute l'influence de la vallée du Saint-Laurent. La trajectoire empruntée par les dépressions traversant le Québec méridional est généralement parallèle à la vallée du Saint-Laurent. Les vents se déplacent donc selon une orientation du SO vers le NE.

Les anticyclones empruntent quant à eux des trajectoires plutôt du nord au sud, en été, et sont presque perpendiculaires à la vallée du Saint-Laurent en hiver.

7.2 Survenue de systèmes météorologiques défavorables à la dispersion

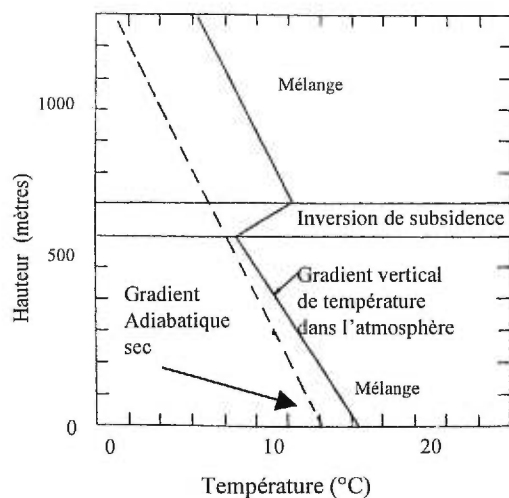
7.2.1 Généralités

Le système météorologique qui constitue une entrave majeure à la dispersion des contaminants est le passage au-dessus d'une région d'un anticyclone qui demeure pendant plusieurs jours. Un anticyclone est généralement accompagné de vents légers, d'une augmentation de la stabilité et peut persister pendant plusieurs jours.

Les mouvements verticaux auxquels on associe un anticyclone sont: une divergence au sol et une subsidence et convergence en altitude. À l'inverse de la dépression, le vent souffle hors du centre dans un anticyclone, on dit que le vent diverge (divergence). Ce phénomène donne lieu à un mouvement d'air vers le bas (subsidence) qui a pour effet de réchauffer l'air en dessous par compression adiabatique et ainsi de diminuer l'humidité relative, donc d'assécher l'air (Leduc et Gervais, 1988). Il y a donc peu de nuages dans un anticyclone et le ciel est dégagé.

Le mouvement de subsidence entraîne également la formation d'une inversion thermique en altitude (inversion de subsidence) puisque que l'air dans la masse d'air devient plus chaud en altitude que l'air situé en dessous. L'inversion de subsidence survient généralement vers 600 mètres d'altitude (ASME, 1979). La figure 3 illustre le profil vertical de température lorsque ce phénomène est présent.

Figure 3. Phénomène d'inversion thermique en altitude



Source: ASME, 1979

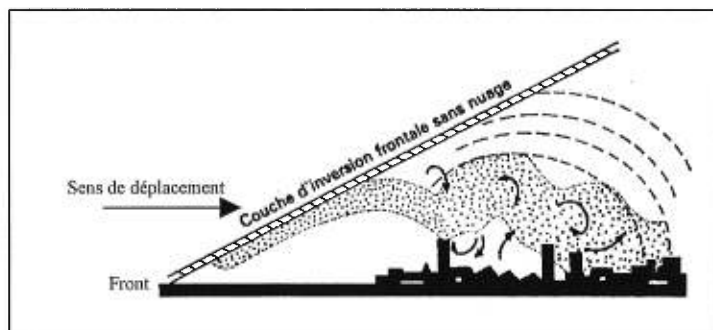
Lors du passage d'anticyclones, il n'est pas rare d'observer la présence simultanée d'une inversion en altitude (inversion de subsidence) et une inversion située au sol (inversion de surface). Le phénomène d'inversion de surface est fréquent car lié au cycle diurne. Dès le coucher du soleil, l'absence de rayonnement solaire amène un refroidissement de l'air qui se fait plus rapidement dans l'air voisin du sol que dans les couches atmosphériques situées à quelques centaines de mètres d'altitude. Ainsi, la température du sol devient plus froide que celle se trouvant en altitude, c'est le phénomène d'inversion de température de surface. L'air y est stable et les vents légers. Dès le lever du soleil, environ deux heures après l'aube, cette inversion est généralement brisée, puisque le réchauffement se fait plus rapidement près du sol qu'en altitude. Lors du réchauffement solaire, l'air devient instable et la vitesse du vent s'accroît et atteint un maximum en après-midi. Par contre, si le temps calme anticyclonique persiste assez longtemps, l'inversion thermique formée à la surface du sol peut ne pas être détruite le matin. Elle s'élève donc progressivement et peut atteindre l'inversion située en altitude. Ainsi, celles-ci peuvent se rejoindre et renforcer leur action. Il en résulte une inversion très intense qui emprisonne les polluants au sol pendant quelques jours, deux à trois jours généralement (Détrie, 1969). Les graves épisodes de pollution atmosphérique

(Vallée de la Meuse, Londres, Paris) sont d'ailleurs associés à ce type de conditions météorologiques particulières (Neiburger, Edinger et Bonner, 1982).

Un autre phénomène météorologique qui favorise un faible gradient de température et des vents faibles, donc une mauvaise ventilation, est l'inversion frontale ou inversion d'advection. Celle-ci se produit lors du passage d'air chaud (anticyclone) au-dessus d'une surface plus froide (nappe d'eau ou neige). Dans ce cas, la température peut être beaucoup plus élevée à quelques centaines de mètres de hauteur, de 10° à 20°C supérieure à celle du sol, puisque la température de la surface ne se réchauffe que très lentement. L'air devient plus stable et l'inversion est alors très marquée (Rossano et Rolander, 1978).

De même, l'inversion frontale peut être produite, lorsqu'il y a une masse d'air froide qui est suivie d'une masse d'air plus chaude qui se déplace dans la même direction. Si le déplacement de la masse d'air plus froide est moins rapide que le déplacement de la masse d'air chaude, cette dernière peut alors la rejoindre et donne lieu à la formation d'une couche d'inversion le long de la limite entre les deux masses d'air (Détrie, 1969). L'air chaud, plus léger, s'élève au-dessus de la masse d'air froid. La figure 4 montre l'influence de ce phénomène sur le comportement d'un panache.

Figure 4. Inversion frontale et comportement du panache



Source : Détrie, 1969

On constate que la pollution peut être très intense, puisque le panache est rabattu au niveau du sol.

7.2.2 Sud du Québec

Dans le sud du Québec, les systèmes météorologiques cités précédemment ne persistent généralement pas longtemps. En effet, les perturbations que l'on rencontre souvent entraînent un climat changeant, ce qui favorise plutôt la dispersion des polluants. Comme on a déjà vu, la région de Montréal est située dans une zone plutôt troublée par les systèmes cycloniques, ce qui ne permet pas aux anticyclones, associés à une stagnation de l'air, de persister. Une étude de Paul (1973 cité dans Proulx et al, 1987) révélait d'ailleurs que ce type de conditions, lorsqu'il survenait dans le sud du Québec, dépassait rarement deux ou trois jours.

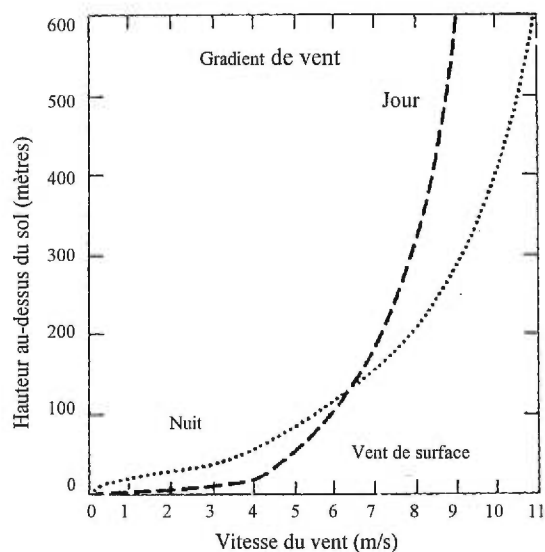
CHAPITRE 8 ÉTUDE DU VENT

8.1 Généralités

Il existe des écarts importants de la vitesse du vent au cours du cycle quotidien. La vitesse du vent de surface est généralement plus importante pendant le jour en raison des phénomènes de convection thermique (Environnement Canada, 1987). En effet, la convection thermique pendant le jour a pour effet de ramener au sol l'air qui se trouve en altitude et qui a une vitesse supérieure à celle de la surface. C'est généralement au cours de l'après-midi que la vitesse du vent au sol devrait être maximale. Pendant la nuit, il y a un affaiblissement de l'intensité du vent, la convection étant beaucoup moins importante, les vents calmes seront donc plus fréquents pendant la nuit (Détrie, 1969).

La figure 5 illustre les profils moyens de la vitesse du vent selon la période de la journée et l'altitude lorsque les conditions sont stables.

Figure 5. Variation de la vitesse du vent avec l'altitude selon des conditions stables au sol



Source: ASME, 1979

Au sol, le vent est ralenti par les frottements sur les rugosités et la force de Coriolis (déviation due à la rotation de la terre) est diminuée. La vitesse du vent est alors plus faible au sol qu'en altitude. A noter que la vitesse du vent au sol est plus grande sur les surfaces lisses telles les grandes surfaces qu'au-dessus de surfaces plus rugueuses comme les forêts.

A mesure qu'augmente l'altitude, l'effet de friction diminue et la vitesse du vent augmente et sa direction change. Généralement, c'est entre 500 et 1500 mètres d'altitude que l'influence de l'effet de friction cesse et que l'équilibre géostrophique est réalisé (Leduc et Gervais, 1988).

Le changement de vitesse et de direction du vent avec l'altitude revêt une importance considérable dans l'évaluation de la diffusion des polluants émis à partir de cheminées industrielles. L'ampleur de ces changements est fortement influencée par la topographie et l'état de stabilité de l'air.

La vitesse du vent augmente plus rapidement et la direction varie moins avec l'altitude sur un terrain plat sans grands obstacles que sur un terrain accidenté ou ayant des obstacles importants (Leduc et Gervais, 1988). On estime que le changement angulaire de la direction, entre le sol et le niveau du vent géostrophique, peut varier de 15° (au-dessus de plans d'eau)⁽¹⁰⁾ à 30° ⁽¹¹⁾ (sol non accidenté) (Leduc et Gervais, 1988 et ASME, 1979). Dans le cas de terrain fortement accidenté, le changement peut être beaucoup plus important, pouvant atteindre jusqu'à 50° (Leduc et Gervais, 1988).

Lorsque les conditions sont stables, comme la nuit, la vitesse du vent et le changement angulaire sont plus prononcés avec l'altitude que lorsque les conditions sont instables (ASME, 1979; Leduc et Gervais, 1988). Lors de conditions stables, l'écoulement de l'air au sol est complètement différent de celui en altitude. Les effets de surface se limitent

¹⁰ La variation peut être de 5 à 15° (Wanta, 1976).

¹¹ La variation peut être de 25 à 45° (Wanta, 1976).

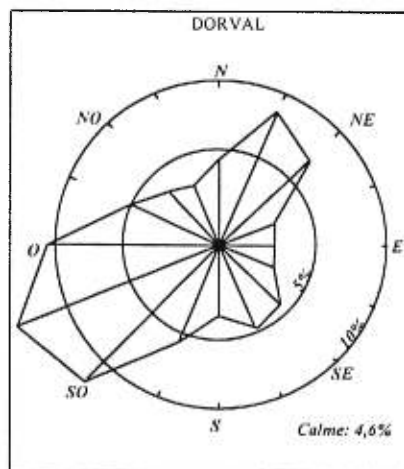
donc à de petites couches (Lyons et Scott, 1990). Pendant le jour, par contre, le mélange turbulent est accru et l'influence de la surface peut s'étendre à de plus grandes hauteurs. Les différences de vent selon l'altitude sont alors moindres.

8.2 Direction et vitesses des vents enregistrées à Montréal

8.2.1 Variations annuelles

Des mesures effectuées à la station météorologique de l'aéroport de Dorval, sur une période de 25 ans (1955-1980), indiquent une fréquence de 38% pour les vents provenant du secteur centré sur l'OSO (SO, OSO et O) et de 16% pour les vents en provenance du NNE et du NE (figure 6). Cela signifie que dans 38% des cas, les polluants émis seront entraînés vers l'ENE et que 16% du temps, ils se dirigeront vers le SSO.

Figure 6. Rose des vents à Dorval (1955-80)



Source : Environnement Canada, 1987

Au tableau III, la vitesse du vent a été subdivisée en 5 classes et la fréquence de chacune d'elles est présentée.

Tableau III. Fréquence (%) de la vitesse du vent selon la direction

Direction vent	Classe de vitesse du vent (m/s) ¹					Vitesse moyenne ² (m/s)
	0-5	5-10	10-15	15-20	Fréquence totale	
NO	2,6	0,9			3,5	3,6
NNO	2,3	0,5			2,8	3,2
N	3,6	0,7			4,4	3,2
NNE	5,4	3,9	0,2		8,6	4,4
NE	3,8	3,1			7,3	4,8
ENE	1,7	0,9	0,1		2,6	4,1
E	1,8	0,4			2,1	3,1
ESE	1,9	0,5			2,4	3,4
SE	2,9	1,2	0,1		4,2	4,0
SSE	3,3	1,5	0,1		4,9	4,2
S	2,9	0,4			3,3	3,1
SSO	4,3	1,5			5,9	4,1
SO	6,8	4,9	0,4		12,3	5,0
OSO	6,8	6,7	0,9	0,1	14,4	5,5
O	5,4	5,1	0,6		11,1	5,2
ONO	3,2	2,2	0,2		5,6	4,7
Calme	4,7				4,7	
Total	63,4	34,4	2,6	0,1	100	4,3

¹ Source: Données 1953-1986 (aéroport de Dorval) obtenues du Centre climatologique Canadien. Environnement Canada.

² Source: Données 1955-80 dans Environnement Canada (1987).

On constate que 63,4% des vents ont généralement moins de 5 m/s et peuvent être considérés comme légers et que 34,4% représentent des vents dits modérés. Pour classifier le type de vent selon la vitesse enregistrée, on utilise souvent la classification présentée à l'annexe VI.

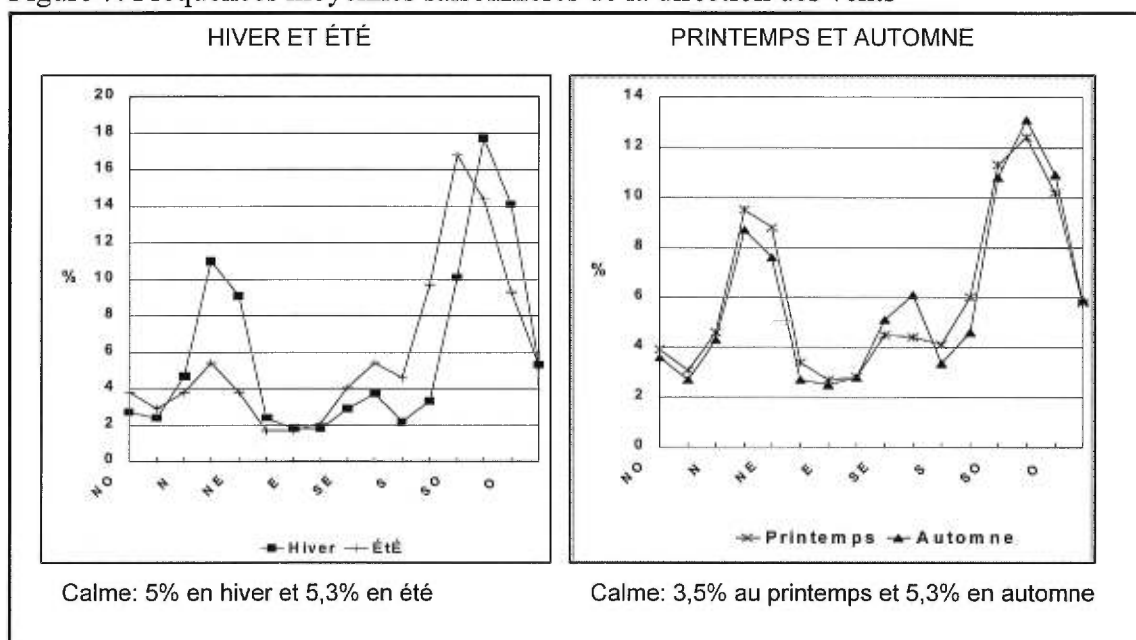
Les directions des vents dominants, soit le SO, l'OSO et l'O ont les vitesses moyennes les plus élevées, soit entre 5 et 5,5 m/s. De telles vitesses de vent devraient entraîner le plus souvent un mélange vertical de l'air assez efficace, car un certain pouvoir de

dispersion des vents débute à partir de très faibles valeurs de vitesse de l'ordre de 2 m/s et plus la vitesse s'élève, plus le balayage des émissions est important (Chovin, 1973).

8.2.2 Variations saisonnières

La figure 7 présente la fréquence des directions des vents selon la saison.

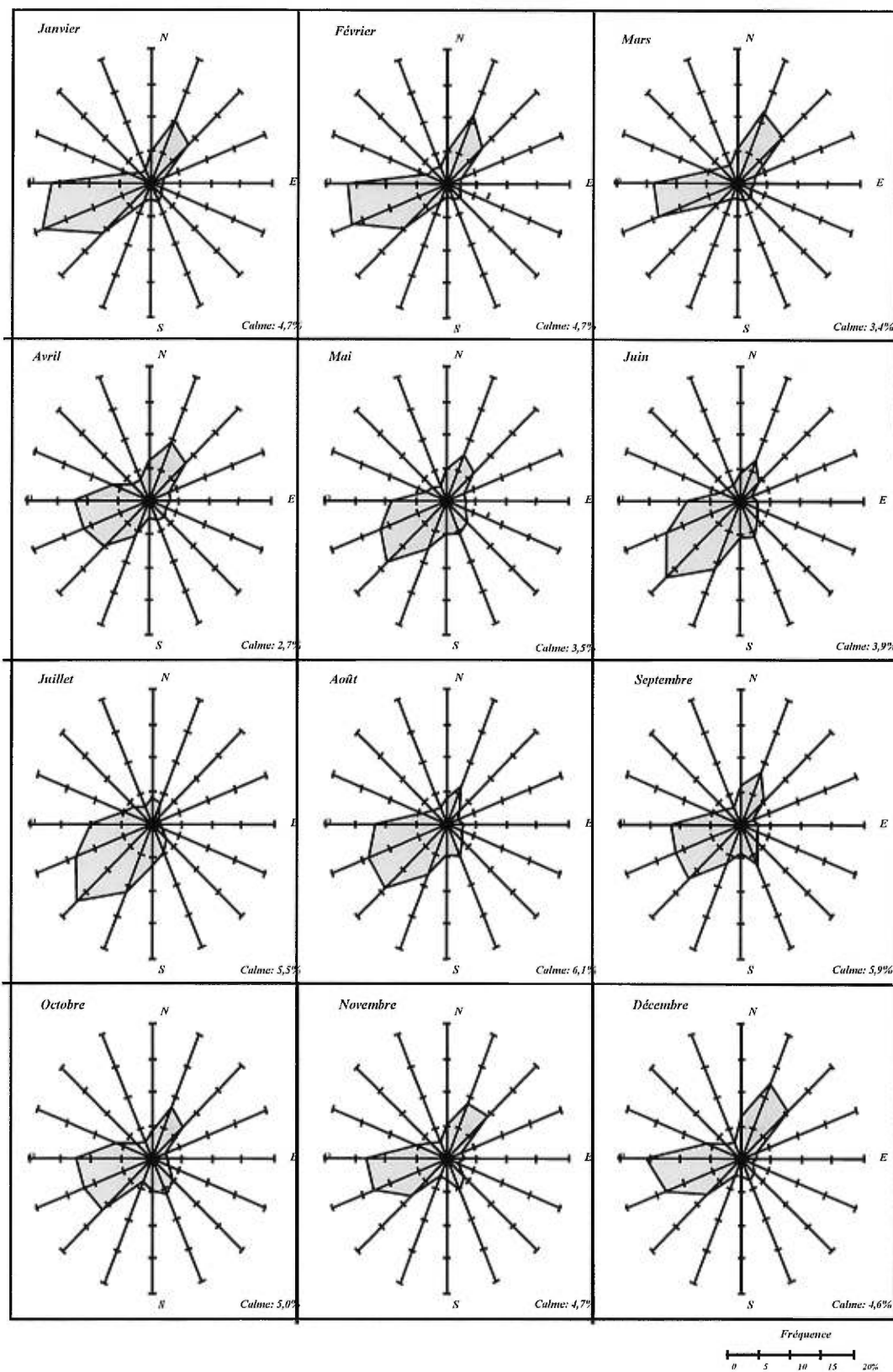
Figure 7. Fréquences moyennes saisonnières de la direction des vents



Source : Données 1953-86 obtenues du Centre climatologique Canadien, Environnement Canada

On constate qu'en hiver, deux secteurs prédominent, soit les vents en provenance du secteur OSO et les vents du NNE et NE. Pour les mois d'été, un seul secteur domine soit les vents en provenance du secteur SSO (Environnement Canada, 1987). Les vents en provenance du NNE et du NE que l'on retrouve pendant les mois d'octobre à mai se développent généralement lorsqu'une dépression passe au sud de Montréal. En été, ce genre de dépression passe surtout dans le nord du Québec, ce qui explique en grande partie l'absence de tels vents en été. En automne et au printemps, les directions des vents sont assez similaires. La figure 8 présente les variations mensuelles de la direction des vents.

Figure 8. Roses des vents mensuelles de 1955 à 1980 (station météorologique de Dorval)



La vitesse moyenne saisonnière du vent, par direction, est présentée au tableau suivant.

Tableau IV. Vitesse moyenne saisonnière du vent (m/s) selon la direction

Direction du vent	Hiver ¹	Printemps ²	Été ³	Automne ⁴
NO	3,6	4,1	3,3	3,5
NNO	3,0	3,7	2,9	3,1
N	3,4	3,4	2,8	3,0
NNE	5,1	4,8	3,7	4,1
NE	5,9	4,4	3,5	4,6
ENE	5,0	4,6	3,2	3,7
E	3,3	3,6	2,7	2,9
ESE	3,4	3,9	2,9	3,2
SE	4,4	4,4	3,2	3,9
SSE	4,8	4,4	3,5	4,3
S	3,4	3,1	3,0	3,1
SSO	4,0	3,9	4,0	4,2
SO	5,4	5,0	4,5	5,2
OSO	6,3	5,8	4,5	5,4
O	5,8	5,6	4,4	5,0
ONO	5,0	5,1	4,1	4,4
TOTAL	4,9	4,6	3,7	4,1

¹ Décembre, janvier et février. ² Mars, avril et mai. ³ Juin, juillet et août. ⁴ Septembre, octobre et novembre.
Source: Données 1953-1980 (Environnement Canada, 1987)

On constate que les vitesses des vents sont plus élevées en hiver, à cause des systèmes météorologiques plus intenses. En été, la vitesse moyenne du vent est la plus faible et la persistance des vents faibles est également plus importante pendant cette période.

Afin de faciliter l'analyse, nous avons examiné les variations saisonnières à partir de classes de vitesse des vents (tableau V).

Tableau V. Fréquence (%) saisonnière des classes de vitesse de vent

Saison	Classe de vitesse du vent (m/s)			
	0-5	5-10	10-15	15-20
Hiver	55,3%	38,9%	5,3%	0,4%
Printemps	58,9%	37,3%	3,6%	0,1%
Été	73,4%	25,9%	0,7%	-
Automne	66,3%	31,2%	2,4%	-

Source: Données 1953-1986 obtenues de Environnement Canada

La fréquence des vents faibles est effectivement plus importante en été et, dans une moindre mesure, à l'automne. Les vents modérés et forts surviennent plus souvent en hiver et au printemps.

CHAPITRE 9

ÉTUDE DE LA STABILITÉ ATMOSPHERIQUE

La stabilité peut être définie comme «la tendance de l'atmosphère à accélérer, neutraliser ou ralentir le mouvement vertical ou être indifférente» (Oliver et Fairbridge, 1987). Elle décrit la turbulence atmosphérique de la surface du sol.

9.1 Méthodes d'estimation

9.1.1 Estimation par la variation verticale de température

Un bon indicateur de l'état de la stabilité atmosphérique est la variation de la température avec l'altitude, laquelle est contrôlée par la variation de la pression (Leduc et Gervais, 1988). En effet, la diminution de la température est le résultat de la décroissance de la pression atmosphérique à des altitudes élevées (Chovin, 1973). En théorie, il y a une décroissance verticale de la température de l'ordre de 0,98 degré celsius par 100 mètres d'altitude pour de l'air non saturé, c'est ce qu'on appelle le taux adiabatique sec (taux de refroidissement d'une particule). On suppose alors qu'il n'y a aucun échange de température avec le milieu ambiant. La particule qui s'élève rencontre des pressions de moins en moins fortes, il y a alors détente, ce qui amène une diminution de sa température.

Dans les conditions réelles, les variations de température sont le plus souvent différentes de cet adiabatique. La stabilité est alors déterminée en comparant le changement de température d'une parcelle d'air avec l'altitude avec le profil thermique de la couche atmosphérique dans laquelle la parcelle d'air monte ou descend (Moran, 1986). Le taux de refroidissement de la parcelle dépend si elle est saturée ou non. Trois conditions-types ont été définies pour caractériser cette variabilité: air instable, neutre et stable.

Si une parcelle d'air qui s'élève dans l'atmosphère rencontre de l'air ambiant plus froid, donc plus dense, son ascension est alors accélérée. Dans ce cas, on parle d'air instable. De la même manière, une parcelle d'air qui descend et rencontre de l'air plus chaud aura tendance à continuer son mouvement vers le bas (Détrie, 1969). Une décroissance de -

1,1 degrés celsius par 100 mètres d'altitude caractérise généralement une atmosphère instable (ASME, 1979). Dans de telles conditions, il y a un mélange intense dans toutes les directions entraînant la dilution des polluants. Le fort brassage peut cependant occasionner un rabattement du panache au sol, ce qui contribue à la présence momentanée de concentrations élevées de polluants à proximité de la source d'émissions.

Si une particule d'air est à la même température que celle de l'atmosphère, donc à la même densité, il n'y a alors aucune force qui agit sur la particule et par conséquent n'a pas tendance à continuer son mouvement. C'est la situation d'une atmosphère neutre ou indifférente.

Si à un moment donné, une particule d'air qui monte est plus froide que l'air environnant, elle aura donc tendance à redescendre, l'atmosphère est dite stable. De la même manière, si une particule d'air descend et rencontre de l'air plus froid, elle aura tendance à retourner vers le haut. Une croissance d'environ +0.8 degrés celsius par 100 mètres désigne généralement une atmosphère stable (ASME, 1979). Lorsque l'air est stable, les polluants ne peuvent être mélangés efficacement.

Les stabilités sont définies comme suit (Hanna et Drivas, 1987; Lyons et Scott, 1990) :

- A Extrêmement instable
- B Modérément instable
- C Légèrement instable
- D Neutre
- E Légèrement stable
- F Modérément stable

Le tableau VI présente la classification de la stabilité selon le taux de variation de la température avec l'altitude ($\partial\theta/\partial z$ en °C/100 mètres).

Tableau VI. Classification de la stabilité selon le taux de variation de la température avec l'altitude

Classe de stabilité	Variation de la température avec l'altitude ($\partial\theta/\partial z$ en °C/100 mètres)
A	$\leq -1,2^{\circ}\text{C}$
B	entre $-1,2^{\circ}\text{C}$ et $-0,8^{\circ}\text{C}$
C	entre $-0,8^{\circ}\text{C}$ et $0,1^{\circ}\text{C}$
D	entre $0,1^{\circ}\text{C}$ et $1,0^{\circ}\text{C}$
E	entre $1,0^{\circ}\text{C}$ et $1,8^{\circ}\text{C}$
F	$> 1,8^{\circ}\text{C}$

Source:MEP, 1979

Lorsqu'on ne dispose pas de données sur la variation verticale de température, l'état de stabilité peut être établi : (1) à partir de variation temporelle de la direction du vent ; (2) par l'observation de la vitesse du vent ou (3) par la classification de Pasquill. C'est cette dernière méthode qui est le plus souvent utilisée. Évidemment, plus on dispose de données sur les paramètres décrivant les conditions prévalantes, plus l'établissement de l'état de stabilité est précis.

9.1.2 Variation temporelle de la direction du vent

Les informations concernant la structure verticale de la température au-dessus d'un lieu précis ne sont souvent pas disponibles. Si on dispose des données sur l'écart-type horaire de la direction du vent, il est possible d'estimer la stabilité de l'atmosphère. Les directions du vent doivent alors être enregistrées fréquemment au cours d'une heure (soit toutes les 5 minutes) et la variation moyenne de la direction du vent au cours d'une heure peut être calculée. Selon l'écart-type obtenu, on établit la classe de stabilité (tableau VII).

Tableau VII. Critères de fluctuation du vent pour estimer la catégorie de stabilité pendant le jour

Écart-type de la direction du vent (σ_θ)	État de l'atmosphère
> 22,5°	A - Très instable
17,5° - 22,5°	B - Modérément instable
12,5° - 17,5°	C - Légèrement instable
7,5° - 12,5°	D - Neutre
3,75° - 7,5°	E - Légèrement stable
< 3,75°	F, G- Modérément stable

Source: USEPA, 1986

Ces catégories sont établies pour le jour et on doit les ajuster pour les conditions de nuit (une heure avant le coucher du soleil et une heure après le lever du soleil), afin de tenir compte également de la vitesse du vent (tableau VIII).

Tableau VIII. Critères de fluctuations et de la vitesse du vent pour estimer la catégorie de stabilité pendant la nuit

Catégorie de stabilité selon l'écart-type de la direction du vent (σ_θ)	Vitesse du vent à 10 m pendant la nuit (m/s)	Catégorie de stabilité à utiliser
A (>22,5°)	< 2,9	F
	2,9 - 3,6	E
	≥ 3,6	D
B (17,5° - 22,5°)	< 2,4	F
	2,4 - 3,0	E
	≥ 3,0	D
C (12,5° - 17,5°)	< 2,4	E
	≥ 2,4	D
D (7,5° - 12,5°)	vitesse du vent non considérée (vitesse plus appropriée ≥ 5 m/s)	D
E (3,75° - 7,5°)	vitesse du vent non considérée (vitesse plus appropriée 3 - 5 m/s)	E
F (<3,75°)	vitesse du vent non considérée (vitesse plus appropriée < 3 m/s)	F

Source: USEPA. 1986

D'après cette classification, les classes de stabilité retrouvées la nuit se limitent à D, E et F.

9.1.3 Selon la vitesse du vent

Il arrive que l'on ne dispose que de la vitesse du vent pour établir l'état de stabilité. Le tableau IX donne certaines indications de la stabilité en fonction de la vitesse du vent.

Tableau IX. Combinaisons possibles de la vitesse du vent et des catégories de stabilité

Catégorie	Vitesse du vent (m/s)					
	0 - 2	2 - 3,6	3,6 - 5,7	5,7 - 8,7	8,7 - 10,8	> 10,8
A	X	X				
B	X	X	X			
C	X	X	X	X	X	X
D	X	X	X	X	X	X
E		X	X			
F	X	X				

Source: USEPA, 1987

Lorsque la stabilité n'est établie que sur la base de la vitesse du vent, on doit se demander si le type de stabilité correspondant à telle vitesse du vent est réaliste. Pour ce faire, on doit se rappeler que:

- les classes E et F surviennent plus fréquemment la nuit;
- les classes A et B surviennent plus fréquemment le midi, un jour ensoleillé;
- les classes C surviennent plus fréquemment l'après-midi et
- la classe D survient en tout temps avec une dominance en avant-midi.

9.1.4 Selon l'approche de Pasquill

La classification de Pasquill-Gifford (Gifford a perfectionné les indices de Pasquill) est très souvent utilisée pour représenter l'état de l'atmosphère. Six catégories (A à F) sont établies à partir des simples informations de la vitesse du vent, de l'intensité des radiations solaires (jour) et de la nébulosité (nuit)(Lyons et Scott, 1990).

Le rayonnement solaire est considéré puisqu'il joue un rôle important sur l'état de stabilité de l'atmosphère. Alors que le rayonnement solaire favorise l'instabilité de l'air, le refroidissement radiatif stabilise l'air (Leduc et Gervais, 1988). Les échanges d'énergie

qui prennent place à la surface déterminent en grande partie la structure de température et d'humidité (Lyons et Scott, 1990). Par exemple, la perte de chaleur au sol pendant la nuit permet la formation d'une inversion radiative en altitude.

L'intensité du rayonnement solaire reçue à la surface dépend de la présence ou non de nuages. Les nuages en interceptant le rayonnement solaire direct, pendant le jour, réduit le rayonnement au niveau du sol. En neutralisant l'effet de turbulence du rayonnement solaire, la couverture nuageuse contribue à la stabilité des basses couches de l'atmosphère (Détrie, 1969). De plus, les nuages réfléchissent vers le sol leur rayonnement propre (rayonnement infrarouge), tant le jour que la nuit. Une nuit nuageuse est donc plus chaude qu'une nuit claire.

A partir d'observations météorologiques de la vitesse du vent, du rayonnement solaire et de la nébulosité, Pasquill a établi une classification en 6 catégories variant de A à F (tableau X).

Tableau X. Classes de stabilité de Pasquill-Gifford

Vitesse du vent en surface à 10 mètres du sol (mètre\seconde)	JOUR (rayonnement solaire incident)			NUIT	
	Fort	Modéré	Léger	Nébulosité > 4/8 à faible hauteur (plafond peu épais)	Nébulosité ≤ 3/8
2	A	A - B	B	-	-
2 - 3	A - B	B	C	E	F
3 - 5	B	B - C	C	D	E
5 - 6	C	C - D	D	D	D
6	C	D	D	D	D

Source: Pasquill (1961)

La classe A correspond au temps diurne le plus instable. Le rayonnement solaire y est fort lorsque l'altitude solaire est supérieure à 60° (Bisson, 1986), le ciel est clair (couverture nuageuse < 4/8¹²) et les vents sont faibles au niveau du sol, soit moins de 2 à

¹² Rapport entre la partie du ciel couverte et l'ensemble de la voûte céleste.

3 mètres par seconde. Le fort ensoleillement correspond à la situation prévalant à midi lors d'une journée ensoleillée. Lorsque la couverture nuageuse est de 5/8 à 7/8, le rayonnement devient modéré. Le rayonnement solaire est dit léger, lorsque l'altitude solaire se situe entre 15° et 35° avec un ciel clair. Le tableau XI, de la section suivante, présente l'ensemble des associations possibles, entre élévation solaire et couverture nuageuse, nous permettant de déterminer plus précisément le type de rayonnement solaire.

La classe B vise à caractériser des conditions modérément instables survenant également durant le jour. Les vitesses de vent sont faibles.

La classe C indique des conditions légèrement instables prévalant pendant le jour. Le rayonnement solaire est semblable à celui caractérisant la classe B, mais la vitesse des vents y est plus forte.

La classe D caractérise des conditions neutres pouvant survenir le jour comme la nuit sans égard à la vitesse de vent. C'est celle qui survient le plus fréquemment. En cas de temps couvert de jour comme de nuit, c'est la catégorie D qui devrait prévaloir.

La classe E correspond à des conditions légèrement stables, survenant principalement la nuit lors de vents faibles. La classe F, correspond à des conditions modérément stables à très stables survenant pendant la nuit. Les inversions de température peuvent se retrouver dans cette classe. Les vents sont alors très faibles et la stabilité très intense.

Cette classification permet de constater qu'une nuit claire (nébulosité $\leq 3/8$) correspond à une plus grande stabilité: les classes F et E s'y retrouvent. On sait que la présence d'une forte couverture nuageuse aurait pour effet de diminuer sinon d'annuler le refroidissement nocturne par rayonnement (Hufty, 1976). Donc, en l'absence de nuages, le refroidissement y est accentué; ce qui peut amener la formation d'une inversion thermique en altitude.

Cependant, cette classification a été établie d'après les conditions météorologiques prévalant en Angleterre et ainsi, celle-ci peut présenter certaines limites pour le Québec¹³. Elle a pour effet de limiter les classes A, B et C à des situations prévalant le jour et de limiter les classes E et F à des situations survenant seulement la nuit. En réalité, l'une ou l'autre des stabilités peut survenir la nuit comme le jour. De plus, la classe A représente des conditions de forte instabilité, donc où il y a une forte turbulence de l'atmosphère. En conséquence, on devrait s'attendre à avoir parfois des vents modérés ou forts alors que seuls des vents faibles y sont associés. De plus, d'après cette classification, la stabilité neutre n'est jamais accompagnée de vents faibles alors qu'il est possible d'observer de tels vents avec la stabilité D.

Pour pouvoir utiliser la classification de Pasquill, il faut établir l'intensité du rayonnement solaire. L'annexe VII fournit les informations nécessaires à cette fin.

9.2 Études de stabilité pour Montréal

9.2.1 Étude de la structure verticale de la température dans l'est de Montréal

Pour l'étude de la stabilité atmosphérique, de même que de la hauteur du mélange (chapitre 10) et des inversions thermiques (chapitre 12), nous avons eu recours principalement à une étude réalisée dans l'est de Montréal pendant une année complète par la Société Meteorological and Environmental Planning Ltd pour l'Association industrielle de Laval (MEP, 1979). De janvier 1978 à avril 1979, des mesures de la température de l'air ont été prises à différentes altitudes par des minisondes¹⁴ sur le site de l'ancienne raffinerie Pétrofina. Afin d'observer les variations extrêmes au cours de la journée, les lancements des minisondes avaient lieu deux fois par jour (5 jours par semaine, excluant les jours fériés et les journées de très mauvais temps), une fois au lever du soleil et une seconde fois

¹³ Communication personnelle téléphonique, MM. Gilles Desautels et Gérald Vigeant, Environnement Canada, 1994.

¹⁴ Une minisonde est un capteur, attaché à un ballon rempli d'hélium, qui s'élève à un taux d'ascension contrôlé et transmet la température à un système de réception basé au sol, de telle sorte que la variation de la température selon l'altitude peut être enregistrée. Le ballon mesure également la direction et vitesse du vent simultanément.

vers midi. Ces mesures et d'autres (couverture nuageuse, masses d'air, fronts...) ont servi pour extrapoler les profils de température sur une base diurne.

À partir des variations de la température avec l'altitude observées dans l'est de Montréal, les types de stabilité ont été établis, selon la classification donnée au tableau VI (page 67) et leur fréquence a été calculée. La classification est basée sur le gradient vertical potentiel de température de l'atmosphère $(\partial\theta/\partial z)^{15}$ qui se calcule en additionnant le gradient vertical de température $(\partial T/\partial z)$ et le taux adiabatique qui est de 0,98°C par 100 mètres. Le gradient vertical de température est la différence entre la température initiale, souvent on considère celle au sol, et la température à une altitude donnée. Cette différence est par la suite traduite en °C par 100 mètres d'altitude. Les fréquences de stabilité observées dans l'Est de Montréal sont présentées au tableau XI.

Tableau XI. Fréquence des stabilités sur une base quotidienne dans l'est de Montréal

Classe de stabilité	Base quotidienne		
	0-250 m.	250-550 m.	0-550 m.
A	2,5%	0,4%	1,5%
B	5,0%	1,0%	3,0%
C	42,4%	27,8%	35,1%
D	24,9%	53,4%	39,2%
E	13,3%	13,4%	13,3%
F	11,9%	4,0%	7,9%
Nombre observations	481	479	960

Source:MEP, 1979

On constate qu'entre 0 et 250 mètres, la stabilité C domine alors qu'entre 250 et 550 mètres, la stabilité D accuse une plus grande fréquence. Ces types de stabilités sont le plus souvent accompagnés de vents modérés, ce qui favorise généralement une bonne dispersion des polluants. Les situations plus problématiques pour la dispersion des polluants sont celles où l'on retrouve les stabilités E et F. Celles-ci caractérisent des

¹⁵ θ est la température que l'échantillon d'air peut atteindre s'il est comprimé adiabatiquement (pression ~ 1 000 mb) et z est la hauteur verticale.

conditions météorologiques où l'atmosphère est stable et les vents faibles. Les stabilités A et B sont associées à des conditions d'instabilité atmosphérique. Lors de telles conditions, le fort brassage vertical permet aux polluants de se diluer, mais il arrive que le panache soit rabattu au sol. Comme on peut voir au tableau XII, la stabilité évolue au cours de la journée.

Tableau XII. Fréquence des stabilités selon l'altitude par période de la journée

Classe de stabilité	Avant - midi		Après - midi	
	0-249 m.	250-550 m.	0-249 m.	250-550 m.
A	-	-	5%	1%
B	-	-	10%	2%
C	16%	8%	69%	48%
D	39%	68%	11%	38%
E	23%	19%	3%	8%
F	22%	5%	2%	3%
Nombre observations	242	241	239	238

Source:MEP, 1979

On constate que l'avant-midi, la fréquence de stabilité la plus importante est la classe D et particulièrement entre 250 et 550 mètres. L'après-midi, c'est la stabilité C qui s'avère la plus importante, surtout entre 0 et 249 mètres. La stabilité F survient principalement en avant-midi (22%) et entre 0 et 249 mètres. La stabilité E survient surtout l'avant-midi et se situe aussi bien entre 0 et 249 mètres qu'entre 250 à 550 mètres. Les conditions d'air stable sont donc plus fortes l'avant-midi. Les stabilités A et B sont pratiquement inexistantes l'avant-midi. L'insolation de l'après-midi étant plus importante, les classes de stabilité A, B et C sont plus fréquentes, pendant cette période de la journée, dans la couche entre 0 et 250 mètres.

Selon les saisons, on remarque également quelques variations de la fréquence des différents types de stabilité (tableau XIII). Les classes C et D sont nettement prédominantes pour toutes les saisons; la classe D est généralement plus importante l'avant-midi et la classe C, l'après-midi. Les classes A et B surviennent surtout le printemps et l'été en après-midi. Les classes E et F, lesquelles sont associées à une atmosphère stable, sont plus fréquentes en avant-midi pour toutes les saisons avec une

plus grande fréquence au printemps, en été et à l'automne. Cependant, on remarque qu'en hiver ces dernières classes se retrouvent également en après-midi. Celles-ci persisteraient donc plus longtemps en hiver.

Tableau XIII. Fréquence de la stabilité selon les saisons

Classe De Stabilité	HIVER				PRINTEMPS			
	Avant-midi		Après-midi		Avant-midi		Après-midi	
	0-249	250-550	0-249	250-550	0-249	250-550	0-249	250-550
A	-	-	-	-	-	-	14%	-
B	-	-	2%	-	-	-	10%	7%
C	29%	5%	59%	15%	14%	12%	67%	53%
D	34%	66%	26%	59%	34%	63%	7%	30%
E	18%	18%	9%	17%	28%	19%	2%	10%
F	19%	11%	5%	8%	24%	5%	-	-
Nombre observations	62	62	58	59	58	57	58	57
	ÉTÉ				AUTOMNE			
A	-	-	6%	3%	-	-	-	-
B	-	-	17%	2%	-	-	10%	-
C	10%	3%	71%	62%	11%	11%	78%	61%
D	40%	73%	3%	33%	47%	71%	8%	31%
E	27%	23%	2%	-	21%	15%	2%	5%
F	23%	-	-	-	21%	3%	2%	3%
Nombre observations	60	60	63	63	62	62	60	59

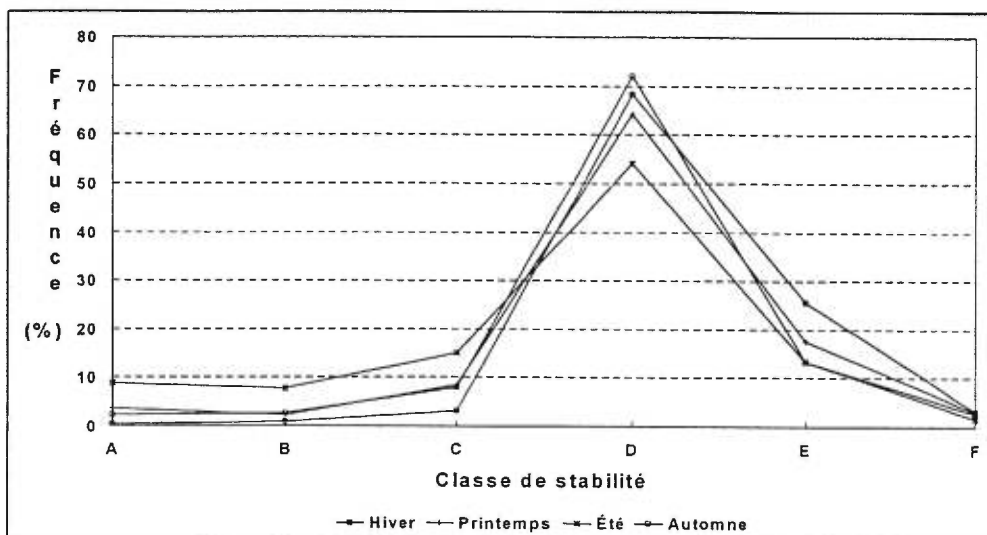
Source:MEP, 1979.

9.2.2 Étude de la variation de la direction du vent au sol

Au cours d'une même heure, on observe des écarts importants de la direction du vent au sol, surtout lorsque les conditions sont instables. Des mesures de la direction du vent prises à toutes les cinq minutes à la tour météorologique de Union Carbide, à 10 mètres du sol, ont permis d'observer les variations horaires de la direction du vent dans l'est de Montréal pour l'année 1989. La direction du vent est donnée en degré par rapport au Nord (0° = Nord, 90° = Est, 180° = Sud et 270° = Ouest) et la variation moyenne de la direction au cours d'une heure est calculée. Malheureusement, nous ne connaissons pas le maximum de variation enregistrée au cours d'une même heure, puisque les résultats

sont fournis selon cinq classes, dont la plus grande correspond à un écart-type supérieur à $22,5^\circ$. On y a constaté que les écarts-types plus grands que $22,5^\circ$ survenaient principalement le jour et plus particulièrement à la période du midi pendant l'été (figure 9).

Figure 9. Stabilité selon les saisons d'après l'étude des vents à la station de Union Carbide en 1989



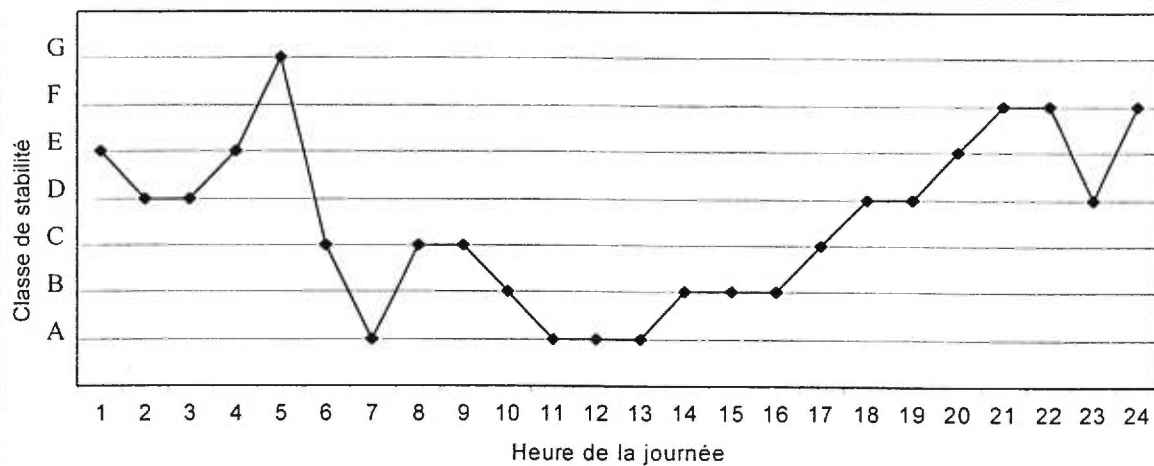
Source : Données enregistrées à la station météorologique située sur les terrains de Union Carbide à Montréal-Est

A titre d'exemple, nous présentons à la figure 10 l'évolution horaire de la direction du vent au cours d'une journée où les conditions étaient très variables.

Il y a également des journées où il y a très peu de variations du type de stabilité. Par exemple, la stabilité D est demeurée pendant toute une journée le 26 décembre 1989.

La variation horaire et saisonnière de la stabilité, selon l'étude de Meteorological and Environmental Planning (MEP, 1979), est présentée à l'annexe VIII.

Figure 10. Variation horaire de la direction du vent (représentée par la classe de stabilité) au cours d'une journée (15 mai 1989)



Pour les correspondances des classes de stabilité selon la variation du vent, voir tableau VII.
Sources de données : Station météorologique située sur les terrains de Union Carbide.

9.2.3 Étude selon la classification de Pasquill-Gifford

Le Centre Climatologique Canadien, Environnement Canada, utilise un programme permettant de déterminer la stabilité prévalante à partir d'informations décrivant l'état de l'atmosphère (rayonnement, vitesse du vent, hauteur du mélange, etc.). Ce programme CRSTER fait partie de la bibliothèque UNAMAP de l'USEPA. Il permet d'intégrer les données mesurées à l'aéroport de Dorval, soit la vitesse du vent, les radiations solaires, la couverture nuageuse, la température, de même que la rugosité du sol. Ce programme est basé sur le principe de la classification de Pasquill pour établir la stabilité.

CHAPITRE 10

HAUTEUR DU MÉLANGE ET COEFFICIENT DE VENTILATION

10.1 Définition

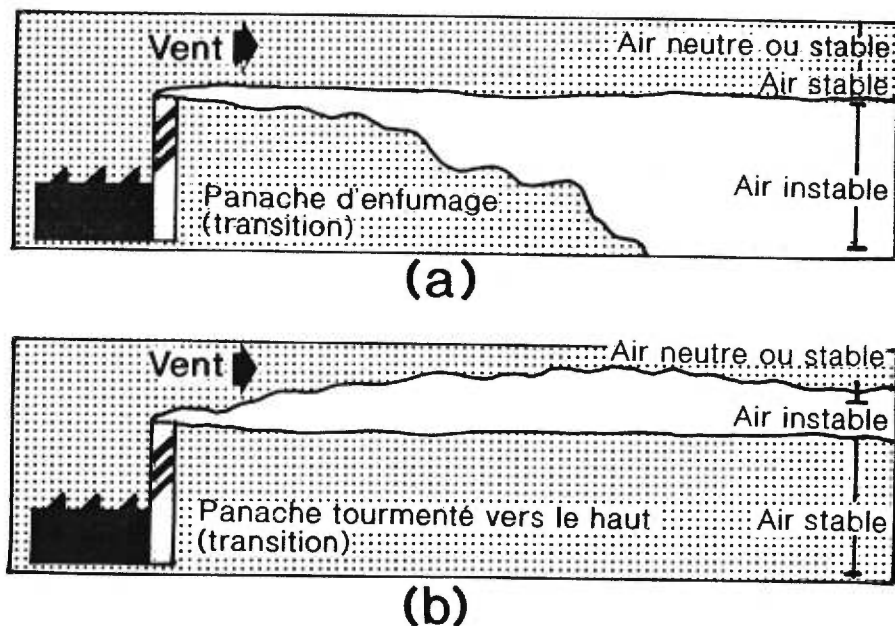
La hauteur du mélange est la limite supérieure de la couche de l'atmosphère directement en contact avec la surface de la terre que l'on appelle «couche de mélange». C'est la zone où nous vivons et où nous émettons les polluants. On la désigne également comme la couche limite atmosphérique (Lyons et Scott, 1990).

Le sommet de la couche de mélange, ou hauteur de mélange, est particulièrement important lorsque des polluants sont émis. Par exemple, si la hauteur de la couche de mélange est élevée, les polluants disposent d'un grand volume d'air pour se mélanger et se diluer. Si par contre, la hauteur de la couche est faible, alors les polluants sont restreints à un petit volume d'air et leurs concentrations sont plus élevées.

Il est possible que les polluants émis dépassent cette hauteur de mélange et soient dispersés dans la couche située en altitude, sans contact avec le sol. Pour cela, il faut que la hauteur d'une cheminée et la vitesse de sortie des gaz soient élevées ainsi qu'une vitesse des vents faible. L'élévation des hauteurs de cheminée, pour contrer le problème de pollution locale, permet aux polluants d'être transportés sur de longues distances avant d'atteindre le niveau du sol ; c'est là tout le problème de la pollution transfrontalière.

La limite de mélange est reliée à la présence de deux couches de stabilité différente l'une au-dessus de l'autre. Par exemple, une couche stable située au-dessus d'une couche instable agit comme un plafond à la dispersion (Figure 11a). De même, une couche instable située au-dessus d'une couche stable agit comme plafond (Figure 11b).

Figure 11. Illustration d'un comportement d'un panache pour différentes hauteurs de mélange



Source : Bisson, 1986

La hauteur du mélange est généralement minimale tôt le matin et maximale en après-midi. La hauteur du mélange varie selon le cycle diurne c'est-à-dire en fonction de la quantité de chaleur reçue à la surface (rayonnement solaire et refroidissement nocturne). Selon les saisons également, la hauteur de mélange varie: les hauteurs les plus faibles s'observent en hiver et les hauteurs les plus élevées surviennent en été. Le printemps et l'automne ont des hauteurs de mélange semblables.

10.2 Situation à Montréal

L'étude réalisée dans l'Est de Montréal, par Meteorological and Environmental Planning Ltd (MEP, 1979) sur les hauteurs du mélange (voir page 72), confirme le patron général de la variation diurne et saisonnière de la hauteur de mélange. Celle-ci a été déterminée à partir de mesures de température prises à différentes altitudes. Le tableau XIV présente ces résultats.

Tableau XIV. Fréquence de la hauteur maximale du mélange selon les saisons dans l'est de Montréal

Hauteur mélange (mètres)	Hiver (75)*	Printemps (70)*	Été (69)*	Automne (59)*	Annuel (273)*
0-99	-	1%	1%	2%	1%
100-199	26%	9%	3%	10%	12%
200-299	17%	14%	-	9%	10%
300-399	17%	4%	4%	10%	9%
400-499	12%	9%	6%	3%	8%
500 et plus	28%	63%	86%	66%	60%
Moyenne	408 m.	766 m.	1156 m.	785 m.	779 m.

* nombre d'observations

Source:MEP, 1979.

On constate que les hauteurs de mélange se situent généralement au-dessus de 500 mètres, au printemps, à l'automne et surtout en été; les polluants disposent donc d'un bon volume d'air pour se diluer. En hiver, par contre, on peut observer que les hauteurs de mélange sont souvent inférieures à 200 mètres, ce qui indique une dispersion des polluants moins efficace au sol pendant cette saison.

Pour avoir une idée du pouvoir de dispersion de l'atmosphère, on doit considérer la vitesse du vent prévalant dans la couche de mélange. En multipliant la hauteur du mélange et la vitesse du vent dans la couche de mélange, on obtient le coefficient de ventilation ou facteur de dilution (Portelli, 1977). Bien que le coefficient de ventilation est exprimé en m^2/s , il représente en fait un taux volumétrique par unité de distance normale dans la direction du vent (i.e. $m^3/s-m$) à lequel l'air à l'intérieur de la couche de mélange est transporté (Portelli, 1977 citant Holzworth, 1974). Ainsi, plus élevé est le coefficient de ventilation, plus l'atmosphère peut disperser les polluants.

Comme le rapport de l'étude produite dans l'est de Montréal (MEP, 1979) ne rapportait pas les données de la vitesse du vent dans la couche de mélange, nous avons utilisé les données de l'étude de Portelli (1977) pour estimer les coefficients de ventilation prévalant à Montréal. A partir du réseau de stations du Canada (33 stations) et de

quelques stations des États-Unis (13 stations) qui mesurent la température et la vitesse du vent en altitude, Portelli (1977) a estimé et tracé des isolignes de la hauteur moyenne maximale du mélange et de la vitesse moyenne du vent prévalant dans la couche de mélange pour l'ensemble du Canada. Une carte d'isolignes des coefficients de ventilation pour le Canada a été également tracée. La variation mensuelle de la hauteur de mélange observée à Maniwaki est présentée à l'annexe IX. Nous avons estimé les valeurs pour Montréal, à partir des cartes d'isoplètes. Les résultats obtenus figurent au tableau XV. Nous avons joint également à ce tableau les résultats de la hauteur moyenne de la couche de mélange mesurée dans l'est de Montréal (MEP, 1979) et nous avons fait une estimation du coefficient de ventilation pour ce secteur en utilisant les vitesses de vent dans la couche de mélange fournies par Portelli (1977). Les coefficients de ventilation sont présentés par saison à partir des données de ces deux études.

Tableau XV. Coefficients de ventilation pour Montréal

Saison	Hauteur moyenne du mélange		Vitesse du vent		Estimation du coefficient de ventilation ⁽¹⁾	
	Est Montréal ⁽²⁾	Montréal ⁽³⁾	Dorval ⁽³⁾	Couche mélange ⁽⁴⁾	Est de Montréal	Montréal
Hiver	408 m.	590 m.	5,0 m/s	6 m/s	2 448 m ² /s	4 000 m ² /s
Printemps	766 m.	1 350 m.	4,6 m/s	7 m/s	5 362 m ² /s	10 000 m ² /s
Été	1 156 m.	1 400 m.	3,7 m/s	7 m/s	8 092 m ² /s	10 000 m ² /s
Automne	785 m.	900 m.	4,1 m/s	7 m/s	5 495 m ² /s	7 000 m ² /s
Annuel	779 m.	1 075 m.	4,3 m/s	7 m/s	5 453 m ² /s	8 000 m ² /s

⁽¹⁾ Coefficient obtenu à partir de la multiplication de la vitesse du vent dans la couche de mélange et des hauteurs de mélange observées dans les 2 études.

⁽²⁾ D'après l'étude de MEP (1979)

⁽³⁾ Station située à 10 mètres au-dessus du sol

⁽⁴⁾ D'après l'étude de Portelli (1977)

Les valeurs plus grandes dans l'étude Portelli (1977) sont dues au fait que les résultats représentent les hauteurs maximales de mélange prévalant l'après-midi, ne tenant ainsi pas compte des hauteurs habituellement moins élevées le matin et des vitesses de vent plus faibles. L'étude réalisée dans l'est de Montréal considérait l'ensemble des hauteurs de mélange ayant lieu au cours d'une journée. C'est pourquoi, nous nous baserons sur ces données calculées pour l'est de Montréal pour analyser le pouvoir de dispersion atmosphérique prévalant à Montréal.

Le tableau XV révèle que la couche de mélange est relativement faible en hiver bien que les vents soient plus forts. Les valeurs des coefficients de ventilation sont les plus bas pendant cette saison. En conséquence, le pouvoir de dilution des polluants devrait être moins efficace pendant l'hiver. Aux États-Unis, on considère, dans «The air pollution forecast program», que des valeurs des coefficients de ventilation pendant l'après-midi qui n'excèdent pas 6000 m²/s sont indicatifs d'un potentiel élevé de pollution atmosphérique (Portelli, 1977). En utilisant la valeur de 6 000 m²/s comme potentiel relatif de pollution, on constate que c'est bien en hiver que le potentiel de pollution est le plus grand.

En été, la hauteur de mélange est très élevée. Même si les vents sont plus faibles, on obtient des coefficients de ventilation importants, ce qui devrait permettre aux polluants de bien se disperser pendant cette saison. Cependant, le rayonnement solaire pendant cette saison - qui permet la transformation des oxydes d'azote et des hydrocarbures en ozone et autres oxydants- amène une pollution photochimique plus importante pendant cette saison.

Étant donné que ces résultats sont des moyennes et peuvent masquer des hauteurs de mélange et vitesses de vent beaucoup plus faibles, nous présentons les valeurs extrêmes enregistrées au Canada (Portelli (1977) (Tableau XVI).

Tableau XVI. Valeurs extrêmes des hauteurs de mélange enregistrées au Canada

Saison	Hauteur moyenne (mètres)	Vitesse du vent dans mélange (m/s)	Coefficient de ventilation (m ² /s)
Hiver	100 - 600	2 - 10	500 - 6000
Printemps	200 - 1500	4 - 8	1000 - 11000
Été	400 - 2100	5 - 7	2000 - 15000
Automne	200 - 1500	4 - 8	1000 - 11000

Source: Portelli, 1977

Nous constatons que les hauteurs de mélange peuvent n'avoir qu'une centaine de mètres d'altitude et les vents dans la couche de mélange ne pas dépasser pas une vitesse de 2 m/s. Cette situation surviendrait plus fréquemment en hiver où l'on constate les plus faibles coefficients de ventilation.

CHAPITRE 11 AUTRES FACTEURS MÉTÉOROLOGIQUES ET LA TOPOGRAPHIE

11.1 Précipitations

Les précipitations atmosphériques (pluie, neige, etc.) ont une action directe sur la diminution des concentrations de polluants dans l'air en recueillant les polluants à l'intérieur du nuage et en entraînant au sol les particules polluées dont le rayon se situe surtout à plus de 1 μm (Détrie, 1969). On a estimé qu'une pluie tombant à un taux de 1 mm/h pendant 15 minutes pouvait éliminer jusqu'à 28% des particules dont le rayon était supérieur à 5 μm (Détrie, 1969). Plus le rayon des particules est important, plus l'élimination par les précipitations est efficace. Une augmentation de la pollution au sol est alors probable, mais en lavant et humidifiant le sol, les précipitations contribuent également à empêcher, du moins pour un certain temps, les poussières polluées d'être soulevées par le vent (Chovin, 1973). L'efficacité des précipitations à éliminer le polluant de l'atmosphère est fonction de l'intensité et de la taille des gouttes de pluie, de la durée des précipitations et des caractéristiques chimiques et physiques du polluant (AMS, 1990). Pour des particules dont le rayon est inférieur à 1 μm , les précipitations ont peu d'effet sur leur élimination (Détrie, 1969). Pour certains polluants, tels le SO_2 et le NO_2 , les précipitations favorisent une dissolution importante (Chovin, 1973).

De plus, à la suite de précipitations abondantes, l'évaporation peut être assez importante pour modifier la stabilité des basses couches de l'atmosphère (Détrie, 1969).

Dans la région de Montréal, la fréquence importante des précipitations permet aux polluants émis localement d'être éliminés en partie. A la station météorologique de Dorval, on enregistre en moyenne quelque 956,2 mm de précipitations par année (722,9 mm tombent sous forme de pluie et 235,1 mm en neige) (Environnement Canada, 1987).

A noter qu'il y a des variations importantes des hauteurs des précipitations au cours des mois et d'une année à l'autre (Environnement Canada, 1987).

La hauteur mensuelle moyenne des précipitations totales figure au tableau XVII.

Tableau XVII. Valeurs moyennes mensuelles et annuelles des précipitations à Dorval (1951-1980)

Mois	Pluie (mm)	Neige (cm)	Précipitations totales (mm)	Nbre heures avec précipitations
Janvier	23,7	52,7	72,0	225
Février	14,9	53,6	65,2	186
Mars	36,8	35,7	73,6	153
Avril	63,5	9,7	74,1	120
Mai	63,9	1,7	65,6	94
Juin	82,2	-	82,2	77
Juillet	90,0	-	90,0	56
Août	91,9	-	91,9	62
Septembre	88,4	-	88,4	79
Octobre	73,8	1,7	75,5	106
Novembre	61,2	21,2	81,0	164
Décembre	32,6	58,8	86,7	234
Année	722,9	235,1	946,2	1556

Source: Environnement Canada, 1987

Le printemps est la saison où le total des précipitations est le plus faible (22,5% du total annuel des précipitations) alors que le total estival est le plus élevé (27,9%). Cependant, les précipitations d'été sont brèves (occupent moins de 9% du total d'heures de précipitations) alors qu'au printemps et à l'automne, elles occupent 16% du temps chacune. En hiver, on assiste pendant des journées entières à des précipitations de faible neige, ainsi celles-ci occupent 30% du temps pendant cette période.

Pendant la période hivernale, les précipitations persistantes devraient permettre une plus grande dilution des polluants par rapport aux autres saisons. Cependant, avant de tirer de telles conclusions, d'autres considérations doivent être prises en compte, comme nous avons pu le constater dans ce chapitre.

11.2 Température

Lorsque la température est froide, -20°C par exemple, les polluants qui sont émis à une température généralement très élevée auront une ascension importante. Les concentrations de polluants retrouvées au sol devraient en conséquence être moindres que si la température ambiante était élevée (30°C par exemple). Une température d'effluent nettement supérieure à celle de l'air favorise donc l'effet «buoyancy» c'est-à-dire la flottabilité ou légèreté du panache.

Néanmoins, il ne faut pas en conclure pour autant que la pollution au sol est beaucoup plus importante l'été que l'hiver. En effet, la hauteur du mélange maximale, qui est différente selon les saisons, joue un rôle majeur sur la dispersion des polluants. En hiver, la hauteur du mélange est relativement basse et en conséquence les polluants émis, bien que leur température soit très élevée par rapport à celle ambiante, ne peuvent dépasser ce plafond, s'accumulant ainsi au niveau du sol. Pendant l'été par contre, les hauteurs de mélange sont beaucoup plus importantes et les polluants peuvent s'élever plus facilement.

Ainsi, pour estimer le potentiel de dispersion des polluants, il faut considérer plusieurs éléments à la fois : température, hauteur de mélange, vitesse de sortie des gaz, stabilité, etc. Nous en discuterons au chapitre suivant .

Lors des simulations de dispersion des polluants, il est nécessaire de disposer de la température ambiante pour la période de l'année concernée par l'estimation. A cette fin, nous avons joint les températures quotidiennes (maximales et minimales) enregistrées à Dorval de 1951 à 1980 (tableau XVIII).

La température quotidienne maximale enregistrée sur une base annuelle correspond à $10,9^{\circ}\text{C}$ et la température quotidienne minimale est de $1,5^{\circ}\text{C}$.

Tableau XVIII. Températures quotidiennes enregistrées à Dorval (1951-1980)

Mois	Température quotidienne (°C)	
	Maximale*	Minimale**
Janvier	-5,7	-14,6
Février	-4,4	-13,5
Mars	1,6	-6,7
Avril	10,6	0,8
Mai	18,5	7,4
Juin	23,6	12,9
Juillet	26,1	15,6
Août	24,8	14,3
Septembre	19,9	9,6
Octobre	13,3	4,1
Novembre	5,4	-1,5
Décembre	-3,0	-10,8

* moyenne de toutes les températures quotidiennes maximales enregistrés au cours du mois

** moyenne de toutes les températures quotidiennes minimales enregistrées au cours du mois

Source: Environnement Canada, 1987

11.3 Humidité de l'air

À la section 8.1.1, nous avons expliqué le comportement d'une particule qui s'élève et se refroidit pour décrire l'état de stabilité de l'atmosphère. Nous avons assumé que le taux de refroidissement suivait l'adiabatique sec. On constate cependant que la baisse de température avec l'altitude est moins rapide lorsque l'air contient une certaine quantité de vapeur d'eau, c'est-à-dire une humidité. C'est que les bulles d'air, qui s'élèvent par convection, se refroidissent au début suivant le taux de l'adiabatique sec, mais à un certain point («dew point»), la baisse de température est suffisante pour que la condensation apparaisse et que les nuages puissent se former (Hufty, 1976; Strahler et Strahler, 1977). La condensation crée de la chaleur et ralentit ainsi le refroidissement de l'air (Hufty, 1976).

Le phénomène d'évaporation/condensation peut s'expliquer de la façon suivante. L'évaporation qui se produit à la surface du sol permet aux molécules de vapeur d'eau de se détacher d'un liquide (nappe d'eau ou eau imbibée ou circulant dans le sol et les végétaux) et de passer à l'état de vapeur (Hufty, 1976). La source perd alors de la chaleur et sa température s'abaisse. La vapeur d'eau, résultant de l'évaporation et qui devient en excès, se condense sur des noyaux de condensation (ou aérosols) d'origines diverses (fumée, poussières terrestres, sel marin, micro-organismes) que l'on retrouve dans l'air. Il se forme alors des gouttes liquides (Leduc et Gervais, 1988; Hufty, 1976) et les nuages se forment. Lorsque les gouttes d'eau sont assez grosses, elles tombent à cause de leur poids et il y a précipitation.

Il y a donc condensation, lorsque le refroidissement est tel que la quantité d'eau que peut contenir l'air, compte tenu de sa pression et de sa température, est dépassée (Hufty, 1976); l'air est alors saturé. La proportion de la quantité de vapeur d'eau présente à une température donnée par rapport à la quantité maximale que pourrait contenir l'air à la même température est l'humidité relative, laquelle est exprimée en pourcentage (Strahler et Strahler, 1977; Environnement Canada, 1987). Avec la diminution de température avec l'altitude, on assiste à une augmentation de l'humidité relative. Lorsque l'humidité relative est légèrement supérieure à 100% , l'air est dit saturé et le point de condensation est atteint.

Le taux moyen de refroidissement est d'environ 0,5°C par 100 mètres d'altitude pour une humidité relative de 100% (Hufty, 1976). Le plus souvent cependant, l'adiabatique de l'air ambiant est située entre l'adiabatique saturée et l'adiabatique non saturée. La décroissance statistique sur une période longue est estimée alors à un taux de 0,65°C par 100 mètres (Hufty, 1976).

Au cours du cycle quotidien, nous assistons également à des changements de la température et d'humidité à la surface du sol. La capacité de l'air au sol de contenir la vapeur d'eau diminue avec le refroidissement (Strahler et Strahler, 1977), soit nocturne ou dû au passage d'une dépression. En effet, après un refroidissement, la quantité de

vapeur existante est alors plus élevée que la capacité totale de l'atmosphère. De la même manière, une élévation de la température correspondra à une diminution de l'humidité relative. Par exemple, à 10:00 de l'avant-midi, la température de l'air peut être à 16°C et l'humidité relative à 50% et devenir à 15:00 à 32°C et 20% respectivement. Par la suite, l'air se refroidit et la température peut descendre à 5°C à 4:00 du matin et l'humidité relative atteindre 100% (saturation). Comme la température diminue, l'humidité relative demeure à 100%, mais la condensation continue et peut prendre diverses formes. Lors du refroidissement de la nuit, la température au sol s'abaisse d'abord et on observe de la rosée ou du givre (Hufty, 1976). Par la suite, les basses couches de l'atmosphère se refroidissent et le brouillard en nappes peut apparaître. En altitude, on peut observer des nuages qui résulte du mouvement ascendant de l'air c'est-à-dire le refroidissement par détente (Leduc et Gervais, 1988). Si la température au sol descend sous le point de congélation, la condensation se transforme en gelée sur les surfaces (Strahler et Strahler, 1977).

L'humidité atmosphérique joue un rôle important sur la stabilité et l'instabilité de l'air. Lorsque l'air est humide et le ciel très nuageux, il y a moins de perte d'énergie à la surface du sol ; ce qui devrait entraver l'apparition d'inversion de température. Comme le refroidissement avec l'altitude est moindre dans le cas d'une atmosphère saturée, le mouvement vertical peut être favorisé. Par exemple, une particule non saturée peut ne pas s'élever car elle demeure toujours plus froide que le milieu ambiant et tend à redescendre (cas d'une atmosphère stable) alors qu'une particule saturée, étant plus légère, peut plus facilement s'élever (situation d'instabilité de l'air) (Hufty, 1976)

Le tableau XIX présente l'humidité relative observée à la station météorologique de Dorval. On constate que l'humidité relative est plus forte le matin et plus particulièrement au cours des mois d'été et de l'automne. Avec le réchauffement diurne, l'humidité relative devient plus faible en après-midi et atteint les minimums au printemps et en été (57%). Elle demeure par contre assez élevée, même en après-midi pendant l'hiver (71%).

Tableau XIX. Fréquence d'humidité relative moyenne (%) par mois

	A 5:00*	A 15:00**	Moyenne de toutes les heures
Janvier	77	71	75
Février	77	69	74
Mars	77	64	71
Avril	78	55	67
Mai	78	51	64
Juin	82	55	69
Juillet	85	56	70
Août	87	57	72
Septembre	87	60	75
Octobre	84	63	74
Novembre	81	70	77
Décembre	80	73	78

* Le maximum quotidien est généralement enregistré à cette heure

** Le minimum quotidien est généralement enregistré à cette heure

Tiré de la figure 14 dans Environnement Canada, 1987

En considérant la moyenne de toutes les heures, on observe une humidité relative plus importante en hiver et à l'automne, les variations diurnes étant moins prononcées. Au printemps et en été, l'humidité relative est plus faible mais les variations diurnes sont beaucoup plus marquées, passant de 84% le matin à 57% l'après-midi

11.4 Nébulosité

Nous avons vu que la couverture nuageuse joue un rôle dans l'état de stabilité de l'atmosphère. Nous présentons les fréquences mensuelles de nébulosité observée à la station météorologique de l'aéroport de Dorval (tableau XX)

Tableau XX. Fréquence (%) mensuelle de la nébulosité à Dorval (1953-1982)

	Ciel dégagé ¹	Ciel variable ²	Ciel nuageux ³
Janvier	35	14	51
Février	38	15	47
Mars	40	15	45
Avril	40	15	45
Mai	40	21	39
Juin	40	23	37
Juillet	43	25	32
Août	42	23	35
Septembre	40	20	40
Octobre	38	16	46
Novembre	24	15	61
Décembre	29	13	58

¹ Obstruction par les nuages < 35%. ² Obstruction entre 35 et 75%. ³ Obstruction supérieure à 75%
 Source: Environnement Canada, 1987

Les mois les plus ensoleillés sont ceux d'été, ce qui favorise une fréquence plus élevée des stabilités A et B pendant cette saison. En hiver par contre, les systèmes météorologiques plus fréquents sont souvent accompagnés de nuages et les temps nuageux s'observent plus souvent aux mois de novembre, décembre et janvier. La forte nébulosité pendant ces mois d'hiver devrait favoriser une plus grande stabilité de l'air pendant le jour et moins grande pendant la nuit. Cependant, s'il y a formation d'inversion thermique pendant la nuit, le temps nuageux et le froid intense du jour ne permettent pas de détruire la couche d'inversion. D'ailleurs, nous avons vu que des mesures prises dans l'est de Montréal ont démontré que les stabilités de type E et F persistaient jusqu'en après-midi pendant la saison hivernale.

11.5 Topographie et type de surface

Comme déjà cité au point 6.1, la topographie agit sur le vent et la stabilité atmosphérique. Étant donné la topographie relativement plane de l'île de Montréal, il n'y a pas de barrières physiques majeures qui modifient de manière déterminante la météorologie (ex. vents de vallées, brise de mer, etc.). Les deux éléments topographiques

caractérisant Montréal est la vallée du fleuve Saint-Laurent qui canalise les vents selon son axe et le Mont-Royal qui a une influence plutôt locale.

Par contre, la présence des surfaces bâties en milieu urbain joue également un rôle important dans la dispersion des polluants en augmentant l'instabilité de l'atmosphère. L'influence aérodynamique des bâtiments situés à proximité d'une source d'émission (ex. cheminée, véhicules sur une voie routière, etc.) résulte en des modifications du vent (vitesse et direction) affectant ainsi la trajectoire du panache et sa diffusion (voir section 14.4). Déterminer l'influence des bâtiments sur la météorologie locale, donc la dispersion des polluants, nécessiterait idéalement des études spécifiques pour chaque site considéré.

De plus, comme tout secteur urbain, le territoire de l'île de Montréal est constitué de surfaces asphaltées et peu de couverture végétale, en particulier au centre-ville de Montréal. Ainsi, la chaleur est facilement absorbée par la surface (stockage de chaleur diurne dans le béton des rues et des édifices) mais est également facilement perdue lors du refroidissement nocturne. La capacité qu'a le sol de perdre ou d'emmagasiner de la chaleur par rayonnement agit sur la stabilité atmosphérique. En hiver, lorsque les sols sont recouverts de neige, peu de chaleur est absorbée, et l'air au niveau du sol reste froid favorisant ainsi la formation et la persistance d'inversion thermique.

CHAPITRE 12

POUVOIR DE DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES POLLUANTS SUR LE TERRITOIRE

L'analyse des paramètres météorologiques étudiés précédemment permet d'évaluer le potentiel de dispersion des polluants sur le territoire. En effet, selon les conditions météorologiques prévalantes et le temps de la journée, le panache qui en résulte peut être un moyen d'estimer l'état de l'atmosphère et le pouvoir de dispersion des polluants. Les variétés de formes qu'épouse le panache d'effluents à la sortie d'une cheminée décrivent assez bien les différentes stabilités généralement rencontrées au cours d'une journée.

Une évolution du comportement du panache au cours de la journée se dégage de ces observations et nous la présentons au point suivant. Cependant, cette description est une généralisation et il faut considérer que tout panache peut montrer de grandes déviations du comportement type illustré (ASME, 1979) du fait du passage de perturbation météorologique, de la topographie ou de la présence de zone bâtie (Munn, 1978).

12.1 Variation au cours d'une journée

Trois grands types de panaches peuvent généralement être observés au cours d'une journée. Il y a :

- le panache en forme de cône qui survient lors de conditions neutres (gradient vertical de température équivaut à zéro);
- le panache tourmenté vers le haut qui est associé à une instabilité de l'air (décroissance de température avec l'altitude). Une forte instabilité donne lieu au panache en forme de boucles (« looping »);
- le panache en nappes (« fanning ») qui correspond à des conditions stables (croissance de la température avec l'altitude - situation d'inversion thermique au sol) (Détrie, 1969).

Il est évident qu'il y a des degrés divers dans cette classification, par exemple des situations de fortes, moyennes ou faibles stabilités et de fortes, moyennes ou faibles instabilités. Le panache sera quelque peu différent selon la force de la stabilité ou de l'instabilité.

Deux autres types de panaches peuvent être observés lors de la transition d'un état de stabilité à un autre au cours de la journée. Ils correspondent alors à des situations d'inversions thermiques en altitude puisque deux types de stabilité différente se superposent simultanément. Il y a :

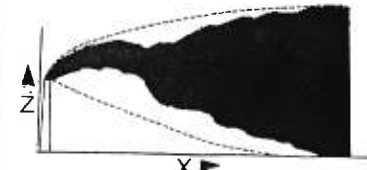
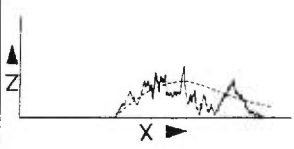
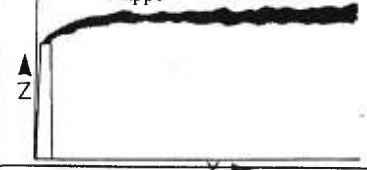
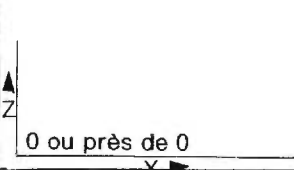
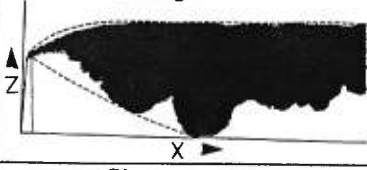
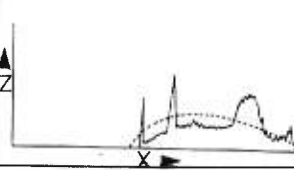
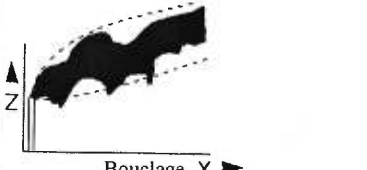
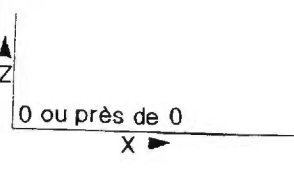
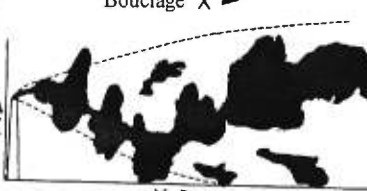
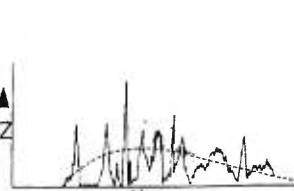
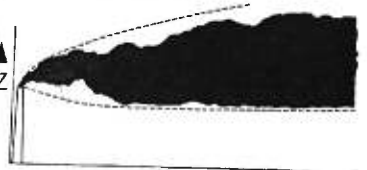
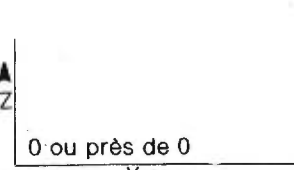
- le panache de type enfumage (« fumigation ») qui survient lors de la transition des conditions stables à des conditions instables lors du réchauffement solaire tôt le matin.
- à l'opposé, le panache de type « lofting » survient lors de la transition, à la fin de la journée, entre des conditions instables ou neutres et des conditions stables (Pasquill, 1962).

La figure 12 illustre les panaches qui peuvent être observés selon la période de la journée et les conditions météorologiques prévalantes.

- *Nuit, avant-midi et après-midi: cône*

Ce type de panache en forme de cône survient principalement lorsque les conditions thermiques sont neutres. Le panache augmente sensiblement et régulièrement en largeur et hauteur à mesure que la distance de la source s'accroît (Pasquill, 1962). Les dimensions du panache sont telles que l'angle formé entre la ligne centrale du panache et la ligne extérieure est de l'ordre de 10° (Strom, 1976)

Figure 12. Comportement d'un panache de densité faible au cours d'une journée typique (topographie plane et sans obstacle)

Période de la journée	Conditions météorologiques	Type de panache ¹	Concentrations au sol de polluants issus d'une cheminée
NUIT	Neutre (D) Vitesse de vents modérée	Cône 	
	Stable (E-F) Vitesse de vent faible Inversion thermique au sol	Nappe 	0 ou près de 0 
MATIN	Au sol: couche instable (A-B) ou neutre (C-D) Altitude: couche stable (D-E) Inversion en altitude	Enfumage 	
AVANT-MIDI	Neutre (C-D) Vitesse de vents modérée	Cône Voir plus haut	Voir plus haut
PÉRIODE DU MIDI – JOURNÉE ENSOLEILLÉE	Instable (B) Vitesse de vents faible	Panache tourmenté vers haut 	0 ou près de 0 
	Très instable (A) Vitesse de vents faible	Bouclage 	
APRES-MIDI	Neutre (D-C) Vitesse de vents modérée	Cône Voir plus haut	Voir plus haut
FIN APRES-MIDI, TOT SOIRÉE	Au sol: couche stable (E-F) Altitude: couche instable (A-B) ou neutre (D) Inversion thermique au sol	«Lofting» 	0 ou près de 0 

¹ Le tracé plein représente une vue instantanée du panache alors que les lignes pointillées indiquent la moyenne horaire dans laquelle se trouve le panache

Sources: ASME, 1979; Détrie, 1969; Hufty, 1976; Neiburger, Edinger et Bonner, 1982 et Pasquill et Smith, 1983.

Ce type de panache risque de survenir lorsque la vitesse des vents est modérée et qu'il y a une couverture nuageuse assez importante, réduisant ainsi les effets thermiques de la radiation solaire pendant le jour ou de la radiation terrestre pendant la nuit. Il peut également survenir lorsque le ciel est clair ou partiellement clair mais en autant que le vent est fort (Pasquill, 1962).

C'est le type de panache que l'on devrait le plus souvent observer sur le territoire montréalais. Les stabilités C et D qui y sont associées sont d'ailleurs celles que l'on retrouve le plus fréquemment et elles surviennent autant le jour que la nuit.

➤ *Nuit: Nappe (fanning)*

Le type de panache, en forme de nappe, correspond aux conditions de stabilité et de vents faibles au sol comme celles prévalant lors d'une nuit claire où le refroidissement du sol est considérable et les vents légers. C'est la situation d'inversion thermique où la diffusion verticale est réduite et la convection est nulle.

Une fumée qui est émise, dans de telles conditions, s'élève facilement dans l'atmosphère et s'écrase en plate-forme (si absence de vent) ou s'écoule horizontalement dans la direction du vent sur de longues distances sans s'élargir en hauteur par diffusion (Chovin, 1973). S'il y a une grande variabilité de la direction du vent, le panache forme des méandres, survolant ainsi un plus vaste territoire (ASME, 1979).

A l'intérieur du panache, la dispersion des polluants est réduite (Munn, 1978). Le panache demeure un certain temps en altitude d'où l'absence de concentrations au sol près de la source d'émissions. Avant qu'il n'atteigne le sol à grande distance, une certaine dilution aura eu lieu, contribuant à diminuer les concentrations de polluants au sol. Cependant, un tel panache est beaucoup plus problématique pour les petites sources de pollution, car les polluants stagnent près du sol.

➤ *Matin: enfumage (« fumigating »)*

Ce type de panache survient lorsque l'état de l'atmosphère près du sol est instable (ou neutre) alors qu'au-dessus l'air est stable. Ce type de panache survient habituellement tôt le matin, lorsque l'état de stabilité de la nuit fait place graduellement à de l'air plus instable au niveau du sol occasionné par l'effet du réchauffement du soleil. La couche instable (i.e. des bulles de convection) s'élève graduellement et atteint la couche stable où les effluents des cheminées sont demeurés en hauteur pendant la nuit (Munn, 1978). Lorsque la couche instable atteint le niveau du panache, il y a un mélange et ce dernier est rabattu au niveau du sol. Les polluants se répandent alors dans l'espace compris entre la couche d'inversion et le sol (Chovin, 1973). Des concentrations élevées au sol peuvent être observées si les émissions sont importantes et la couche d'inversion est de faible altitude. Cependant, ces fortes concentrations surviennent que pour une période de temps relativement courte, soit environ une demi-heure (Strom, 1976) et à proximité de la source d'émissions si celle-ci est située près du sol. Par contre, si la source est élevée, de telles concentrations au sol surviennent à une certaine distance de la source (30 à 40 mètres).

Lors du passage d'un anticyclone, ce type de panache peut être également observé. Dans ce cas, les polluants sont pris au piège et sont brassés dans les basses couches qui s'échauffent le matin (Hufty, 1976). Cette situation peut persister quelques jours apportant ainsi des concentrations de polluants élevés au sol.

➤ *Période du midi: Panache tourmenté vers le haut et panache en boucles (« looping »)*

Lorsque les basses couches de l'atmosphère s'échauffent pendant la journée, sous l'effet du rayonnement solaire, l'air devient instable. Il y a une décroissance très rapide de la température avec l'altitude, favorisant ainsi la dispersion verticale des poussières et fumées (Hufty, 1976; Détrie, 1969; Neiburger, Ediger et Bonner, 1982). Le panache qui

résulte de ces conditions est tourmenté vers le haut. Les concentrations au sol sont relativement faibles (Pasquill, 1962).

Si l'instabilité de l'air est très forte, la fumée s'enroule en boucles qui atteignent très rapidement le sol (Hufty, 1976). A l'intérieur de ces petites bouffées intermittentes qui touchent de petites surfaces du sol, les concentrations sont vraisemblablement élevées (ASME, 1979). Plus la hauteur de la source d'émissions est faible, plus les retombées au sol se situent près de la source.

➤ *Fin après-midi: «lofting»*

Le phénomène occasionnant ce type de panache est l'inverse du type «enfumage». Pour que survienne le «lofting», une couche stable est présente au sol et au-dessus de celle-ci, on retrouve une couche instable (ou neutre). Si les polluants atteignent la couche instable, ils sont diffusés rapidement vers le haut, alors que ceux diffusés dans la couche stable, seront maintenus au niveau du sol et le panache est en forme de nappe. Le panache de type «lofting» s'observe plus particulièrement vers la fin de l'après-midi ou tôt dans la soirée, lorsque le soleil se couche. Avec la diminution du rayonnement solaire, une couche stable s'établit graduellement au niveau du sol et la couche instable tend à disparaître.

12.2 Probabilité de la survenue d'inversion thermique de surface

Une condition néfaste à la dispersion est celle où l'on retrouve une forte stabilité et des vents faibles associés à une inversion thermique au sol (augmentation de la température avec l'altitude). Cette condition risque de survenir si le temps est clair, donnant une nuit froide, et les vents légers (Hufty, 1976). Les inversions constituent un potentiel de pollution, puisque la dilution du panache n'est pas très efficace et lors de la destruction de la couche d'inversion (le matin) par le rayonnement solaire, ces polluants peuvent être ramenés au sol. Si la couche d'inversion est basse et les émissions importantes, les concentrations au sol des polluants ainsi rabattus peuvent être élevées. La hauteur du panache pendant la destruction de l'inversion est donc déterminante. L'inversion peut

s'étendre au-dessus du sol à des hauteurs de 150 mètres et même atteindre des altitudes de 760 mètres (Stern, 1973). Au même moment, il est possible qu'une inversion en altitude soit présente, entre 900 mètres et 1100 mètres par exemple (section 7.2.1).

Habituellement, l'inversion de surface est détruite tôt le matin et les concentrations de polluants au sol sont importantes pour une courte période. Cependant, si l'inversion persiste, les polluants ne seront pas bloqués sous la couche d'inversion mais s'étendront entre celle-ci et le sol. La situation d'enfumage peut alors être présente pendant un certain temps.

L'étude réalisée dans l'est de Montréal, entre janvier 1978 et avril 1979, par la société Meteorological and Environmental Planning Ltd (voir page 72) a démontré que le phénomène d'inversion thermique de surface était survenu 42% de tous les matins. Sur 243 journées d'échantillonnage, on a observé 101 journées avec une inversion thermique au sol. Les inversions étaient généralement peu profondes, s'étendant généralement en dessous de 200 mètres (56% du temps). Dans 4% des cas, les inversions se sont prolongées dans l'après-midi limitant ainsi la dispersion des polluants. Les fréquences de la survenue d'inversions selon les saisons sont fournies au tableau XXI.

En hiver, on observe le plus faible pourcentage d'inversions, le temps étant plus changeant du fait du passage fréquent des dépressions et la vitesse du vent étant généralement plus élevée. De plus, lorsqu'elles surviennent, les inversions ont une hauteur plus élevée en période hivernale par rapport aux autres saisons; la hauteur des inversions atteignait souvent plus de 500 mètres. La persistance en après-midi est plus importante pendant l'hiver. Parmi les 19 inversions observées en hiver, 2 d'entre elles ont persisté dans l'après-midi, mais toutefois sans dépasser une journée. Pendant cette saison, il peut arriver que le froid intense empêche les rayons du soleil de détruire la couche d'inversion qui s'est formée pendant la nuit et ainsi celle-ci persiste plus longtemps.

Tableau XXI. Fréquence d'inversions thermiques selon l'altitude atteinte et les saisons (1978-79)

Hauteur de mélange (mètres)	Hiver	Printemps	Été	Automne	Annuel
0-99	21,0% (4%)	18,5% (5%)	22,2% (6%)	32,1% (9%)	23,8%
100-199	31,6% (6%)	37,0% (10%)	25,9% (7%)	32,1% (9%)	31,7%
200-299	21,0% (4%)	11,1% (3%)	25,9% (7%)	21,4% (6%)	19,8%
300-399	5,3% (1%)	14,8% (4%)	18,5% (5%)	7,1% (2%)	11,9%
400-499	5,3% (1%)	18,5% (5%)	7,4% (2%)	7,1% (2%)	9,9%
500 et plus	15,8% (3%)	-	-	-	3,0%
Nombre de journées avec inversion	19 (18,8%)	27 (26,7%)	27 (27,6%)	28 (27,7%)	101

Le chiffre en gras entre parenthèses correspond au pourcentage établi sur l'ensemble des inversions (101).
Source:MEP, 1979

La fréquence des inversions est semblable au printemps, à l'été et à l'automne. Les inversions sont souvent étroites, n'atteignant pas 200 mètres. En été, le fort réchauffement solaire permet facilement de détruire l'inversion tôt le matin. Au printemps et à l'automne, on a observé une seule inversion se poursuivre en après-midi.

En résumé, les conditions les plus néfastes à la dispersion surviennent généralement tôt le matin et sont de courte durée. Bien que les inversions soient moins fréquentes en hiver, elles persistent plus longtemps. Pendant les autres saisons, les situations d'enfumage devraient être plus fréquentes. La fréquence de la survenue d'inversion thermique, selon la durée, est résumée au tableau XXII.

Tableau XXII. Fréquence d'apparition des inversions thermiques dans l'est de Montréal

Présence d'inversions thermiques au sol	42 %
Inversions au sol persistant une journée complète	1,6%
Inversions au sol persistant deux journées consécutives	0,8%

Source : MEP (1979)

Les conditions météorologiques qui seraient généralement associées au phénomène d'inversion thermique sur le territoire montréalais sont:

stabilité forte (classe F avec inversion au sol)
vitesse de vents faibles ou calmes
hauteur de mélange faible (< 200 mètres)
persistance (maximum 2 jours)

12.3 Conditions météorologiques les plus fréquentes

12.3.1 Base annuelle

L'étude des paramètres météorologiques spécifiques à la région de Montréal indique que généralement les conditions sont favorables à une bonne dispersion des polluants. A noter que l'influence des bâtiments est importante sur la météorologie locale que cet élément doit être considéré dans toute étude de la dispersion des polluants sur un territoire urbanisé.

Donc, l'île de Montréal, du fait de sa topographie plane, permet l'intrusion facile des masses d'air et la plaine du Saint-Laurent est assez large (100 à 150 km) pour permettre un bon écoulement de l'air. Le passage fréquent et l'alternance des masses d'air ne permettent guère à des systèmes météorologiques de type anticyclone, où l'air est stable et les vents faibles, de stagner plus de deux jours au-dessus de la région (Environnement Canada, 1987; Leduc et Gervais, 1988). D'ailleurs, les inversions thermiques observées dans l'est de Montréal, presque une journée sur deux, ont été pour la plupart détruites peu après le lever du soleil et n'ont persisté en après-midi que quatre journées sur 243

jours d'observation. C'est que généralement, les systèmes météorologiques traversant la région (systèmes cycloniques en particulier) sont accompagnés de vents assez forts et de temps changeants.

Le tableau XXIII résume les caractéristiques des différents paramètres météorologiques prévalant dans l'est de Montréal.

Tableau XXIII. Conditions météorologiques les plus fréquentes à Montréal

Paramètre météorologique	Caractéristique
Vents dominants	Vents du SO-OSO-O : 5,3 m/s (38,7%) Vents du NNE et NE : 4,6 m/s (15,9%)
Stabilités dominantes (0-550 mètres)	Stabilité D (39,0%) Stabilité C (35,1%)
Hauteur de mélange	500 mètres et plus (60%)
Coefficient de ventilation Moyenne annuelle	8000 m ² /s
Inversions thermiques au sol	42% de tous les matins
Précipitations moyennes annuelles # heures # jours avec précipitations	956 mm 1156 h. 146 j.
Température moyenne quotidienne Maximale Minimale	10,9 1,5

La vitesse moyenne des vents dominants (aéroport de Dorval, 1953-1986), de 5,3 m/s, devrait assurer généralement une bonne dispersion des polluants dans l'atmosphère.

Les classes de stabilité D et C, nettement prédominantes sur le territoire, sont associées le plus souvent à une bonne circulation de l'air (type de panache conique).

La hauteur moyenne de mélange, élément déterminant qui agit sur le pouvoir de dispersion des polluants, dépasse la majorité du temps 500 mètres, ce qui permet aux polluants d'atteindre des altitudes élevées loin du sol. Le coefficient de ventilation, qui tient compte en plus de la hauteur de mélange de la vitesse du vent, est également indicatif d'un pouvoir de dispersion efficace.

12.3.2 Base saisonnière

Compte tenu des grandes variations saisonnières des paramètres météorologiques, nous présentons au tableau XXIV les valeurs obtenues par saison pour chacun des paramètres étudiés.

Selon les saisons, le potentiel de dispersion des polluants n'est pas le même. En comparant les coefficients de ventilation (multiplication de la vitesse de vents dans la couche de mélange et de la hauteur de la couche de mélange), on constate que c'est en hiver que le potentiel de dispersion est le moins élevé. Malgré des vents forts, la faible hauteur de mélange (moyenne de 408 mètres) limite le volume d'air où les polluants peuvent être dispersés. On observe moins d'inversions thermiques pendant cette saison, par rapport aux autres saisons, mais elles persistent plus longtemps mais sans dépasser deux journées. Les stabilités E et F accusent d'ailleurs une fréquence plus élevée l'après-midi pendant l'hiver en comparaison des autres saisons.

En été, même si la fréquence et la persistance des vents faibles sont élevées, la hauteur de mélange relativement importante (moyenne 1156 mètres) permet aux polluants de se disperser relativement bien. Les inversions thermiques sont facilement détruites tôt le matin, sous l'effet du rayonnement solaire. Par contre, cette fréquence plus élevée d'inversion amène également une destruction plus fréquente des couches d'inversions par le soleil. Ainsi, la destruction plus fréquente de couches d'inversion devrait amener des concentrations élevées au sol plus souvent le matin, mais de courte durée seulement.

Au printemps et à l'automne, le coefficient de ventilation est semblable. Le phénomène d'inversions thermiques au sol survient souvent à des altitudes inférieures à 200 mètres.

Tableau XXIV. Conditions prévalantes selon les saisons à Montréal

	Vents dominants			Stabilité dominante (0-550 mètres)		Couverture nuageuse	Hauteur du mélange	
	Provenance	Vitesse moyenne	Fréq.	Type	Fréq.		Fréquence	Moyenne
HIVER (Déc. Jan. Fév)	SO-OSO-O NNE-NE	5,9 m/s 5,5 m/s	41,9% 20,1%	D C	46,5% 26,5%	Ciel dégagé : 34% Ciel variable : 14% Ciel nuageux : 52%	< 300 m. : 43% 300-500 m.: 29% > 500 m. : 28%	408 m.
PRINTEMPS (Mars Avril Mai)	SO-OSO-O NNE-NE	5,5 m/s 4,6 m/s	33,9% 18,3%	D C	36,5% 33,5%	Ciel dégagé : 40% Ciel variable : 17% Ciel nuageux : 43%	< 300 m. : 24% 300-500 m.: 13% > 500 m. : 63%	766 m.
ÉTÉ (Juin Juil. Août)	SSO-SO- OSO-O	4,4 m/s	50,2%	D C	37,0% 36,0%	Ciel dégagé : 42% Ciel variable : 24% Ciel nuageux : 34%	< 300 m. : 4% 300-500 m.: 10% > 500 m. : 86%	1156 m.
AUTOMNE (Sept. Oct. Nov.)	SO-OSO-O NNE-NE	5,2 m/s 4,3 m/s	34,8% 16,3%	C D	40,5% 38,5%	Ciel dégagé : 34% Ciel variable : 17% Ciel nuageux : 49%	< 300 m. : 21% 300-500 m.: 13% > 500 m. : 66%	785 m.

	Coefficient ventilation moyen (m ² /s)	Inversion thermique au sol	Précipitations		Température quotidienne moyenne	Humidité relative moyenne
			Total (mm)	# heures		
HIVER (Déc. Jan. Fév)	2 448	Fréquence : 30,7% < 200 m. : 52,6% 200-500 m.: 31,6% > 500 m. : 15,8%	223,9	645	Max. - 4,4 Min. -13,0	A 5:00: 78,0% A 13:00: 71,0% Moy. : 75,7%
PRINTEMPS (Mars Avril Mai)	5 362	Fréquence : 45,8% < 200 m. : 55,5% 200-500 m.: 44,4%	213,3	367	Max. 10,2 Min. 0,5	A 5:00: 77,7% A 13:00: 56,7% Moy. : 67,3%
ÉTÉ (Juin Juil. Août)	8 092	Fréquence : 45,0% < 200 m. : 48,1% 200-500 m.: 51,8%	264,1	195	Max. 24,8 Min. 14,2	A 5:00: 84,7% A 13:00: 56,0% Moy. : 70,3%
AUTOMNE (Sept. Oct. Nov.)	5 495	Fréquence : 45,2% < 200 m. : 64,2% 200-500 m.: 35,6%	244,9	349	Max. 12,9 Min. 4,1	A 5:00: 84,0% A 13:00: 64,3% Moy. : 75,3%

Le sommaire inclut l'étude spécifique réalisée dans l'est de Montréal

Les valeurs des paramètres météorologiques prévalant à Montréal peuvent être utilisées dans les formules de calcul de la dispersion atmosphérique des polluants.

TROISIÈME PARTIE

MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE DES POLLUANTS ET DÉMARCHE PROPOSÉE EN VUE DE SON APPLICATION

CHAPITRE 13

MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE DES POLLUANTS

De manière générale, les modèles atmosphériques simulent les processus de transport, de diffusion et de dépôt du polluant. Le terme «dispersion» est utilisé pour désigner le processus plus global tenant compte de l'action combinée du vent et de la diffusion (Bisson, 1986).

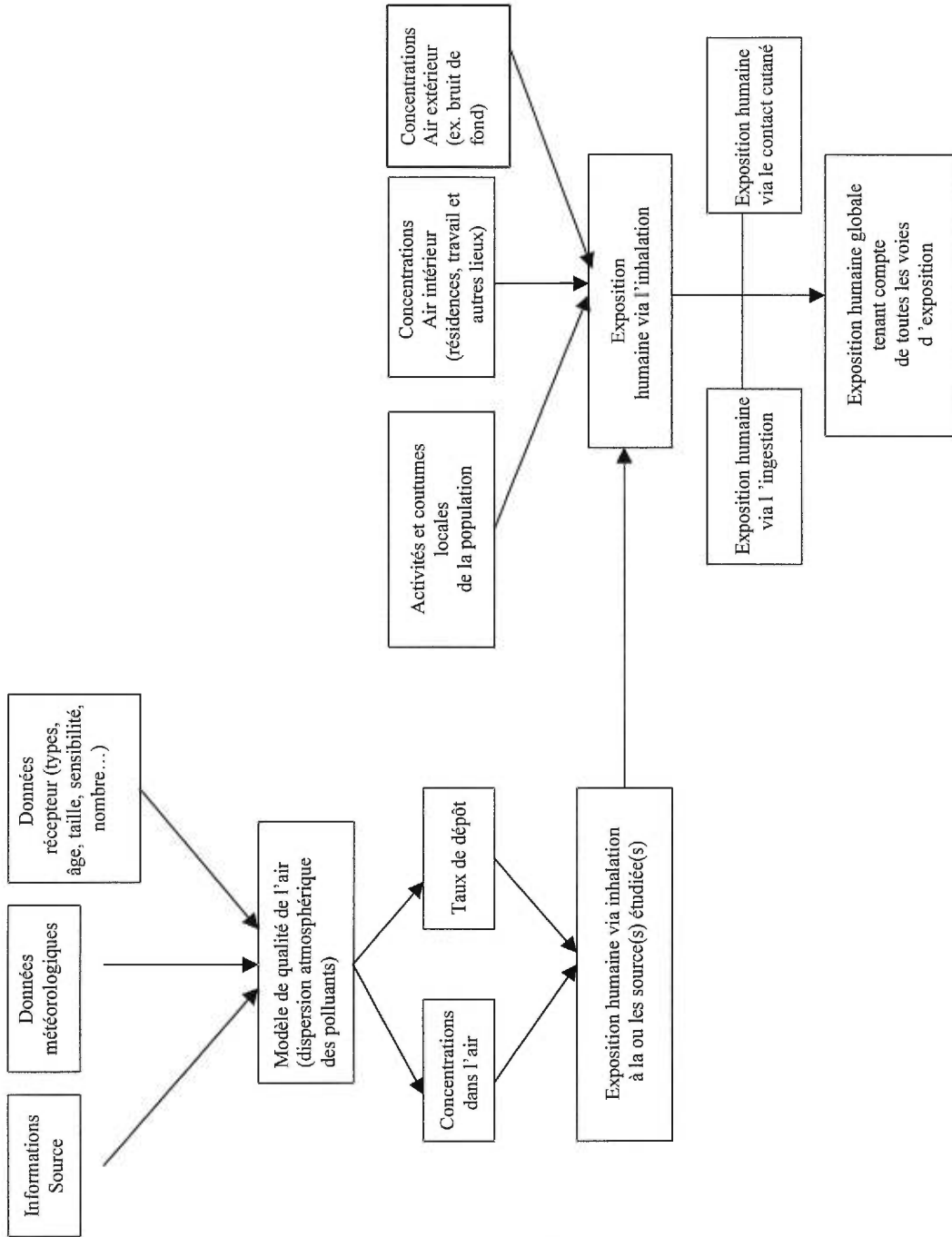
Comme le transport, la diffusion et le dépôt surviennent à travers des processus complexes, il est difficile de trouver une solution mathématique rigoureuse tenant compte de l'ensemble des variables impliquées. De manière à simplifier le calcul des concentrations atmosphériques et de dépôt, la plupart des modèles divisent le processus en deux phases: (1) l'élévation initiale du panache et (2) la dispersion subséquente (incluant le dépôt). Dans les modèles, une distinction est faite entre dépôt sec et humide.

Avant d'appliquer un modèle à une situation particulière, il est important de bien comprendre les hypothèses et les limites inhérentes au modèle utilisé.

13.1 Description et intérêt

La modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants est une méthode permettant d'estimer les concentrations de polluants dans le milieu immédiat d'une population située à proximité d'une source d'émission. L'exposition qui est évaluée ne concerne que l'air environnant, ce n'est pas une estimation de l'exposition totale de la population tenant compte de toutes les voies d'exposition (inhalation, orale et cutanée) (figure 13).

Figure 13. Éléments d'un modèle conceptuel d'estimation de l'exposition humaine à une contamination environnementale



Source :OMS, 1983; MENVIQ, 1991; Covello et Merkhofer, 1993; USEPA, 1989

Avec la seule modélisation de la dispersion, on obtient des résultats qui ne considèrent pas les profils d'activités des populations, les caractéristiques individuelles d'exposition (âge, poids, susceptibilité, etc.) et la dose qui est vraiment absorbée dans l'organisme. Il faut plutôt voir dans la modélisation, une méthode qui doit être accompagnée d'autres analyses pour obtenir une meilleure estimation de l'exposition de la population.

La modélisation de la dispersion atmosphérique vise à représenter, sous forme mathématique, les phénomènes physiques, chimiques et de dépôt survenant lors du déplacement de la substance polluante à partir de son émission, lors de sa diffusion et de son transport à un récepteur. La modélisation permet d'intégrer un ensemble de paramètres dont : les caractéristiques d'émissions de contaminants (type et quantités de polluants émis, hauteur du point de rejet au-dessus du sol...), les facteurs météorologiques (vitesse et direction du vent, gradient vertical de température, etc.) et la topographie (configuration plane ou complexe). L'intérêt de la modélisation est qu'elle permet de simuler la trajectoire de nuages de gaz toxique à partir d'une source d'émission et d'établir le lien entre celle-ci et les concentrations de polluants retrouvées à certains sites éloignés.

Il est très difficile de tenir compte dans la modélisation de tous les éléments intervenant dans la dispersion et on doit souvent se limiter à des hypothèses comme l'absence de réaction chimique et/ou la constance des conditions prévalantes. Le calcul de la diffusion atmosphérique renferme donc une série d'algorithmes qui sont variables d'un modèle à l'autre (selon les hypothèses de départ et le type de scénario retenu). On distingue deux grands types de modèles : les modèles physiques et les modèles mathématiques.

13.2 Modèle physique

Un modèle physique est développé à partir d'études expérimentales simulant la diffusion atmosphérique. Ces expériences sont faites en grandeur nature ou à une échelle réduite. Dans le premier cas, les conditions réelles (météorologie, topographie, émissions, présence de bâtiments, etc.) sont considérées. Pour être valables, ces expériences doivent

cependant être conduites sur une durée d'au moins une année (Détrie, 1969). La réalisation de telles études peut donc s'avérer fort coûteuse.

Les expériences conduites à l'échelle réduite se font généralement à l'aide de maquettes aériennes ou de maquettes hydrauliques. L'utilisation de maquettes aériennes (en soufflerie) concerne surtout l'étude de l'influence du vent et des obstacles sur la diffusion. En effet, les essais portent souvent sur l'influence des bâtiments sur le rabattement de fumées vers le sol, en faisant varier la vitesse du vent et les conditions topographiques. Les autres paramètres intervenant dans la diffusion ne sont traités que de manière superficielle. Les études faites à partir de maquettes hydrauliques peuvent quant à elles tenir compte de la densité et permettre ainsi d'étudier l'influence de la stratification atmosphérique et des inversions sur le comportement des panaches. Par exemple, on peut visualiser l'effet de différents paramètres (température, vitesse de sortie de l'effluent, vitesse du vent) sur l'élévation du panache.

La réalisation de telles expériences présentent néanmoins des difficultés du fait de la complexité à simuler les gradients thermiques de l'atmosphère.

En résumé, le modèle physique représente une technique très intéressante, lorsqu'il est disponible et qu'une démonstration de sa validité est faite (USEPA, 1986). Il peut tenir compte des situations les plus complexes, comme celles où le terrain est accidenté et où il y a des édifices modifiant l'écoulement de polluants provenant d'une cheminée industrielle. Par contre, ce type de modèle est applicable à une situation très précise et ne peut être généralisé à une autre situation. Il demande également un niveau élevé d'expertise technique.

13.3 Modèle mathématique

Le modèle mathématique s'avère être le moyen le plus pratique pour les analyses de pollution atmosphérique puisqu'il permet l'intégration sous forme mathématique des processus physiques et chimiques survenant dans l'atmosphère. Il peut simuler les différents comportements des polluants en fonction des changements spatiaux et

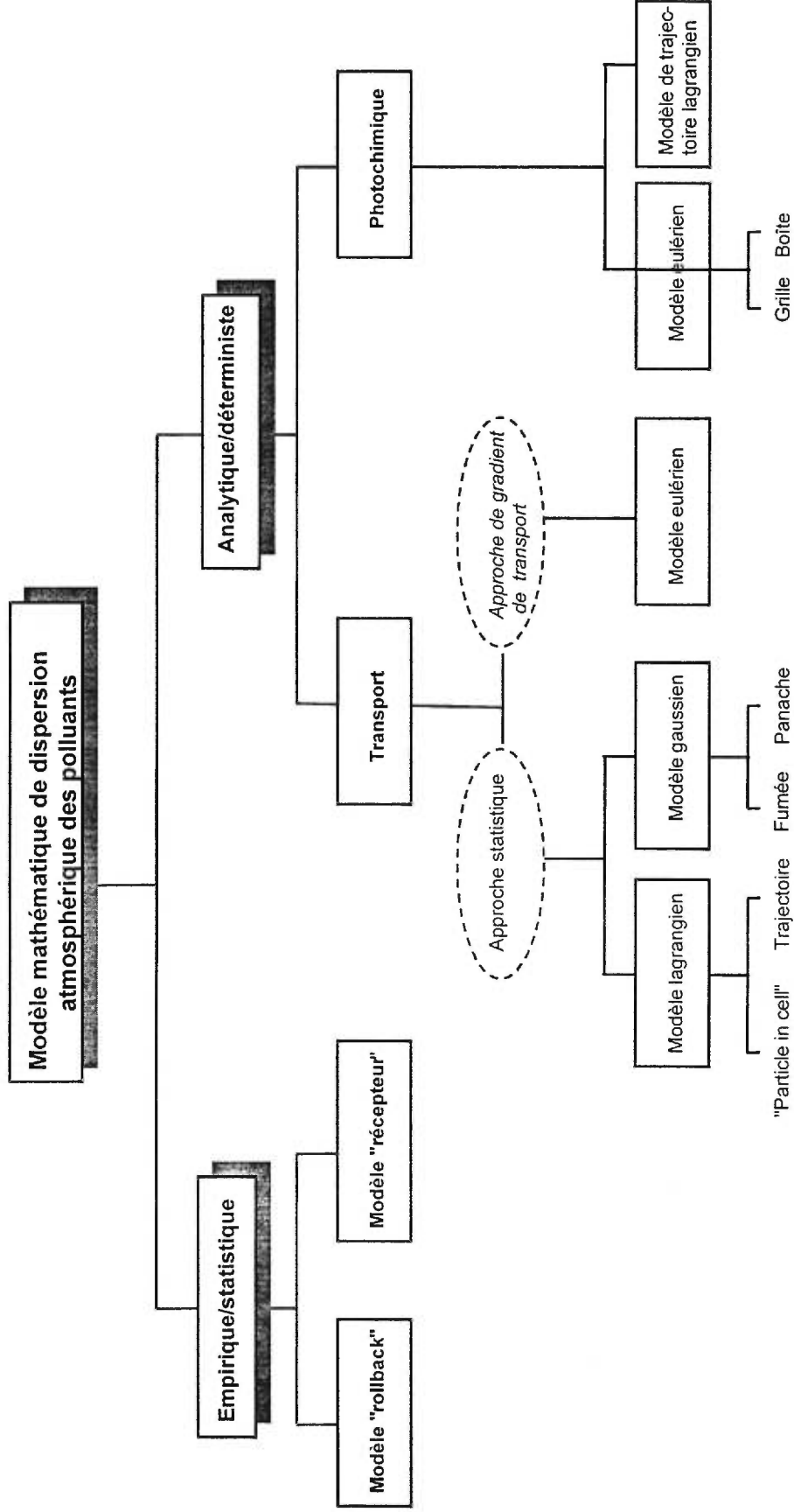
temporels des émissions atmosphériques ou des variations des conditions météorologiques.

A l'origine, les modèles mathématiques étaient conçus à partir d'informations empiriques, c'est-à-dire des observations expérimentales et d'hypothèses faites sur la relation entre les données de qualité de l'air observées à un lieu précis et le patron des émissions de polluants (modèles statistiques). Ce n'est que plus tard qu'une connaissance plus approfondie des processus physiques et chimiques impliqués dans le transport et la diffusion des polluants a permis la définition d'expressions analytiques (Russell, 1988). La météorologie, la topographie, la transformation chimique et les caractéristiques de la source d'émission pouvaient ainsi être exprimées de manière explicite dans les calculs de concentrations des polluants au sol.

Les modèles mathématiques les plus couramment utilisés sont de deux types : empirique/statistique et analytique/déterministe. A l'intérieur de chacun de ces deux grands types de modèles, on retrouve différentes catégories (figure 14).

Les modèles empiriques/statistiques peuvent être utilisés si la connaissance scientifique des processus physiques et chimiques est insuffisante ou lorsqu'on ne dispose pas de données permettant d'utiliser les modèles analytiques/déterministes (USEPA, 1986).

Figure 14. Types de modèles mathématiques de dispersion atmosphérique des polluants



Source : Russell, 1988

13.3.1 Modèle empirique/statistique

Parmi cette classe, on retrouve deux types de modèle: le modèle «rollback» et le modèle orienté vers le récepteur.

Le modèle «rollback» est simple d'utilisation, nécessite peu de données et c'est pour ces raisons qu'il a été largement utilisé (Russell, 1988). Son application vise principalement à déterminer le taux d'émission qui devrait être admissible dans une région donnée en fonction d'un objectif souhaité de qualité de l'air ambiant. Pour ce faire, le modèle considère le taux d'émission qui prévaut dans la région lorsqu'on atteint la concentration maximale de polluants. L'équation s'énonce tout simplement comme suit (Russell, 1988):

$$E_a / E_o = \frac{C_d - C_f}{C_{max} - C_f} \quad (\text{Équation 3})$$

Où

- E_a = *taux d'émission admissible (grammes/seconde)*
- E_o = *taux d'émission observé lorsque la concentration maximale est atteinte (g/sec)*
- C_d = *objectif désiré pour la concentration de l'air ambiant (g/m³)*
- C_f = *concentration de fond due aux sources situées à l'extérieur de la zone étudiée (g/m³)*
- C_{max} = *concentration maximale (g/m³)*

Pour estimer la concentration maximale d'un polluant mesuré dans un secteur, il s'agit d'additionner aE (qui correspond à la multiplication entre le taux d'émission dans le secteur et une constante considérant la dispersion, le transport, le dépôt et les réactions chimiques des polluants) et C_f (Russell, 1988). Les processus non linéaires comme les réactions chimiques et les changements spatiaux et temporels ne sont considérés qu'implicitement. L'approche très simplifiée de ce modèle rend son application plus facile mais en même temps en limite l'utilisation.

La seconde classe de modèle empirique/statistique est le modèle orienté vers le récepteur. Ce type de modèle permet d'estimer les contributions séparées de différentes sources de polluants sur la qualité de l'air à une localisation donnée. Il permet de mettre en relation les types de polluants mesurés à un site et les types de polluants émis par des sources majeures. Les principales techniques utilisées pour identifier les contributions des sources sont: l'équilibre chimique de masse (par traceur), l'analyse multivariée (identification des groupes de polluants qui sont corrélés) et l'analyse microscopique (Russell, 1988). A noter que ce type de modèle ne permet pas de traiter les polluants réactifs. Afin d'obtenir plus de précision, le modèle récepteur peut être combiné à un modèle orienté vers la source tel un modèle gaussien ou un modèle photochimique. En comparant les résultats obtenus avec le modèle récepteur et ceux calculés avec la modélisation de la diffusion à partir des sources d'émission, il est possible de vérifier la contribution des sources. Évidemment, il faut disposer d'un inventaire exhaustif des émissions.

13.3.2 Modèle analytique/déterministe

Ces modèles sont composés d'un nombre de modules où chacun décrit mathématiquement un processus tel le transport, la diffusion, le dépôt ou la réaction chimique. Plus le modèle cherche à traiter des phénomènes complexes tels la transformation chimique de polluants réactifs, plus il requiert une multitude d'informations nécessitant un système des plus sophistiqués pour les traiter. La solution est alors numérique.

Parmi les modèles analytiques/déterministes, on distingue deux grandes catégories: les modèles de transport et les modèles photochimiques.

13.3.2.1 Modèles de transport

Les modèles traitant du phénomène de transport et de diffusion ne tiennent généralement pas compte des pertes par dépôt et des réactions chimiques survenant dans l'atmosphère. Dans ce genre de modèle, les polluants considérés sont souvent de type primaire (ex.

CO, etc.); un tel modèle ne permet pas l'étude des polluants réactifs (ex. ozone, bioxydes d'azotes, etc.).

Parmi les modèles de transport, certains simulent la diffusion selon une approche du «gradient de transport» et d'autres, selon l'approche statistique (Lyons et Scott, 1990). Dans le premier cas, la diffusion est traitée à partir d'un point fixé dans l'atmosphère; on dit qu'elle est basée sur le système de coordonnées eulérien. Un modèle basé sur le système eulérien considère une succession de parcelles d'air différentes, apportées par le vent, passant au-dessus d'un observateur situé à un point fixe de la surface de la terre (Russell, 1988). Ce type de modèle exige une multitude de données et le temps de calcul est considérable (diffusion numérique) (Lelièvre, 1992). Il s'applique surtout en présence de nombreuses sources d'émission.

Les modèles de transport basés sur les théories statistiques sont dits lagrangiens lorsqu'ils sont établis à partir des histoires du déplacement des parcelles individuelles. Ce sont les propriétés statistiques qui permettent de représenter la diffusion (Lyons et Scott, 1990). Le modèle lagrangien estime que l'observateur suit une même parcelle d'air. Les concentrations sont alors estimées pour plusieurs points en suivant la trajectoire de la parcelle d'air. Lorsqu'on utilise un modèle de trajectoire lagrangien, on peut suivre l'évolution des concentrations de polluants le long de la trajectoire. Ce type de modèle simule une colonne d'air qui se déplace avec la vitesse du vent à travers la région étudiée et considère les hauteurs de mélange, les paramètres de dépôt et la distribution spatiale des émissions (Lyons et Scott, 1990).

Un autre modèle de transport, et qui est le plus largement utilisé, est le modèle gaussien. Une description détaillée de ce type de modèle est présentée au point 13.4. Basé sur l'approche statistique, ce modèle utilise l'équation gaussienne comme base générale des algorithmes (USEPA, 1986). Si l'émission est continue ou semi-continue, à débit constant, comme c'est le cas des polluants émis par une cheminée industrielle ou lors d'une fuite accidentelle, le modèle de type panache s'applique (section 13.5.1).

Le modèle gaussien est facile d'utilisation et requiert relativement peu d'entrées de données. Il peut être utilisé pour l'estimation de l'impact des polluants non réactifs. Il permet d'estimer, pour un site donné, les concentrations de polluants en provenance d'une ou de plusieurs sources. Dans ce cas, les concentrations individuelles de chacune des sources sont additionnées.

13.3.2.2 Modèles photochimiques

Les modèles qui peuvent tenir compte des réactions chimiques sont dits de type photochimique. Plusieurs modèles incorporent maintenant les équations qui tiennent compte des taux de transformation, de dégradation ou dépôt d'un polluant dans l'atmosphère. Ces phénomènes sont spécialement importants lorsque le produit de transformation d'un polluant représente un risque plus ou moins grand par rapport au polluant original.

Depuis les dernières années, beaucoup d'attention est accordée au développement de ce type de modèle du fait de la présence de problèmes de smog photochimique et de dépôt acide dans plusieurs régions. Les modèles décrivant seulement le transport sont alors insuffisants et il est nécessaire de modéliser la transformation chimique complexe des polluants. Les modèles développés et qui peuvent inclure les réactions chimiques non linéaires sont surtout de type eulérien en utilisant soit la technique par boîte ou celle de grille. La technique par boîte consiste à représenter tout simplement la région que l'on désire étudier sous forme de boîte et de calculer l'évolution des polluants dans cette boîte en se basant sur l'équation de la conservation de masse (Russell, 1988). On assume que les polluants sont mélangés de manière homogène à l'intérieur de la boîte. Les paramètres considérés sont: les émissions, le dépôt, les réactions chimiques et la hauteur du mélange. La seconde technique possible est celle de la grille ou points de grille (Lelièvre, 1992). Elle est complexe mais est plus puissante que la technique de boîte. La région étudiée est divisée en un grand nombre de cellules. A partir de simulations de la diffusion, de l'advection et de la sédimentation des polluants dans les différentes cellules, il est possible de prédire les concentrations de polluants pour l'ensemble de la zone,

permettant ainsi d'étudier l'évolution des concentrations de polluants pour différentes périodes de temps et de constater l'impact du transport et de la réaction chimique (Russell, 1988).

Les modèles de trajectoire lagrangienne, qui s'appliquent généralement au transport des polluants, peuvent également tenir compte des réactions chimiques. Tout comme les modèles eulériens de type grille, ils utilisent une échelle fine; ce qui permet d'obtenir des résultats intéressants.

13.4 Modèle de dispersion le plus utilisé : modèle gaussien

Le modèle gaussien de dispersion est le modèle le plus souvent utilisé pour l'estimation des concentrations de polluants (gazeux et particules) émis par une source ponctuelle d'émission (source élevée ou près du sol). Il s'applique à un panache gazeux émis de manière continue et dont la densité est neutre ou inerte.

13.4.1 Équation de Pasquill-Gifford

Le modèle gaussien est basé sur l'équation de Pasquill-Gifford (Bisson, 1986). Pour le calcul des concentrations moyennes des polluants au niveau du sol, celle-ci s'énonce comme suit :

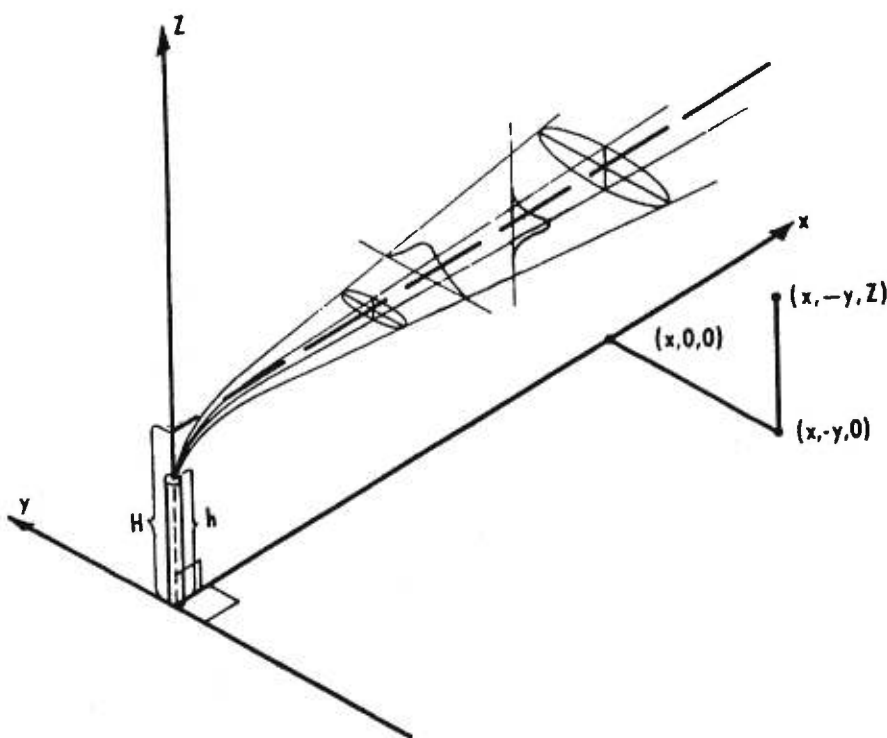
$$C(x, y, z; H) = \frac{Q}{2\pi \sigma_y \sigma_z u} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right) \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right) + \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right)$$

(Équation 4)

- Où,
- C = concentration (g/m^3) à un point de coordonnées x, y, z
 - x, y, z = distance de la source (x =sous le vent, y =transversal, z =vertical)
 - H = hauteur effective de l'émission, c'est-à-dire la somme de la hauteur réelle de la cheminée et de l'élévation du panache (mètre)
 - Q = taux d'émission de polluant (gramme/seconde)
 - u = vitesse du vent (mètre/seconde)
 - σ_y = coefficient de dispersion horizontale des concentrations dans le panache (mètre)
 - σ_z = coefficient de dispersion verticale des concentrations dans le panache (mètre)

Ce modèle a une distribution statistique caractérisée par une forme de cloche et sa représentation mathématique est exprimée en termes d'une moyenne et d'une variance (distribution de probabilité normale) (CEQ, 1987). Ce modèle assume que les polluants émis d'une source d'émission - formant un nuage ou un panache - s'étendent dans la direction du vent et se diluent perpendiculairement au vent. La distribution des concentrations de polluants à l'intérieur du panache est normale (ou gaussienne), c'est-à-dire qu'elle est la même dans toutes les directions à partir du centre et décroît régulièrement quand on s'éloigne de ce centre (Détrie, 1969; Wall, 1976). Le panache a une forme conique (figure 15).

Figure 15. Illustration du panache gaussien (source d'émission élevée et continue)

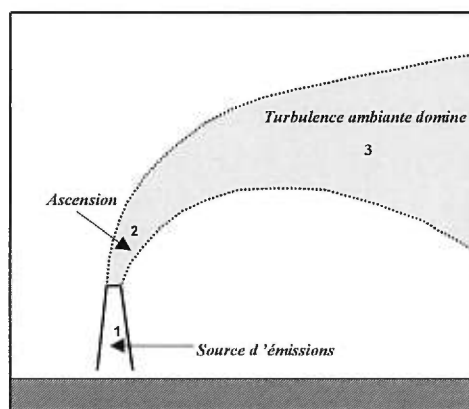


Source : Turner, 1970

L'équation gaussienne représente assez bien la concentration moyenne des polluants dans le panache pour des conditions stables dans le temps et dans l'espace. Le modèle assume que la stabilité est la même dans toute la couche de diffusion, que le vent est homogène sur toute la hauteur de la couche, que la température et la densité sont uniformes tout le long de la trajectoire du panache, et que le contaminant ne subit aucune transformation chimique. Le modèle assume également une topographie régulière, sans édifice ou obstacle quelconque.

L'équation actuelle considère deux phases: la phase aérodynamique autour de la cheminée - où la température et la vitesse d'éjection sont déterminantes pour la diffusion- et la phase météorologique (transport et diffusion) qui intervient au moment où le gaz perd son énergie cinétique et thermique propre (figure 16) (Wall, 1976).

Figure 16. Phases de la modélisation d'émission de gaz inerte



Source : Hanna et Drivas, 1987

Au niveau de la diffusion, l'équation de Pasquill-Gifford ne considère pas tous les éléments comme : (i) la vitesse du vent près du sol (on utilise le plus souvent la vitesse mesurée à une tour météorologique située à environ 10 mètres du sol); (ii) l'utilisation de paramètres de dispersion plus précis; (iii) la hauteur de mélange et (iv) la topographie complexe et la présence de bâtiments avoisinants. Des ajustements doivent donc être apportés à l'équation.

Le modèle ne tient pas compte non plus de la transformation chimique et du dépôt. Cependant, comme les concentrations au sol que nous voulons estimer se situent souvent sur de courtes distances, le fait de ne pas considérer la transformation chimique et le dépôt ne constitue pas toujours une lacune majeure. Mais, ne pas tenir compte de l'influence des bâtiments sur la dispersion des polluants, surtout en milieu urbain, est une lacune majeure.

Des modèles ont été développés pour tenir compte des éléments non considérés dans l'équation de Pasquill-Gifford. En plus de tenir compte de l'élévation du panache à la cheminée, de la stabilité atmosphérique, de la dispersion des polluants, ces modèles peuvent considérer le dépôt, la transformation chimique, l'interaction du panache avec le terrain, incluant la déflexion du panache autour des obstacles, l'élévation du panache au-dessus du terrain, l'empiétement du panache sur le terrain et les contours du terrain et l'effet de sillage des bâtiments (Strimatis et al., 1987 cité par Covello et Merkhofer, 1993).

13.4.2 Précision du modèle de dispersion gaussien

Le modèle gaussien est applicable lorsque l'atmosphère est stable. Dans le cas d'atmosphère instable ou neutre, d'autres équations doivent être utilisées comme celle de Sutton (Fortak, 1973). Il est également valable qu'à partir d'une distance sous le vent de 100 mètres de la source et jusqu'à 10 kilomètres.

Ce type de modèle peut être utilisé pour calculer des concentrations moyennes correspondant à une longue période, soit une saison ou une année, ou pour calculer des concentrations pour une période relativement courte, comme une journée ou une heure.

Cependant, il faut être conscient que pour obtenir une concentration moyenne pour une période de temps donné, on considère dans la moyenne les concentrations maximales (ou pic) et les valeurs minimales. On se trouve ainsi à réduire la valeur du pic. Des études comparant les valeurs des concentrations moyennes et les valeurs maximales au niveau

du sol ont révélé que 1 fois sur 5, la valeur du pic était de l'ordre de 13 fois supérieure aux valeurs des concentrations moyennes, pour une durée d'échantillonnage de 2h 20 minutes (Strom, 1976). Des ratios pic/moyenne ont même atteint la valeur 30. Pour l'évaluation des effets sur la santé, on doit chercher le plus souvent à connaître les concentrations les plus élevées auxquelles la population est exposée sur une courte période. C'est pourquoi, on doit tenir compte des concentrations maximales autant que des concentrations moyennes dans l'estimation de l'exposition.

13.4.2.1 Estimation annuelle ou saisonnière par secteur

Certaines études de validation indiquent que les modèles de panache gaussien peuvent prédire les concentrations atmosphériques annuelles moyennes à un point d'exposition (moins de 10 kilomètres) à l'intérieur d'un facteur de deux à quatre pour des polluants émis continuellement au-dessus d'un terrain relativement plat (CEQ, 1987; Hoffman et al., 1978 cité par Covello et Merkhofer, 1993; Nieuwstadt et al., 1979; Prahm et Christensen, 1977; Robertson et Barry, 1989). Les estimés des concentrations moyennes pour une assez longue période sont donc jugés acceptables.

Pour calculer la concentration moyenne (annuelle ou saisonnière), l'équation gaussienne doit être modifiée afin de tenir compte des données des directions du vent, disponibles aux différentes stations météorologiques, fournies selon seize (16) points de compas (secteur de 22,5 degrés). L'équation est :

$$C_{(x, \text{tout } y \text{ à l'intérieur } \theta, 0)} = \left(\frac{2}{\pi} \right)^{1/2} \frac{Q}{\sigma_z u \theta} \left(\exp \left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2} \right) \right)$$

Équation 5

Où :

θ = $2\pi / 16$ radians

Q = taux d'émission (g/s)

σ_z = paramètre de dispersion verticale (m)

u = vitesse du vent (m/s)

H = hauteur de la source d'émission (m)

Les concentrations estimées à partir de cette équation réfèrent à des moyennes par secteur (Robertson et Barry, 1989).

13.4.2.2 Estimation horaire ou journalière

Les prédictions pour d'autres échelles de temps, de quelques heures ou jours, tendent à être moins précises. Des études ayant comparé les concentrations horaires et journalières de polluants mesurés à des postes d'échantillonnage et les concentrations calculées à l'aide d'un modèle de type gaussien ont permis d'observer un coefficient de corrélation moyen de 0,3. En comparant la distribution des fréquences des valeurs observées et des valeurs calculées, les écarts entre les valeurs observées et celles calculées se situaient à l'intérieur d'un facteur de deux au 50^{ième} centile (la concentration du bruit de fond est incluse). Pour le 98^{ième} centile, les écarts entre les résultats des concentrations observées et ceux calculés se situaient à l'intérieur d'un facteur de quatre (Nieuwstadt et al., 1979).

Venkatram (1988) a établi une équation pour déterminer l'écart attendu de la concentration au sol au centre du panache. Cette formule est valide pour une période de 1 heure, lorsque le modèle gaussien est utilisé. D'après Venkatram, en supposant des hypothèses raisonnables, telle une hauteur de mélange de 1 000 mètres, une vitesse de vent au sol de 5 mètres/seconde, et une période d'échantillonnage de 1 heure, le modèle gaussien permet d'obtenir 95% des observations à l'intérieur d'un facteur de quatre. Son utilisation permettrait de trouver également 75% des observations concernant la distance, où survient la concentration maximale, à l'intérieur d'un facteur de deux (Benarie, 1987).

Une autre étude (Robertson et Barry, 1989) démontre que le coefficient de corrélation obtenu entre la distribution des concentrations horaires observées et de celles prédites est plus important lorsque la période d'échantillonnage est de douze heures que lorsque la période d'échantillonnage est de une heure. Le coefficient obtenu dans le premier cas est égal à 0,44 et la probabilité moyenne est de 50% que les résultats se situent à l'intérieur d'un facteur de deux. Lorsque la période d'échantillonnage était de une heure, il n'y avait pas de corrélation significative et la probabilité que les résultats soient à l'intérieur d'un

facteur de deux se situait entre 20 et 30% (Robertson et Barry, 1989). La plus grande variation de l'erreur surviendrait, d'après cette étude, entre une période d'échantillonnage de une à douze heures.

À noter que lorsqu'il s'agissait d'une météorologie complexe ou d'un terrain accidenté, l'incertitude associée aux prédictions de tels modèles, dans les études de validation, était nettement accrue.

13.5 Critères pour le choix d'un modèle

13.5.1 Type de sources d'émissions

Les caractéristiques des sources d'émissions de polluants doivent être un aspect important à considérer dans la modélisation. Les polluants émis par l'homme proviennent principalement de deux sources: mobile et stationnaire. Le comportement dynamique d'un panache à l'origine d'une source mobile est très différent de celui caractérisant une source stationnaire. En effet, près d'une autoroute, les polluants sont rapidement mélangés par la turbulence générée mécaniquement par le mouvement des automobiles. A la suite d'un mélange initial, les polluants sont déplacés plus loin de la source par convection et sont dispersés par la turbulence atmosphérique et le transport. Par contre, près d'une source stationnaire, comme une industrie, le panache n'est pas immédiatement dispersé par le mouvement et la turbulence autour de la source mais s'élève à quelques centaines de mètres sous l'effet de la flottabilité thermique (Russell, 1988).

Selon leur étendue, on retrouve quatre types de source et la modélisation doit être spécifique à chacune des sources. Une source linéaire désigne souvent les autoroutes mais peut également désigner un nuage formé à la suite de l'épandage d'insecticide d'un avion (Lelièvre, 1992). Une source ponctuelle peut être une cheminée industrielle (à l'échelle de 100 mètres par exemple) mais également une ville si l'échelle considérée est de 50 kilomètres. Une source de surface ou zonale, peut représenter un quartier industriel, un quartier résidentiel, etc. Lorsqu'il y a plusieurs sources ponctuelles dans un

secteur donné, on parle alors de modélisation de sources multiples. Un dernier type de source est rarement modélisé, soit une source volumique (ex. un stationnement de plusieurs étages (Lelièvre, 1992)).

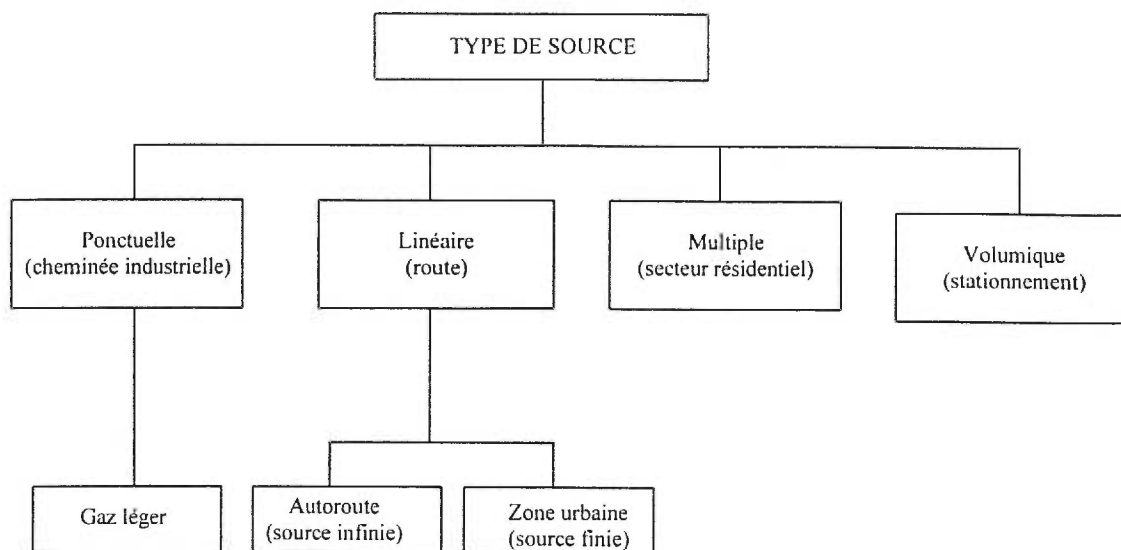
Selon la durée des émissions des sources, on distingue des sources continues et les sources instantanées. Les émissions sont dites continues ou semi-continues lorsqu'il s'agit d'émissions courantes (quotidiennes). Dans ce cas, on parle d'exposition de la population à long terme.

Dans le cas d'émissions accidentelles (ex. lors de catastrophe technologique telle une explosion, une perforation d'une citerne contenant du gaz sous pression, etc.), si celles-ci sont émises en grande quantité et ne durent qu'un moment (quelques secondes ou quelques minutes), on parle d'émissions instantanées. L'exposition de la population est alors de courte durée. Le modèle de dispersion s'appliquant dans de tels cas est de type « bouffée » c'est-à-dire comme « un nuage libéré de manière instantanée » (Environnement Canada, 1986).

Si les émissions accidentelles persistent un certain temps (ex. fuite de produits toxiques), celles-ci sont considérées continues et le modèle de type panache s'applique (Environnement Canada, 1986).

La modélisation utilisée pour les émissions courantes (ou continues) (figure 17) est beaucoup plus simple que la modélisation en cas d'accident. L'annexe X présente plus en détail la modélisation d'émissions accidentelles de polluants.

Figure 17. Types d'applications de la modélisation pour sources courantes



Il existe des modèles pour des émissions de courte durée qui ne sont pas de style « bouffée » ni des panaches continus. Une des approches adoptées est d'assumer que l'émission à court terme se comporte comme une succession de bouffées. Dans ce cas, les résultats de roulements répétés du modèle bouffée sont numériquement intégrés afin d'obtenir les concentrations désirées. Une autre approche est d'assumer une forme mathématique convenable pour l'émission à court terme. Par exemple, des modèles ont été établis en assumant que le taux d'émission du polluant de la source décroît de manière exponentielle, ce qui est une hypothèse raisonnable pour un gaz s'échappant d'un réservoir (Covello et Merkhofer tiré de Wilson, 1979).

Pour la modélisation des polluants s'étendant sur une vaste région (pouvant être un continent entier), on utilise généralement les modèles de transport atmosphérique de longue distance (type lagrangien). Les trajectoires que les polluants pourraient suivre sont calculées sur la base des données historiques du vent provenant des stations météorologiques situées à l'intérieur de la région. Ce genre de modèle est utilisé par Environnement Canada pour estimer la contribution des régions éloignées sur les concentrations de polluants (en particulier l'ozone et ses précurseurs) à divers sites du Canada (Dion, 1998). L'analyse des rétrotrajectoires, en l'absence de modèle numérique exhaustif (incluant la chimie) et validé, s'avère une méthode intéressante pour l'étude du

transport à grande distance des polluants. Les rétrotrajectoires permettent de déterminer la provenance des masses d'air, donc des polluants. Il s'agit en fait de suivre à rebours le chemin d'une parcelle d'air en partant d'un moment et d'un lieu fixés (Leduc, 1998).

Selon Covello et Merkhofer (1993), les modèles de transport à grande distance devraient prédire des concentrations annuelles à un point d'exposition à l'intérieur d'un facteur de trois à cinq (Covello et Merkhofer, 1993).

Il existe également des modèles s'appliquant aux odeurs ou à la simulation de la dispersion de polluants à l'intérieur des résidences (ex. modèles compartimentés).

13.5.2 Résolution temporelle et spatiale

La résolution temporelle d'un modèle revêt tout son importance lors de son application pour estimer l'exposition de la population. En effet, le modèle doit tenir compte de l'échelle temporelle des effets sur la santé attendus soit dans le cas (1) d'une exposition aiguë à des concentrations élevées ou (2) une exposition chronique à de faibles concentrations. Les modèles dont la résolution temporelle est d'une année ne sont généralement pas applicables à un événement d'urgence dont la durée se situe à quelques minutes seulement.

Un autre aspect important à considérer dans la sélection de modèles est la résolution spatiale. Un modèle à l'échelle synoptique (500-5000 km) ne fait pas intervenir les mêmes phénomènes qu'un modèle à méso-échelle (50-500 km) ou à micro-échelle (0-50 km). Les informations à recueillir et traiter sont donc différentes.

13.5.3 Ressources disponibles

Plus d'un modèle peut être approprié pour l'analyse d'un problème donné. Le choix de modèle devra être influencé par les ressources disponibles (temps, équipements informatiques et ressources financières).

CHAPITRE 14

PROPOSITION D'UNE DÉMARCHE DE MODÉLISATION DE DISPERSION DES POLLUANTS À L'ORIGINE D'UNE SOURCE PONCTUELLE

La démarche la plus apte à modéliser la dispersion d'un panache gazeux est l'utilisation de modèles de dispersion validés. L'USEPA (United States Environmental Protection Agency) propose plus d'une trentaine de modèles de simulation de la qualité de l'air, via un réseau UNAMAP (User's Network for Applied Modeling of Air Pollution) localisé dans un ordinateur central à Research Triangle Park, North Carolina. Certains modèles sont offerts gratuitement, de même que les « User's Guide » les accompagnant, via le réseau internet.

Pour l'évaluation de l'impact de nouvelles usines, l'USEPA recommande, depuis 1979, l'utilisation du modèle de dispersion Industrial Source Complex Short Term (ISCST) (RIDGIM, 1991). L'intérêt de ce modèle est qu'il tient compte d'un ensemble d'éléments, qu'il a été validé sur le terrain et fait l'objet de mises à jour fréquentes pour tenir compte des développements survenant dans le domaine. Celui-ci est dit « à court terme » puisqu'il utilise comme données de base, les valeurs moyennes horaires (ou toute autre période comprise entre 1 et 24 heures). En utilisant les valeurs horaires, il est possible de tenir compte des valeurs extrêmes des concentrations.

Il existe également le modèle Industrial Source Complex Long Term (ISCLT). Contrairement au modèle ISCST, ce modèle utilise les valeurs de longue durée, mensuelles, saisonnières ou annuelles comme les données météorologiques résumées sous forme de tableau de fréquences de vitesse de vent (par classe), de la direction du vent (par secteur) et des catégories de stabilité. Ces données à long terme (conditions de dispersion classifiées en trois ou quatre groupes; directions et vitesses du vent associées à chaque groupe...) peuvent avoir été estimées de différentes manières. Afin de tenir compte des fluctuations horaires des différentes conditions, le calcul de ces données devrait être fait à partir du patron des concentrations de polluants associés à chaque heure et de l'addition des contributions sur une base horaire pour plusieurs points autour d'un site (ASME, 1979).

Afin de mieux cerner le modèle ISCST, les prochaines sections décrivent l'équation de base utilisée et les algorithmes impliqués dans le calcul de l'élévation du panache, la détermination des paramètres de dispersion, la correction de la vitesse du vent et l'estimation de l'effet de sillage. Le modèle ISCST intègre d'autres éléments (terme vertical, terme de perte du polluant, la topographie complexe, le système de coordonnées...) qui sont décrits succinctement lors de la présentation de l'équation de base du modèle ISCST. Pour plus d'informations, le lecteur est invité à consulter le «User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models, Volume II – Description of Model algorithms»(USEPA, 1995).

A noter, que notre étude porte sur une démarche destinée à modéliser les émissions provenant d'une source fixe élevée (cheminée industrielle) de type continu (polluants émis continuellement) et n'aborde que superficiellement les autres catégories de sources que le modèle ISCST peut simuler telles les sources près du sol (ex. réservoir), les sources volumiques, les sources de surface, etc. (USEPA, 1995). De plus, comme les émissions courantes de polluants dans l'air sont généralement plus chaudes que l'air ambiant, donc de densité neutre ou faible, nous nous intéresserons plus particulièrement à la modélisation d'un panache gazeux (non réactif) de densité inerte. Pour évaluer de manière plus précise la densité du panache, nous avons joint en annexe la méthodologie qui pourrait être appliquée (Annexe XI).

14.1 Modèles Industrial Source Complex (ISC)

C'est un modèle à régime stationnaire et à dispersion gaussienne. L'hypothèse du régime stationnaire implique que les conditions météorologiques telles que la direction et la vitesse du vent restent constantes pendant le pas de temps de calcul et que le régime de dispersion décrit par les équations a atteint son équilibre (RIGDIM, 1991).

À ces hypothèses de base du modèle, s'ajoutent celles que l'utilisateur choisit. Il peut, par exemple, considérer qu'il y a absence de lessivage des polluants par les précipitations et qu'il n'y a pas de dépôt. Cette approche conservatrice aura tendance à surestimer les

concentrations de polluants. L'utilisateur peut par contre opter pour des hypothèses ayant pour effet de sous-estimer les concentrations comme l'omission de l'effet de sillage des bâtiments à proximité d'une source, d'effets météorologiques locaux prononcés (ex. brises de mer et vents katabatiques) ou une topographie complexe. La formulation des hypothèses est donc très importante.

14.2 Équation gaussienne

14.2.1 Concentrations moyennes

Pour le calcul d'une concentration horaire d'un polluant (C) à une distance x (mètres) sous le vent et à une distance y (mètres) perpendiculaire à la direction du vent, l'équation de base dans le modèle ISC s'énonce comme suit (USEPA, 1995):

$$C = \frac{QKVD}{2\pi u_s \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-0,5 \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] \quad \text{Équation 6}$$

Où

K	=	facteur d'échelle pour convertir les concentrations dans les unités désirées (la valeur par défaut est 10^6 pour Q en g/s et C en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Q	=	taux d'émission de polluant (masse/unité de temps : gramme/seconde)
D	=	terme de perte du polluant par des processus physiques (dépôt) ou chimiques (transformation)
V	=	terme vertical pour tenir compte des effets de la hauteur de la source et du récepteur, de l'élévation du panache, de la couche limite et du dépôt des particules de diamètre > 0.1 microns
u_s	=	vitesse moyenne du vent (m/s) à la hauteur de la cheminée
σ_y	=	écart-type de la distribution latérale
σ_z	=	écart-type de la distribution verticale

Les données à recueillir concernent :

- les émissions de la source (vitesse et température des gaz à la sortie, hauteur et diamètre de la cheminée, débits des rejets);
- l'environnement de la source (présence de bâtiments et leur configuration);
- l'information météorologique (vitesse et direction du vent, la stabilité, la hauteur du mélange...);

- les coordonnées (ISCST utilise les coordonnées d'une grille polaire de 40 km de rayon dans 36 directions différentes).

Pour le calcul du terme vertical et du terme par perte par décomposition ou dépôt, la démarche à suivre de même que les équations à utiliser sont indiquées dans « User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC/) Dispersion Models », Volume II – Description of Model Algorithms » (USEPA, 1995).

Les résultats obtenus avec le modèle ISCST sont exprimés sous la forme de concentrations unitaires (concentrations correspondant à une émission de 1 g/s d'un polluant quelconque). Le modèle ISCST calcule de la même façon pour tous les polluants. Pour obtenir par la suite la concentration dans l'air (périodes horaires, journalières ou annuelles) d'une substance, il suffit de multiplier le résultat de la modélisation par le taux d'émission à la cheminée en g/s (RIDGIM, 1991).

14.2.2 Concentrations maximales

Pour déterminer les niveaux les plus élevés auxquels une population est (ou sera) exposée, il est essentiel de calculer la concentration maximale au sol. L'équation s'énonce comme suit (Hanna et Drivas, 1987):

$$C_{\max} = \left(\frac{0,74Q}{\pi H^2 u} \right) \left(\frac{\sigma_z}{\sigma_y} \right)$$

Équation 7

Où,

C_{\max}	=	concentration maximale au sol (g/m^3)
Q	=	taux d'émission (g/s)
H	=	hauteur effective du panache (m)
u	=	vitesse du vent (m/s)
σ_y	=	écart-type de la distribution latérale
σ_z	=	écart-type de la distribution verticale

On peut constater que la concentration maximale est influencée grandement par la hauteur du panache.

La concentration maximale et la distance à laquelle elle survient peuvent également être estimées à partir de la figure 18 (figure 3-9 dans Turner, 1970). A partir de cette figure, on peut estimer la concentration maximale au sol (g/m^3), en trouvant la valeur de Xu/Q max (m^2) et en multipliant ce résultat par Q/u (g/m).

14.3 Vitesse du vent corrigée

Étant donné que la vitesse du vent prise aux différentes stations météorologiques correspond à celle prévalant à environ 10 mètres du sol, il est nécessaire d'apporter une correction pour tenir compte de la vitesse présente à la hauteur de la source d'émission. La vitesse du vent augmente avec l'altitude pendant la journée et décroît avec l'altitude pendant la nuit. Cette variation du vent selon l'altitude suit la loi exponentielle.

L'équation suivante permet de faire l'ajustement de la vitesse du vent selon la hauteur de la source (Lyons et Scott, 1990).

$$u_z = u_{10} \left(\frac{z}{10} \right)^p \quad \text{Équation 8}$$

Où,

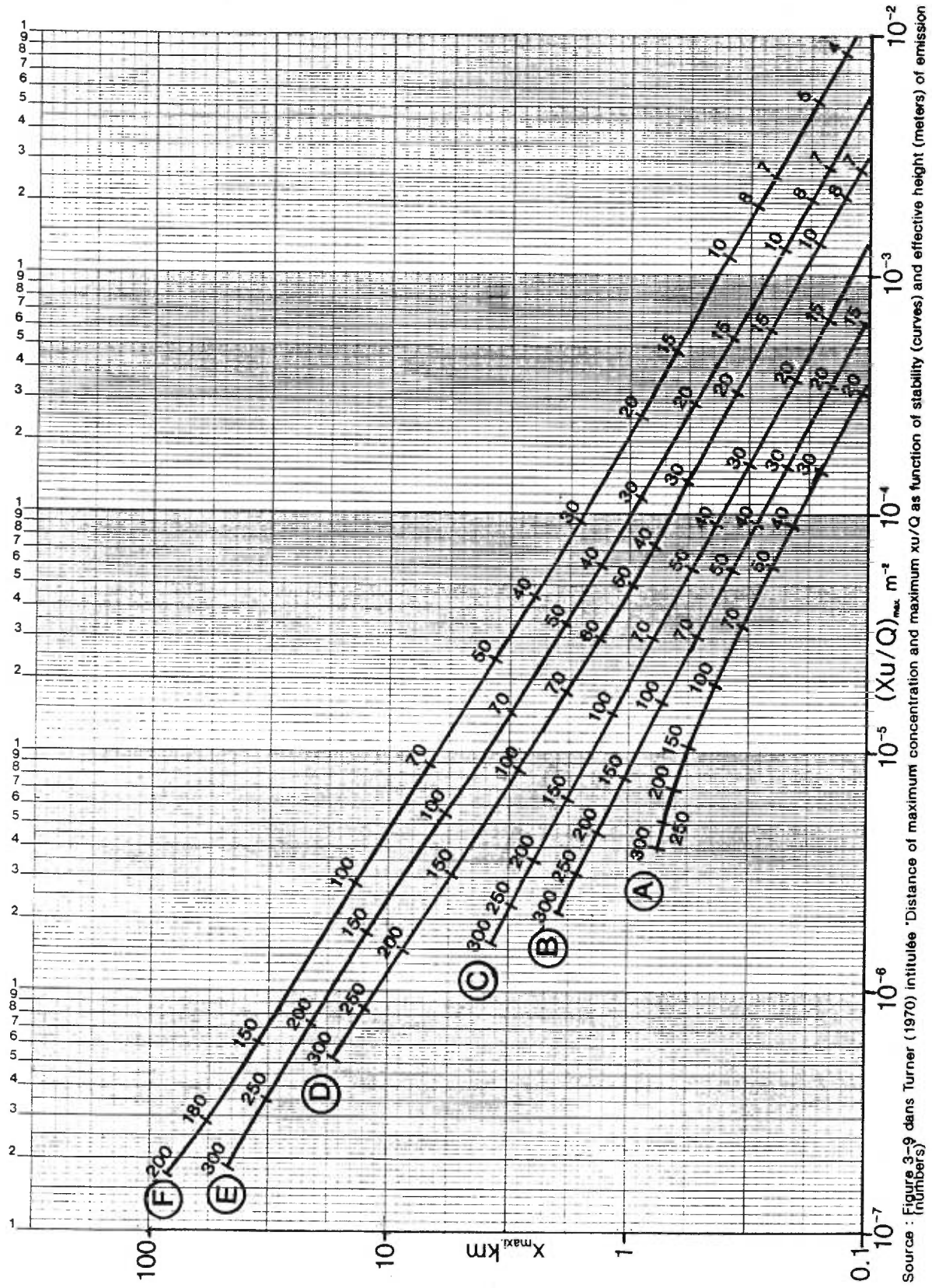
u_z	=	vitesse du vent à la hauteur de z (m/s)
z	=	hauteur au-dessus du sol (m)
u_{10}	=	vitesse du vent au sol (généralement 10 mètres)(m/s)
p	=	coefficient de puissance

Pour déterminer la valeur du coefficient de puissance p , il est recommandé d'utiliser les valeurs figurant au tableau XXV. Ces valeurs varient selon la stabilité et s'appliquent soit à une zone urbaine ou à une zone rurale (Lyons et Scott, 1990)

Tableau XXV. Valeurs du coefficient de puissance p

	Stabilité					
	A	B	C	D	E	F
Zone urbaine	0,15	0,15	0,20	0,25	0,40	0,60
Zone rurale	0,07	0,07	0,10	0,15	0,35	0,55

Figure 18. Nomogramme pour estimer la concentration maximale et sa distance de survenue



Source : Figure 3-9 dans Turner (1970) intitulée "Distance of maximum concentration and maximum xu/Q as function of stability (curves) and effective height (meters) of emission (numbers)"

Bien que ces corrections permettent d'améliorer la valeur de la vitesse du vent, il persiste cependant des variations du vent dans le temps et dans l'espace. Ces variations peuvent survenir même en terrain plat.

Des études ont démontré une variabilité du vent d'environ 30° à mésoéchelle entre plusieurs stations. Pour un terrain irrégulier, lorsqu'il y a des écoulements de montagne ou de vallée, les différences sont encore plus grandes. Des observations faites par le Idaho National Engineering Laboratory (Hanna et Drivas, 1987) montrent une variabilité du vent sur une période d'une heure allant de 90° à 180°.

14.4 Vérification de l'effet de sillage

14.4.1 Description

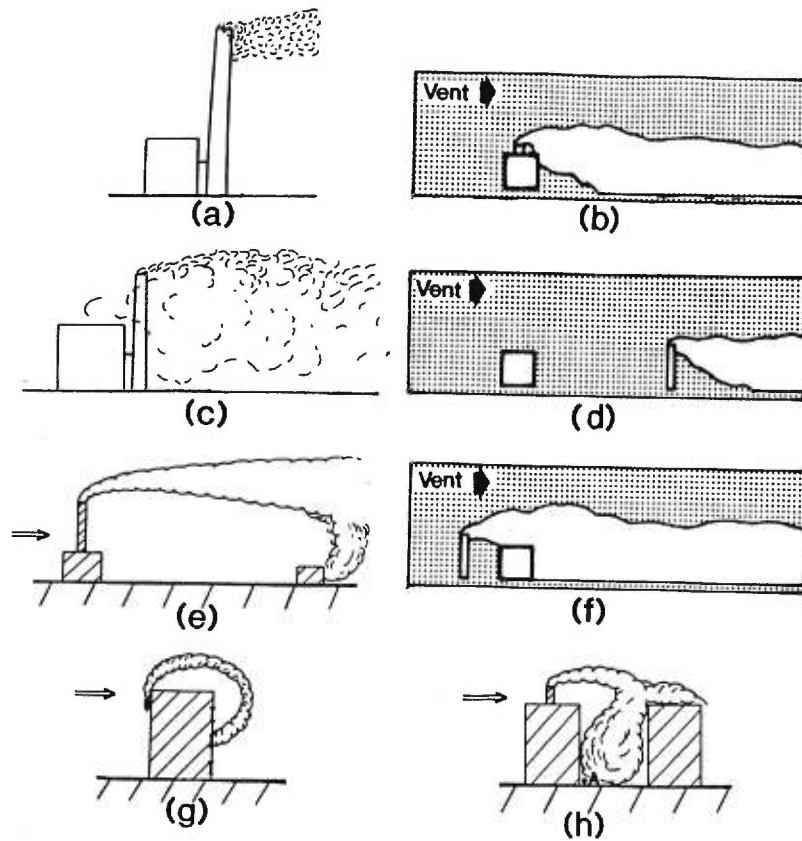
Pour déterminer les calculs à appliquer pour l'élévation du panache et les paramètres de dispersion, il est nécessaire de vérifier s'il existe un effet de sillage. L'effet de sillage (ou « down-wash ») est créé lorsque un ou des bâtiments situés à proximité d'une source d'émission modifient l'écoulement de l'air affectant ainsi la trajectoire du panache et sa diffusion. L'élévation initiale du panache est alors réduite et les concentrations de polluants au sol sont plus élevées (Détrie, 1969).

Le panache, ou une partie seulement, peut être entraîné dans une zone appelée « down-draught » ou dans une autre zone désignée comme la « cavité ». Les concentrations de polluants y sont élevées. Le « down-draught » est une zone qui peut atteindre une altitude de 2,5 fois la hauteur du bâtiment et s'étendre jusqu'à une distance d'environ neuf fois la hauteur de l'édifice (à moins que le bâtiment ait une largeur moindre que sa hauteur) (Détrie, 1969). Les concentrations maximales de polluants retrouvées dans cette zone peuvent être de 20% plus élevées que celles observées en l'absence de bâtiments (Huber et Snyder, 1982) ou lorsque la cheminée est 2,5 fois plus haute que l'édifice adjacent. Pour une hauteur de cheminée 1,5 fois supérieure au bâtiment, il peut en résulter une concentration maximale au sol jusqu'à 250% plus élevée qu'en l'absence d'édifice. La zone dite de « cavité » est une zone de basses pressions où les vitesses

moyennes du vent sont réduites, mais l'écoulement de l'air y est hautement turbulent (Hubert et Snyder, 1982).

La position de la cheminée par rapport à l'édifice et sa hauteur sont deux éléments déterminants de cet effet. La figure 19 présente quelques illustrations du comportement du panache selon la disposition de la cheminée et du bâtiment adjacent.

Figure 19. Quelques illustrations du comportement du panache selon la localisation de la cheminée et du bâtiment (par rapport au vent)



- (a,b) L'effet de sillage causé par la cheminée elle-même.
- (c,d) L'effet de sillage causé par un bâtiment situé en amont de la cheminée.
- (e,f) L'effet de sillage causé par un bâtiment situé en aval de la cheminée
- (g) Polluants émis d'une gaine de ventilation et transportés par le vent de l'autre côté du bâtiment.
- (h) Polluants émis d'une source, située en milieu résidentiel, se retrouvant au niveau de la rue et du côté sous le vent de l'édifice.

Source :Briggs, 1970; Bisson, 1986; Munn, 1978

14.4.2 Méthodes de vérification

Une manière rapide, mais approximative, de déterminer si une source d'émission subit les effets des édifices environnants est d'effectuer le ratio de la vitesse de sortie des gaz et de la vitesse du vent. Si le ratio est supérieur à 1,5, donc la vitesse de sortie des gaz est 1,5 fois supérieure à celle du vent, on peut en déduire que les édifices n'ont pas d'effet sur la dispersion des polluants ($V_s > 1,5u$). Dans le cas contraire, si le ratio est inférieur à 1,5, on doit assumer que les bâtiments ont une influence sur le comportement du panache (Hanna et al., 1982).

Une seconde manière de vérifier s'il y a un effet des bâtiments sur la dispersion, est de comparer la hauteur de la cheminée et le point le plus élevé de l'édifice avoisinant. Si la hauteur de la cheminée est 2,5 fois supérieure par rapport au point le plus élevé de l'édifice, alors on peut en déduire que les bâtiments avoisinant la source n'ont pas d'effet sur la dispersion. Dans ce cas, même un panache qui est ramené au sol devrait se mélanger efficacement (Briggs, 1970). Si par contre, la hauteur de la cheminée est moins de 2,5 fois celle des bâtiments environnants, on doit assumer qu'il y a un impact des bâtiments sur la dispersion des polluants. La règle générale d'une cheminée de hauteur 2,5 fois supérieure à celle des bâtiments ne s'applique que lorsque la vélocité de l'effluent est faible et qu'il ne s'agit pas de petites sources d'émission ayant une faible hauteur de cheminée (Briggs, 1970).

Une troisième manière est de faire le ratio de la hauteur du panache et de la hauteur de l'édifice. Si la hauteur du panache (i.e. somme de la hauteur physique de la cheminée H_s et de l'élévation due au momentum, voir équations de Briggs à la section 9.4.1.1) est plus grande que 2,5 fois la hauteur de l'édifice (H_b) ou de la somme de la hauteur de l'édifice et 1,5 fois la largeur de l'édifice (L_b), on assume que le panache n'est pas affecté par les bâtiments ($H_{\text{panache}} > 2,5 H_b$ ou $H_{\text{panache}} > H_b + 1,5L_b$). Autrement, on assume qu'il subit l'effet de sillage créé par les bâtiments avoisinants (USEPA, 1995).

Une quatrième méthode, plus complexe, permet une vérification de l'effet de sillage en tenant compte de la configuration du bâtiment et de la distance le séparant de la cheminée. L'édifice est considéré être assez proche de la cheminée pour causer des effets de sillage si la distance séparant la cheminée et le point le plus rapproché du bâtiment :

- (i) dans la direction du vent, est inférieure ou égale à 5 fois du moindre de la hauteur ou largeur projetée de l'édifice (L);
- (ii) dans la direction en amont du vent, est inférieure à 2 L;
- (iii) dans la direction perpendiculaire au vent, est inférieure à 0,5L (RIDGIM, 1991).

Par exemple, si une distance de 100 mètres, dans la direction du vent, sépare une cheminée d'un bâtiment, ce dernier devrait avoir une hauteur d'au moins 20 mètres pour influencer la dispersion des polluants.

Le calcul de la hauteur ou largeur projetée est fourni en partie dans User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models (USEPA, 1995). Pour plus de détails concernant la vérification de l'effet de sillage causé par la configuration des bâtiments, il est fortement recommandé de consulter le document suivant : Guideline for Determination of Good Engineering Practice Stack Height (Technical Support Document for the Stack Height Regulations) – Revised (USEPA, 1985).

14.5 Formules d'élévation du panache (sans effet de sillage)

L'élévation du panache au sommet de la cheminée est causée par la vitesse de sortie des polluants. La température de l'effluent, le diamètre de la cheminée et l'état de l'atmosphère (vitesse du vent et type de stabilité) influencent également la hauteur que le panache atteindra. Un autre paramètre pouvant influencer l'élévation du panache est l'environnement physique de la source. Il est cependant difficile de tenir compte de tous ces paramètres lors du calcul de l'élévation du panache et même si on disposait d'une équation pouvant tous les intégrer, il n'est pas certain que les données de tous les paramètres seraient disponibles.

Il existe plusieurs équations pour le calcul de la hauteur effective qui peuvent donner des résultats satisfaisants (ASME, 1979). La hauteur effective du panache (H) est la somme de l'élévation du panache (Δh) et de la hauteur réelle de la cheminée (h). C'est à cette hauteur que l'on assume que la dispersion commence (Turner, 1970). Les équations de Briggs sont les plus souvent utilisées à cause de leur précision (Nieuwstadt, 1979) et elles peuvent tenir compte de différentes stabilités. Le modèle ISCST utilise les équations de Briggs.

Il est souvent recommandé d'utiliser plusieurs équations et de comparer les résultats. Nous présentons ci-dessous deux types de calcul d'élévation du panache, soit les équations de Briggs, compte tenu de leur bonne précision générale, et l'équation de Holland qui estime une valeur d'élévation du panache la plus faible par rapport à l'ensemble des résultats obtenus avec d'autres formules. Le fait de considérer une élévation faible permet de vérifier les concentrations les plus élevées que l'on devrait observer au niveau du sol (résultat conservateur). Cependant, l'équation de Holland s'applique pour des grands volumes de polluants émis et des températures élevées (Lyons et Scott, 1990). A noter que lorsque l'on applique le modèle ISCST, le calcul de l'élévation du panache se fait automatiquement (à partir des informations fournies) et il n'est pas nécessaire de réaliser toutes les étapes ci-dessous décrites. Ces informations sont fournies pour permettre une meilleure compréhension des calculs réalisés dans le modèle ISCST.

14.5.1 Équations de Briggs

Pour déterminer si l'effet prédominant est celui de la force d'impulsion (« momentum ») ou de la flottabilité du panache (« buoyancy ») (USEPA, 1987), on peut comparer ΔT (différence de la température de la cheminée et de la température ambiante) et $(\Delta T)_c$ (fonction du flux et de la stabilité). Généralement, pour des conditions instables, neutres ou stables, si $\Delta T > (\Delta T)_c$, l'effet de flottabilité domine. Si $\Delta T < (\Delta T)_c$, l'effet d'impulsion domine.

Pour des conditions stables :

$$(\Delta T)_c = 0,1958 T_a V_s^{1/2}$$

Équation 9

Où,

T_a = température ambiante ($^{\circ}K$)

V_s = vitesse de sortie de l'effluent au sommet de la cheminée (m/s)

Si les conditions sont instables ou neutres, il faut estimer la valeur de F (flux en m^4/sec^3).

F peut se calculer selon l'équation suivante, lorsque l'on considère que les effets de la force d'impulsion et de flottabilité sont tous deux présents (USEPA, 1987):

$$F = g V_s \left(\frac{d}{2} \right)^2 \left(\frac{T_s - T_a}{T_s} \right)$$

Équation 10

Où,

g = accélération gravitationnelle (9,8 m/s)

V_s = vitesse de sortie de l'effluent au sommet de la cheminée (m/s)

d = diamètre de l'ouverture de la cheminée (m)

T_s = température des gaz au sommet de la cheminée ($^{\circ}K$)

T_a = température ambiante ($^{\circ}K$)

Une fois F estimé, on peut déterminer $(\Delta T)_c$ pour des conditions instables ou neutres.

$$\text{Si } F < 55, \text{ alors } (\Delta T)_c = \frac{0,0297 T_s V_s^{1/3}}{d^{2/3}}$$

Équation 11

$$\text{Si } F \geq 55, \text{ alors } (\Delta T)_c = \frac{0,00575 T_s V_s^{1/3}}{d^{2/3}}$$

Équation 12

On est alors en mesure d'établir si l'effet de la force d'impulsion ou flottabilité domine lorsque les conditions sont instables ou neutres.

Si l'effet de flottabilité domine ($T_s > T_a$ ou $\Delta T > (\Delta T)_c$), les équations à utiliser pour le calcul de la hauteur effective du panache figurent au tableau XXVI et varient selon les conditions de stabilité (Hanna et Drivas, 1987).

Tableau XXVI. Calcul de la hauteur effective du panache lorsque l'effet de flottabilité domine

	F < 55	F ≥ 55
Conditions instables ou neutres	$H = h + \frac{21,425 F^{3/4}}{u}$ Équation 13	$H = h + \frac{38,71 F^{3/5}}{u}$ Équation 14
Conditions stables	$H = h + 2,6 (F / us)^{1/3}$ Équation 15	

Où,

H = hauteur effective du panache (m)

h = hauteur physique de la cheminée (m)

F = Flux (m^4/sec^3)

u = vitesse du vent (m/s)

s = paramètre de stabilité

Remarquez que si les conditions sont stables, il faut considérer le paramètre de stabilité défini comme suit (Lyons et Scott, 1990) :

$$s = \frac{g\Delta\theta}{\theta\Delta z} \quad \text{Équation 16}$$

Où

$$\frac{\Delta\theta}{\Delta z} = \frac{\Delta T}{\Delta z} + \text{Taux de décroissance adiabatique} \quad \text{Équation 17}$$

$$\frac{\Delta T}{\Delta z} = 0,8^\circ C / 100m + 1^\circ C / 100m \quad \text{Équation 18}$$

$$\text{alors } s = \frac{9,8}{T_a} \cdot \frac{1,8^\circ C}{100m} \quad \text{Équation 19}$$

Lorsque l'effet de la force d'impulsion domine ($T_s < T_a$ ou $\Delta T < (\Delta T)_c$), alors ce sont les équations figurant au tableau XXVII qui doivent être utilisées pour le calcul de l'élévation du panache.

Lorsque l'effet de la force d'impulsion domine ($T_s < T_a$ ou $\Delta T < (\Delta T)_c$), alors ce sont les équations figurant au tableau XXVII qui doivent être utilisées pour le calcul de l'élévation du panache.

Tableau XXVII. Calcul de la hauteur effective du panache si l'effet de la force d'impulsion domine

Conditions instables ou neutres	$H = h + \frac{3d V_s}{u}$ <i>Équation 20</i> plus approprié si : $V_s/u > 4$
Conditions stables	$H = h + 1,5 \left(\frac{V_s^2 d^2 T_a}{4 T_s u} \right)^{1/6}$ <i>Équation 21</i>

Source : USEPA, 1987

14.5.2 Équation de Holland

De manière à comparer les résultats, l'élévation du panache peut être également estimée également à l'aide de l'équation de Holland (tendance du panache à être moins haut donc concentrations plus élevées au sol). L'équation de Holland est :

$$\Delta H = \frac{V_s d}{u} \left[1,5 + 2,68 \times 10^{-3} p \frac{T_s - T_a}{T_s} d \right] \quad \text{Équation 22}$$

Où,

ΔH = élévation du panache au-dessus de la cheminée (m)

V_s = vitesse de sortie de l'effluent au sommet de la cheminée (m/s)

d = diamètre intérieur de la cheminée (m)

u = vitesse du vent (m/s)

p = pression atmosphérique (millibare)

T_s = température du gaz au sommet de la cheminée (°K)

T_a = température ambiante (°K)

$2,68 \times 10^{-3}$ = constante ($mb^{-1}m^{-1}$)

A titre d'indication, la pression moyenne au niveau de la mer est de 101,32 kPa (1 kilopascal = 10 millibares). La pression maximale enregistrée peut se situer à 105 kPa et peut

14.6 Calcul des paramètres de dispersion (sans effet de sillage)

14.6.1 Standard

La distribution horizontale (axe des y) et verticale (axe des z) des concentrations retrouvées dans le panache comporte des écarts-types. Ces coefficients de dispersion sont fonction de la distance de la source dans la direction du vent et de la turbulence de l'atmosphère, c'est-à-dire la stabilité de l'air.

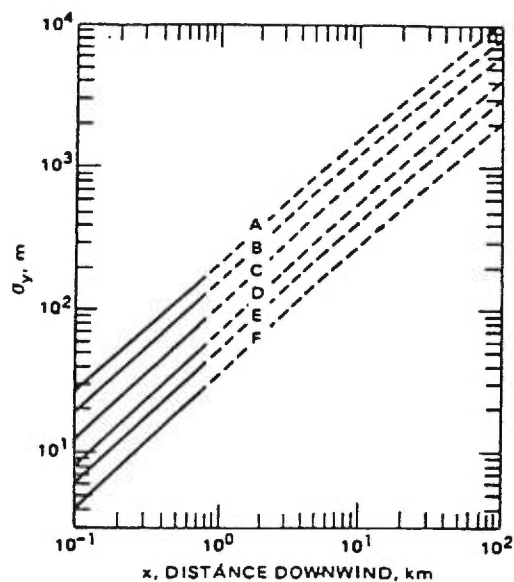
Pour déterminer la déviation horizontale σ_y et la déviation verticale σ_z , il est d'usage d'utiliser des tables conçues à cette fin. On retrouve les coefficients de dispersion pour une durée d'échantillonnage d'environ 10 minutes variant selon la distance de la source (dans la direction du vent) et de la classe de stabilité. Le nomogramme couramment utilisé est établi à partir de la classification de la stabilité de Pasquill-Gifford (Munn, 1978) (Figures 20 et 21)

14.6.2 Amélioration des paramètres de dispersion

Comme les paramètres de dispersion sont estimés à partir de moyennes des résultats obtenus lors d'expérience, il subsiste des incertitudes pour la valeur de ces paramètres sur de courtes périodes (Robertson et Barry, 1989).

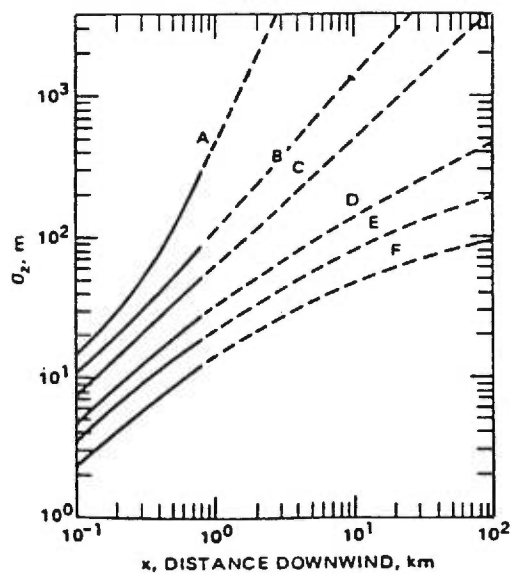
Hanna, Briggs et Hoster (1982) recommandent d'utiliser les équations figurant au tableau XXVIII pour déterminer les paramètres de dispersion pour une meilleure exactitude.

Figure 20. Coefficient de dispersion horizontal selon la distance sous le vent d'une source pour turbulence Pasquill-Gifford



Source : AMS (1990) tiré de la Figure 3-2 dans Turner, 1970

Figure 21. Coefficient de dispersion vertical selon la distance sous le vent d'une source pour turbulence Pasquill-Gifford



Source : AMS (1990) tiré de la Figures 3-3 dans Turner, 1970

Tableau XXVIII. Équations pour la détermination des paramètres de dispersion

<i>Conditions de régions ouvertes (« open-country »)</i>		
Classe de stabilité	Paramètre de dispersion	
	σ_y (mètres)	σ_z (mètres)
A	$0,22x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$	$0,20x$
B	$0,16x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$	$0,12x$
C	$0,11x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$	$0,08x (1 + 0,0002x)^{-1/2}$
D	$0,08x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$	$0,06x (1 + 0,0015x)^{-1/2}$
E	$0,06x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$	$0,03x (1 + 0,003x)^{-1}$
F	$0,04x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$	$0,016x (1 + 0,0003x)^{-1}$
<i>Conditions urbaines</i>		
Classe de stabilité	Paramètres de dispersion	
	σ_y (mètres)	σ_z (mètres)
A-B	$0,32x (1 + 0,0004x)^{-1/2}$	$0,24x (1 + 0,001x)^{1/2}$
C	$0,22x (1 + 0,0004x)^{-1/2}$	$0,20x$
D	$0,16x (1 + 0,0004x)^{-1/2}$	$0,14x (1 + 0,0003x)^{-1/2}$
E-F	$0,11x (1 + 0,0004x)^{-1/2}$	$0,08x (1 + 0,0015x)^{-1/2}$

Source: Lyons et Scott, 1990

Ces équations permettent de déterminer $\sigma_y(x)$ et $\sigma_z(x)$ pour un panache neutre dont les émissions sont continues. Ils sont valides pour une période d'échantillonnage se situant entre 10 minutes et une heure et pour une distance de la source située entre 100 mètres et 10 kilomètres.

14.7 Modification de la hauteur effective et des paramètres de dispersion en présence d'effet de sillage

L'évaluation de l'effet des édifices sur le comportement du panache implique les paramètres suivants: la hauteur de la cheminée, la configuration des édifices environnants, la vitesse de l'effluent et la vitesse du vent à la hauteur de la cheminée. Lorsque l'une ou l'autre des méthodes de vérification indique un effet de sillage, on doit l'estimer. Un algorithme doit être ajouté à l'équation standard, afin d'apporter les ajustements nécessaires (hauteur effective et paramètres de dispersion).

Deux méthodes peuvent être utilisées pour estimer l'effet de sillage, la méthode de Huber et Snyder ou celle de Scire et Schulman (USEPA, 1995). La méthode de Schulman et Scire est utilisée lorsque :

$$H_s < H_b + 0,5 L \quad \text{Équation 23}$$

(H_s : hauteur de la cheminée; H_b : hauteur de l'édifice et L : moindre de la hauteur ou de la largeur projetée de l'édifice).

Autrement, les méthodes de Huber et Snyder sont utilisées, c'est-à-dire dans le cas où :

$$H_s > H_b + 0,5L \quad \text{Équation 24}$$

et

$$H_s < H_b + 1,5 L \quad \text{Équation 25}$$

(RIDGIM, 1991).

Dans la méthode de Huber & Snyder, le calcul de la hauteur effective du panache, en présence d'effet de sillage, utilise les équations de Bowers et al. (USEPA, 1995). Celles-ci sont spécifiques à chacune des stabilités. Pour déterminer les paramètres de dispersion (augmentés) dans le sillage d'un édifice, cette procédure considère la valeur du ratio de la hauteur du panache et la hauteur de l'édifice. Si le ratio est situé entre 1,2 et 2,25, seule une modification de σ_z est apportée. Si le ratio est inférieur ou égal à 1,2, une modification est apportée aux deux paramètres σ_z et σ_y .

La procédure raffinée de Schulman et Scire considère 3 éléments essentiels dans le traitement de l'effet de sillage :

- (1) une élévation réduite du panache;
- (2) une augmentation de la dispersion verticale du panache et
- (3) des modifications des dimensions de l'édifice (hauteur et largeur projetée) selon l'orientation par rapport aux directions du vent.

Les équations utilisées pour le calcul de chacun de ces paramètres sont présentées dans User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) dispersion models – volume II - Description of Model Algorithms (USEPA, 1995).

14.8 Interprétation des résultats

En résumé, la modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants (MDAP) permet d'obtenir, à partir d'une source d'émissions, des concentrations de polluants estimées dans l'air, variant selon les conditions météorologiques et la position du récepteur par rapport à la source. La difficulté de tenir compte de l'ensemble des processus impliqués dans la dispersion, la transformation et l'élimination fait que les modèles comportent des incertitudes qui sont variables d'un modèle à l'autre et augmentent selon le nombre de paramètres estimés. C'est pourquoi, il est nécessaire de toujours accompagner les résultats obtenus des incertitudes rattachées. D'autant plus, que c'est souvent à partir de ces résultats que s'effectuent les estimations des risques à l'environnement et la santé. En effet, ces niveaux de polluants calculés sont souvent utilisés comme niveaux d'exposition populationnelle à la ou les source(s) d'émissions de polluants étudiée(s) et comparés aux niveaux auxquels des effets sur la santé sont possibles. Ainsi, les résultats de la MDAP ne doivent pas être considérés comme représentatifs de l'exposition de la population et plutôt servir d'intrant à une modélisation plus sophistiquée de l'exposition humaine qui prend en compte, par exemple, les déplacements de la population ou l'absorption de la substance dans l'organisme.

CONCLUSION

Dans la première partie de ce mémoire, on discutait des différentes méthodes d'estimation de l'exposition, dont celle de l'estimation des concentrations environnementales via la MDAP, et comment elle s'intègre au processus plus global d'évaluation des risques à la santé humaine (ou autre). La deuxième partie, spécifique à l'exposition à la pollution atmosphérique dans l'air ambiant, était consacrée à l'explication et la caractérisation des paramètres météorologiques intervenant dans le transport et la diffusion atmosphérique des polluants, en particulier sur l'île de Montréal. En établissant les valeurs des paramètres météorologiques pour l'île de Montréal, cette analyse contribue à réduire le nombre de paramètres à identifier lors de l'application de la MDAP sur le territoire. Cette dernière constituait d'ailleurs le sujet de la troisième partie.

De ce mémoire, se dégagent les grandes constatations suivantes :

À l'égard des méthodes d'estimation de l'exposition (humaine ou autre) à une contamination environnementale :

- la complexité d'estimer l'exposition du fait de l'interaction de deux systèmes dynamiques, celui du contaminant environnemental et celui de la population;
- la combinaison nécessaire des concentrations environnementales et de l'exposition de la population;
- la nécessité de recourir à des méthodes d'estimation des concentrations environnementales faute de données précises (mesures), d'où l'importance d'estimer l'incertitude entourant les valeurs calculées;
- le recours à la modélisation de l'exposition pour tenir compte de la multitude de scénarios d'exposition possibles, soit en utilisant des modèles dits « populationnels » ou des « modèles multimedia d'exposition selon la dose ». Dans le premier cas, la modélisation de l'exposition estime les quantités de polluants retrouvées au niveau des barrières physiologiques en se basant sur les caractéristiques propres de la population et de ses déplacements. Dans le second cas, la modélisation vise à simuler

tout le parcours suivi par un polluant en intégrant le taux de contact et l'absorption potentielle dans l'organisme. Cette dernière approche s'inscrit dans un processus plus global destiné à évaluer de manière quantitative les risques à la santé humaine.

À l'égard des conditions météorologiques prévalant à Montréal :

- les systèmes météorologiques défavorables à la dispersion des polluants (ex. passage d'un anticyclone et présence simultanée d'une inversion en altitude) ne persistent pas longtemps et lorsqu'elles surviennent ne dépasseraient pas deux ou trois jours;
- il n'y a pas de barrières physiques majeures sur l'île de Montréal qui modifient de manière déterminante la météorologie, le Mont-Royal n'ayant qu'une influence locale;
- les directions des vents dominants sur l'île de Montréal proviennent de deux secteurs : SO-OSO-O (38,7% du temps) et NNE et NE (15,9% du temps), la vallée du fleuve Saint-Laurent canalisant les vents selon son axe;
- le comportement du panache évolue au cours de la journée selon un patron identifiable;
- l'inversion thermique de surface est un phénomène naturel lié au cycle diurne; une étude dans l'est de Montréal a révélé qu'elle survenait une nuit sur deux mais qu'elle était détruite dans la plupart du temps tôt le matin (donnant lieu à une situation d'enfumage) et ne persistait en après-midi que dans 4% des cas;
- le besoin, en santé publique, de simuler selon les conditions prévalantes sur le territoire étudié mais également selon les conditions favorisant une accumulation de polluants au sol telles les situations d'enfumage (phénomène relativement de courte durée survenant tôt le matin) ou d'inversions thermiques.

À l'égard de la modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants :

- la MDAP peut, en plus d'estimer les concentrations de polluants, être également utilisée pour dresser une cartographie de la contamination;
- le modèle Industrial Source Complex Short Term (ISCST) (recommandé par l'USEPA) peut intégrer un ensemble de paramètres et s'appliquer à plusieurs sources

(ponctuelles, linéaires...). Pour la simulation des émissions instantanées survenant lors de catastrophe technologique, un autre type de modélisation est nécessaire;

- dans toute MDAP en milieu urbain, l'effet de sillage causé par la présence des bâtiments situés à proximité d'une source d'émission doit être estimé; le modèle ISCST permet d'intégrer ce paramètre.

Les modèles mathématiques ont été développés comme les moyens les plus pratiques pour relier les sources atmosphériques aux concentrations de polluants dans l'air et pour évaluer l'impact de nouvelles sources de pollution atmosphérique, les mesures ne pouvant fournir les prévisions anticipées de changements du niveau de pollution atmosphérique. Avec le perfectionnement des ordinateurs, la programmation des modèles mathématiques est plus aisée et son exploitation plus facile. Le développement de nouvelles technologies telles que le regroupement de procédures et techniques dans un Système d'Information Géographique (SIG) constitue une autre avenue intéressante en intégrant la MDAP à d'autres données à référence spatiale. L'intégration de la MDAP dans un SIG constitue donc un outil d'aide à la décision plus complet pour la gestion de l'environnement dans les domaines touchant plus particulièrement le contrôle de la pollution atmosphérique, la planification du transport et l'aménagement. Toute étude ou système permettant d'améliorer la connaissance de la contamination environnementale constitue une source d'information fort utile dans le domaine de la santé publique car permettant une meilleure caractérisation de l'exposition humaine et contribuant à la réduction des incertitudes entourant les valeurs calculées des risques à la santé humaine.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AICE (American Institute of Chemical Engineers. 1989. *Guidelines for Chemical Process Quantitative Risk Analysis*. pp. 59-105
- AMS (American Meteorological Society). 1990. *Meteorological aspects of emergency response*. Editors Mark L. Kramer and William M. Porch. Boston, Massachusetts. 119 p.
- ASME (The American Society of Mechanical Engineers. 1979. *Recommended guide for the prediction of the dispersion of airborne effluents*. Committee on Air Pollution Controls. Edited by Maynard Smith, Brookhaven National Laboratory. New York, 85 p.—
- BENARIE, M. 1987. The limits of air pollution modelling. *Atmospheric Environment*, 21(1) : 1-5
- BISSON, M. 1986. *Introduction à la pollution atmosphérique*. Québec, Ministère de l'Environnement, Direction de l'assainissement de l'air, Les Publications du Québec. 135 p.
- BONVALOT, Y. 1993. Évaluation quantitative des risques cancérigènes liés à l'exposition de substances chimiques : méthodes et applications décisionnelles. Thèse de doctorat de l'Université Paris VII – Jussieu, Spécialité : biomathématiques. 175p. + annexes.
- BRIGGS, D.J. 1992. Mapping environmental exposure dans *Geographical and environmental epidemiology. Methods for Small-Area studies*. New York, Oxford University Press. pp. 158-176
- BRIGGS, D.J. 1970. *Plume Rise*. Oak Ridge (Tennessee), USAEC Division of Technical Information Extension. 81 p.
- CARRIER, G. 1996. *Démarche de l'analyse des risques toxicologiques*. Conférence présentée au 24^{ième} Congrès annuel de l'APCA, Montréal, le 28 mai. 8 p.
- CARRIER, G. 1991. *Réponse de l'organisme humain aux BPC, dioxines et furannes et analyse des risques toxiques*. Québec, Le Passeur. 484 p.
- CEQ (Council on Environmental Quality). 1987. *Risk Analysis. A Guide to Principles and Methods for Analyzing Health and Environmental Risks*. Executive Office of the President of the United States. 375 p.
- CHOCK, D.P. 1978. A simple line-source model for dispersion near roadways. *Atmospheric Environment* (12) : 823-9
- CHOVIN, P. 1973. *Physicochimie et physiopathologie des polluants atmosphériques*. Paris, Masson et Cie, 303p.

- COLLETTE, R. ET CEJKA, P. 1998. Estimation des bilans de pollution de l'air liée au transport routier dans *Pollution atmosphérique et impacts sur la santé et l'environnement dans la grande région de Montréal*. Montréal, RMQA (Regroupement montréalais pour la qualité de l'air) et RRSSS (Régie régionale de santé et des services sociaux) de Montréal-Centre. pp. 44-67.
- COVELLO, V.T. ET MERKHOFFER, M.W. 1993. *Risk Assessment Methods. Approches for Assessing Health and Environmental Risks*. New York et London, Plenum Press. 315 p.
- CSANADY, G.T. 1973. *Turbulent diffusion in the environment*. Palo alto (Californie), B.M. McCormac, Lockheed Palo Alto Research Laboratory. 248 p.
- CUM (Communauté Urbaine de Montréal). 1989. *Bilan des activités en assainissement de l'air de 1970 à 1988*. Montréal, CUM, Service de l'environnement. 88 p.
- DAVID, M. 1977. *Geostatistical ore reserve estimation. Developments in Geomathematics 2*. New York, Elsevier Science Publishing Company Inc. 365 p.
- DÉTRIE, J.P. 1969. *La pollution atmosphérique*. Paris, Dunod. pp. 164-257
- DION, J. 1998. Transport à grande distance (TGD) des polluants atmosphériques dans *Pollution atmosphérique et impacts sur la santé et l'environnement dans la grande région de Montréal*. Montréal, RMQA (Regroupement montréalais pour la qualité de l'air) et RRSSS (Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal). pp. 67-75
- ENGLUND, E. ET SPARKS, A. 1988. *GEO-EAS (Geostatistical Environmental Assessment Software) User's Guide*. Las Vegas (Nevada), USEPA, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, pagination multiple + annexes.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1992. *Estimation des émissions de gaz provoquant l'effet de serre au Canada en 1990. Rapport SPE 5/AP/4*. Ottawa, Ministre des Approvisionnement et Services Canada. 80 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1987. *Le climat de Montréal. Études climatologiques numéro 39. Le climat des villes canadiennes numéro 4*. Ottawa, Publication du programme climatologique canadien, Service de l'environnement atmosphérique. 64 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1986a. *Émissions des principaux polluants atmosphériques au Canada et tendances (1970 à 1980). Rapport SPE 7/AP/17*. Ottawa, Environnement Canada. 154 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1986b. *Manuel d'introduction. Collection Enviroguide*. 71 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1985. *Inventaire canadien des émissions des principaux contaminants atmosphériques (1985)*. Rapport SPE 5/AP/3. 116 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1978. *Inventaire national des émissions de polluants atmosphériques (1978)*. Rapport SPE 3/EP-83-10F. 202 p.

FORTAK, H.G., 1973. Mathematical models for air pollution abatement dans *Models for Environmental Pollution Control*. School of Public Health, The University of Michigan. Ann Arbor Science Publishers Inc. Michigan Rolf A. Deininger Editor. pp. 237-250.

GAGNON, D. ET PLAMONDON, J.-P. 1998. Estimation quantitative d'émissions de polluants dans l'air ambiant de la grande région de Montréal dans *Pollution atmosphérique et impacts sur la santé et l'environnement dans la grande région de Montréal*. RMQA (Regroupement montréalais de la qualité de l'air) et RRSSS (Régie régionale de la santé et des services sociaux) de Montréal-Centre. pp. 15-29.

GUSTAFSON, S.-A. et KORTANEK, K.O. 1973. Mathematical models for air pollution control : determination of optimum abatement policies dans *Models for Environmental Pollution Control*. School of Public Health, The University of Michigan. Ann Arbor Science Publishers, Inc. Michigan Rolf A. Deininger Editor. pp. 251-265

HALLENBECK, W.H. ET CUNNINGHAM, K.M. 1991. *Quantitative Risk Assessment For Environmental and Occupational Health. Fifth Printing*. Lewis Publishers Inc. 199 p.

HANNA, S.R., BRIGGS, G.A. ET HOSTER, R.P.. 1982. Plume Rise (chapitre 2) dans *Handbook on atmospheric diffusion*. Washington (DC), U.S. Technical Information Center. Technical Information Center. pp. 11-24

HANNA, S.R. ET DRIVAS, P.J. 1987. *Guidelines for use of Vapor Cloud Dispersion Models*. For Center for Chemical Process Safety of the American Institute of Chemical Engineers. New York. 177 p.

HUBER ET SNYDER, 1982. Wind tunnel investigation of the effects of a rectangular-shaped building on dispersion of effluents from short adjacent stacks. *Atmospheric Environment* (16):12. pp. 2837-48

HUFTY, A. 1976. *Introduction à la climatologie*. Presses Universitaires de France, Paris, 264 p.

ISAAKS, E.H. ET SRIVASTA, R.M. 1989. *Applied Geostatistics*. New York, Oxford University Press. 561 p.

- LAURINI, R. ET MILLERET-RAFFORT, F. 1993. *Les bases de données en géomatique*. Paris, Hermès, 340p.
- LAURINI, R. ET THOMPSON, D. 1992. *Fundamentals of spatial information systems*. Toronto, Academic Press. 680 p.
- LEDUC, R. 1998. Analyse des rétrotrajectoires et de l'ozone dans le sud du Québec dans *Pollution atmosphérique et impacts sur la santé et l'environnement dans la grande région de Montréal*. Montréal, RMQA (Regroupement montréalais pour la qualité de l'air) et RRSSS (Régie régionale de la santé et des services sociaux) de Montréal-Centre. pp. 75-9
- LEDUC, R. ET GERVAIS, R. 1988. *Connaître la météorologie*. Presses de l'Université du Québec., 271 p.
- LELIÈVRE, C. 1992. *L'atmosphère urbaine*. Montréal, Université du Québec à Montréal. 307 p.
- LIST, R.J. 1971 (sixth revised edition) *Smithsonian Meteorological Tables*. Smithsonian Miscellaneous Collections, volume 114 (whole volume) Washington, Smithsonian Institution Press, pp.495-513
- LYONS, T.J. ET SCOTT, W.D. 1990. *Principles of air pollution meteorology*. CRC Press Inc. Boca Raton, Ann Arbor, Boston. 224 p.
- MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec). 1991. Pièces à l'appui des lignes directrices d'analyse de risque toxicologique (version préliminaire). Québec, Service d'analyse de risque. 240 p. + annexes
- MEP (Meteorological and Environmental Planning). 1979. Dispersion climatology for Montreal East. Montréal. Association industrielle de Laval. 53 p.
- MET-TECH SERVICES. 1992. *Optimisation du réseau d'échantillonnage des polluants gazeux et des poussières en suspension de la région métropolitaine de Montréal. Rapport final* (pour le Ministère de l'Environnement, Direction des Réseaux Atmosphériques). Dollard-des-Ormeaux. 37 pages + figures, tableaux et annexes.
- MORAN, J.M. 1986. *Meteorology: The Atmosphere and the Science of Weather*. Macmillan Publishing Company. New York. Collier Macmillan Publishers, London. pp. 124-130
- MUNN, R.E. 1978. Météorologie de la pollution de l'air dans *Manuel de gestion de la qualité de l'air des villes*. Organisation mondiale de la santé, Publications régionales, Série Européenne, 1. Copenhague. pp. 105-132

- NEIBURGER, M. , EDINGER, J.G. ET BONNER, W.D. 1982. *Understanding Our Atmospheric Environment. 2nd ed.* San Francisco, W.H. Freeman and Company. 453 p.
- NIEUWSTADT, F.T. ET AL., 1979. Prediction of air pollution frequency distribution – part II The gaussian plume model. *Atmospheric Environment* (14) : 259-65
- OLIVER, J.E. ET FAIRBRIDGE, R.W. 1987. *The Encyclopedia of climatology.* New York, Van Nostrand Reinhold Company. 986 p.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1983. *Estimation de l'exposition de l'homme aux polluants atmosphériques.* Genève, 70 p.
- PASQUILL, F. 1961. The estimation of the dispersion of windborne material. *Met. Mag.*, 90 : 33-49
- PASQUILL, F. 1962. *Atmospheric diffusion. The Dispersion of Windborne Material from Industrial and other Sources.* D. Van Nostrand Company Ltd. London. 297 p.
- PASQUILL, F. ET SMITH, F.B. 1983. *Atmospheric diffusion. Third edition. Study of the dispersion of windborne material from industrial and other sources.* New York, Rexdale (Ontario), John Wiley & Sons. 439 p.
- PORTELLI, R.V. 1977. Mixing heights, wind speeds and ventilation coefficients for Canada. Climatological Studies, Number 31. Downsview, Pêches et Environnement Canada, Environnement atmosphérique. 8 p.+figures+annexes
- PRAHM, L.P. ET CHRISTENSEN, M. 1977. Validation of a multiple source gaussian air quality model. *Atmospheric Environment* (11) : 791-5
- PROULX, H., GHISLAIN, J., LAMOTHE, A.-M. ET LITYNSKI, J. 1987. *Climatologie du Québec méridional.* Québec. Québec, Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la météorologie. 198 p.
- RIDGIM (Régie intermunicipale de gestion des déchets sur l'île de Montréal). 1991. *Projet de valorisation des déchets de la Régie intermunicipale de gestion des déchets sur l'île de Montréal. Étude d'impact sur l'environnement déposé au ministère de l'Environnement du Québec. Volume 4. Chapitre 19. Les centres de tri et de valorisation.* (Rapport préparé par Tecult Inc.) Montréal, RIDGIM. pp. 1-52
- ROBERTSON, E. ET BARRY, P.J. 1989. The validity of a gaussian plume model when applied to elevated releases at a site on the canadian shield. *Atmospheric Environment*, 23 (2) : 351-62
- ROSSANO, A.T. ET ROLANDER, T.A. 1978. Établissement d'un inventaire des sources de pollution de l'air dans *Manuel de gestion de la qualité de l'air des villes.* OMS, Publications régionales. Série Européenne, no 1. Copenhague, pp. 133-159

RUSSELL, A.G. 1988. Mathematical Modeling of the Effect of Emission Sources on Atmospheric Pollutant Concentrations dans *Air Pollution, the Automobile, and Public Health*. Health Effects Institute, National Academy Press, Washington, D.C. pp. 161-205

STERN, A.C. 1973. *Fundamentals of Air Pollution*. New York, Academic Press. 492 pages

STRAHLER, A. N. ET STRAHLER, A. H. 1977. *Geography and man's environment*, pp. 37-64

STROM, G.H. 1976. Atmospheric Dispersion of Stack effluents (chapitre 6) dans *Air pollutants, their transformation and transport*. Volume 1 - Air pollution (A.C. Stern). New York, Academic Press. pp. 118-93

TURNER, B. 1970. *Workbook of Atmospheric Dispersion estimates*. United States Environmental Protection Agency. Office of Air Programs. Research Triangle Park, North Carolina, 84 p.

UNEP (United Nations Environment Programme), USEPA (United States Environmental Protection Agency) et WHO (World Health Organization). 1996. *Linkage Methods for Environment and Health Analysis. General guidelines. A report of the Health and Environment Analysis for Decision-making (HEADLAMP) project*. Geneve, 136 p.

UNION DES INDUSTRIES CHIMIQUES, 1981 *Cahiers de sécurité de l'union des industries chimiques*. Groupe de travail « Prévention des risques majeurs » (sous-groupe « Modèle de dispersion atmosphérique). Cahier no 6, 80 p.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1995. *User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models. Volume II – Description of Model Algorithms*. Triangle Park, USEPA, Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division. Pagination multiple.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1991. *User's Guide to Mobile5*. Washington, USEPA Office of Air and Radiation. Pagination multiple.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1989. *Risk Assessment. Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A)*. Washington, DC., Office of Emergency and Remedial Response. pagination multiple.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1987. *Industrial Source Complex (ISC). Dispersion model. User's Guide*, vol. 1. Pagination multiple

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1987a. *Principles of Risk Assessment : A Nontechnical Review*. Office of Policy Analysis. pagination multiple

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1986. *Guideline on air quality models* (revised). Research Triangle Park, NC. pagination multiple.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1985. *Guideline for Determination of Good Engineering Practice Stack Height (Technical Support Document For the Stack Height Regulations)* (Revised). Office of Air and Radiation, Office of Air Quality, Planning and Standard, Research Triangle Park. Springfield, National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce. pagination multiple.

VENKATRAM, A.1988. Inherent uncertainty in air quality modeling. *Atmospheric Environment*, 22(6) : 1221-7

WALL, G. 1976. Some contemporary problems in research on air pollution dans *Progress in Geography : International Review of Current Research*, 8 : 97-131.

WANTA, R.C. 1976. Diffusion and Stirring in the Lower Troposphere dans *Air pollutants, their transformation and transport*. Volume 1 – Air Pollution (A.C. Stern). New York, Academic Press. pp. 80-117

WHO (World Health Organization). 1983. *Guidelines on studies in environmental epidemiology*. Environmental Health Criteria 27. Geneve, United Nations Environment Programme, the International Labour Organisation and the World Health Organization. 351 p.

ZAPPONI, G.A. 1992. Estimating environmental exposure dans *Geographical and environmental epidemiology. Methods for Small-Area studies*. Oxford University Press. pp. 151-157

Annexe I

Modélisation pour des applications autres que l'air

Les informations contenues dans cette annexe proviennent principalement de la monographie de Covello et Merkhofer (1993) et dans un second temps des travaux de CEQ (1987) et du MENVIQ (1991).

Eaux de surface

Les modèles de diffusion dans les eaux de surface (ex. ruisseaux, rivières, lacs ou autres) sont destinés à simuler les processus complexes qui interviennent dans le transport et le cheminement des polluants dans les cours d'eau afin d'estimer les concentrations de polluants selon la distance de la source d'émission. La contamination de l'eau peut provenir d'une source industrielle (effluent aqueux) mais aussi d'une source non ponctuelle comme la pollution qui est amenée par l'air (dépôt direct), les précipitations ou les eaux souterraines (CEQ, 1987).

Les modèles doivent pouvoir considérer les caractéristiques de l'écoulement (ex. turbulence, courant, force de la marée, etc.), les caractéristiques de la masse d'eau (température, etc.) et de toutes les transformations physiques, chimiques ou biologiques qui peuvent survenir.

Lorsque les polluants pénètrent dans l'eau de surface, ils sont initialement dispersés par les courants et la turbulence locale. L'efficacité de la diffusion des polluants dépendra de l'apport d'eau fraîche (ex. ruisseau qui alimente un lac) par rapport à sa décharge (ruisseau de sortie). De plus, la profondeur du cours d'eau a un effet sur les concentrations de polluants. Lorsqu'un cours d'eau est peu profond, le mélange se fait plus facilement. Si le cours d'eau est profond, il y a souvent une stratification thermique (la surface se réchauffe avec le soleil alors que l'eau située en dessous demeure froide) et ainsi les concentrations de polluants peuvent varier selon la profondeur et être plus élevées à certains endroits (Covello et Merkhofer, 1993).

Les polluants émis dans l'eau peuvent se dissoudre (ex. acides) ou flotter à la surface (ex. produit pétrolier); les processus physiques qui interviennent sont donc importants. Les polluants qui sont sous une forme dissoute peuvent être adsorbés aux sédiments ou être éliminés par les organismes biologiques. Les polluants sous forme de particules peuvent se déposer ou précipiter au fond (ex. métaux). Par exemple, les métaux lourds qui précipitent (surtout en présence d'un pH basique) peuvent voir diminuer leur concentration jusqu'à 90%. Cependant, comme ils peuvent s'accumuler, sur des périodes plus ou moins longues, dans les sédiments, des problèmes de pollution à long terme peuvent apparaître (Yong et Galvez, 1990 cité dans RIGDIM, 1991). Ainsi, l'adsorption et la précipitation contribuent à réduire les concentrations mais en même temps augmentent les dépôts. Quant aux polluants volatils, ils ont tendance à s'évaporer.

Les processus chimiques, comme l'ionisation, peuvent être importants dans l'eau. Les réactions chimiques, entre les substances elles-mêmes et les éléments environnants, peuvent également amener la formation de nouveaux produits plus ou moins toxiques, solubles ou volatils. Les facteurs qui agissent sur les transformations chimiques sont la température de l'eau, les niveaux d'oxygène et l'acidité de l'eau (pH) (Yong et Galvez, 1990 cité dans RIGDIM, 1991). On constate que la substance dans une solution aqueuse peut être sous plusieurs formes (dissoute, précipitée, complexe ou ionisée) en fonction de ses caractéristiques propres et des conditions physico-chimiques du milieu (pH de l'eau, etc.).

La plupart des modèles de diffusion des polluants dans les eaux de surface visent à prédire le mouvement, la dilution, la partition et la dégradation des polluants dans l'eau. En raison de la complexité des processus à considérer, les modèles, qui renferment une série d'équations différentielles, sont établis le plus souvent selon des prémisses de base (ex. système en état d'équilibre...).

Eaux souterraines et zones insaturées

Les modèles de transport et de cheminement dans les zones insaturées¹ et eaux souterraines (zones saturées²) ont été développés pour décrire le comportement des polluants qui se déplacent dans le sol et dans les eaux souterraines. Les polluants émis ou déposés sur ou dans le sol (ex. site d'entreposage de produits chimiques) peuvent se déplacer à travers le sol et atteindre la nappe d'eau souterraine. L'objectif principal de la plupart des modèles des eaux souterraines et zones insaturées est de calculer la distribution des contaminants dans le sol insaturé autour des sources d'émission et dans le sol saturé. Une première application de ce type de modèle est l'estimation des concentrations de polluants dans l'eau souterraine utilisée comme eau potable ou pour l'irrigation.

Ces modèles contiennent deux composantes majeures: (1) le transport du contaminant qui pénètre dans les zones insaturées et saturées et (2) l'écoulement dans les eaux souterraines. Dans la zone insaturée, l'écoulement et le transport sont dominés par le mouvement vertical. Dans la zone saturée, au niveau de la nappe d'eau, l'écoulement se fait plutôt dans les directions horizontales (dans les couches moins perméables ou imperméables situées en dessous de la nappe aquifère, l'écoulement vertical est difficile voir absent).

Une multitude de processus physiques et chimiques affectent le transport des contaminants dans le sol et les eaux souterraines. Les facteurs et mécanismes importants qui interviennent sont: les caractéristiques des polluants émis (solubilité, etc.), l'advection (qui inclut l'infiltration et l'écoulement à travers la zone insaturée et avec les eaux souterraines), la dispersion, la sorption (incluant adsorption, absorption, échange d'ions) et les transformations (dégradation biologique, hydrolyse, oxydation, réduction, dissolution, précipitation, etc.) (Covello et Merkhofer, 1993).

¹ La zone insaturée s'étend normalement de la surface du sol jusqu'à la nappe aquifère (Covello et Merkhofer, 1993).

² La zone saturée correspond au secteur occupé par la nappe d'eau souterraine et les couches en dessous (Covello et Merkhofer, 1993).

Il existe des centaines de modèles d'eaux souterraines et de zones insaturées; chacun ayant ses hypothèses spécifiques et limites propres. L'application de ces modèles demande une connaissance approfondie des caractéristiques physiques, chimiques et hydrogéologiques du site étudié.

Environnement particulier

Ce type de modèle vise à estimer la distribution et l'écoulement des polluants dans un environnement spécifique tel un bassin versant (délimité par la ligne de partage des eaux). Le modèle peut être conçu de deux manières : (i) comme un tout sans considération de la distribution spatiale des contaminants à l'intérieur du bassin ou (ii) en sous-régions établies selon les variations des processus hydrologiques et la distribution des contaminants.

Ces modèles visent à simuler le transport des polluants à la surface et pour ce faire, doivent intégrer les propriétés des contaminants eux-mêmes (ex. solubilité et pouvoir de dégradation) ainsi que le transport par la pluie, l'écoulement dans les eaux de surface et l'érosion. En effet, les polluants déposés sur les plantes, les rochers ou le sol sont lessivés par la pluie et aboutissent, même s'ils adhèrent fortement aux particules du sol, en grande partie dans les cours d'eau (ex. lacs, ruisseaux, etc.). Les polluants adhérant aux particules (ex. métaux lourds) peuvent être transportés par l'érosion du sol. L'érosion implique le détachement des particules du sol de la surface et le transport de ces particules par l'écoulement de surface.

Ainsi, ce type de modèles doit tenir compte du dépôt atmosphérique, du dépôt dans les eaux d'irrigation, de l'«uptake» par les plantes, de l'infiltration à travers le sol, de l'écoulement dans les eaux de surface et de l'accumulation dans le sol de surface nécessitant ainsi la prise en compte de plusieurs processus (sorption, solubilité, dégradation, volatilité...) (Covello et Merkhofer, 1993). De plus, les modèles doivent pouvoir calculer l'érosion en fonction de l'intensité des précipitations, des

caractéristiques du sol, de la pente et de la couverture végétale et pratiques culturales du sol (Covello et Merkhofer, 1993).

Plusieurs modèles ont été développés et diffèrent selon les hypothèses formulées et les processus considérés.

Plusieurs médias environnementaux

Dans l'environnement, il y a souvent plusieurs médias qui sont affectés par une contamination. Les modèles multimédias visent donc à simuler les transferts et les interactions des polluants parmi plusieurs médias environnementaux (air, eau, sol ou eaux souterraines). Par exemple, des produits chimiques brûlés dans un site d'enfouissement de déchets peuvent se déplacer du sol à l'air, du sol aux eaux souterraines ou du sol aux eaux de surface. De tels modèles simulent donc les processus physiques et chimiques conduisant au transport des produits chimiques à travers les interfaces air/eau, air/sol et eau/sol (CEQ, 1987).

La plupart des modèles multimédias combinent des modèles développés pour un médium unique. Il peut s'agir par exemple d'insérer les résultats obtenus d'un modèle s'appliquant à un médium unique à un autre modèle développé pour un autre médium (approche composite). La combinaison de tels modèles est alors approximative et s'avère difficile puisque la plupart des modèles environnementaux individuels n'ont pas été établis en fonction de l'interaction avec d'autres modèles. On peut également considérer que chaque médium est un sous-modèle et procéder à l'intégration de l'ensemble des sous-modèles (Covello et Merkhofer, 1993). Comme dans l'approche composite, ce type de modèle requiert un nombre considérable de données (d'où un calcul fastidieux et un temps de roulement long) et une interprétation est difficile puisque la compréhension scientifique des processus de transport inter média n'est pas très avancée (CEQ, 1987).

Une approche alternative pour la modélisation du transport multimédia est l'utilisation de modèles compartimentés. L'environnement est alors divisé en compartiments interactifs, chacun étant constitué des composantes majeures du système environnemental (air, eau, sol, sédiment et biotope). Les modèles estiment la distribution relative des polluants dans chacun des compartiments.

Annexe II

Description des étapes de la procédure d'évaluation des risques à la santé humaine

À la première étape du processus, il s'agit d'identifier, de manière qualitative, la ou les substance(s) ou situation(s) susceptible(s) de conduire à l'occurrence d'effets adverses chez l'humain (Bonvalot 1993 tiré de US DHHS, 1986). À partir de l'information existante sur les substances en cause, il s'agit de vérifier (i) s'il existe des substances présentes qui ont des propriétés toxiques et (ii) s'il existe des voies d'exposition possible pour la population. À partir de la littérature scientifique, les informations à recueillir concernent les propriétés toxicologiques des substances en cause et les données épidémiologiques afin d'élaborer des échelles de toxicité mettant en relation les effets observés lors de différentes expositions (types d'effets associés; R-D-R, mécanismes d'action, toxicocinétique¹, toxicodynamique², interactions avec d'autres substances, etc.) (Carrier, 1996; RIDGIM, 1991). L'autre aspect de cette première étape est l'identification des niveaux d'exposition « théoriques » tenant compte de toutes les voies d'exposition possibles (inhalation, ingestion et contact cutané) selon les conditions actuelles ou futures.

L'estimation de la R-D-R (2^{ième} étape) vise à décrire la relation entre la dose d'exposition à une substance et l'intensité (ou sévérité) de leurs effets néfastes. L'estimation de la R-D-R) consiste donc à établir, de manière quantitative, la relation entre l'intensité et la durée de l'exposition à la substance en cause (i.e. mesure de la dose d'exposition) et la survenue d'effets adverses (la mesure de l'impact sur la santé). Les méthodes d'estimation utilisées diffèrent selon qu'il s'agit d'une substance ayant des effets autres que le cancer (ce qui inclut les effets non génétiques et effets toxiques) d'une autre substance susceptible de causer des effets cancérigènes (et dommages génétiques). C'est qu'il existe deux théories sur la pathogénèse toxique : la théorie du seuil toxique

¹ La toxicocinétique se définit comme le devenir des substances toxiques dans les divers tissus et organes des être vivants en fonction du temps (Carrier, 1996).

² La toxicodynamique se définit comme la relation entre la concentration dans les tissus ou organes cibles et l'effet toxique (Carrier, 1996).

(largement acceptée par la communauté scientifique) et la théorie linéaire (hypothèse plus controversée).

La première, théorie du seuil toxique (« THRESHOLD »), suppose que l'organisme dispose de mécanismes de protection et qu'à une certaine dose, il n'y a plus d'effets négatifs. « Cette théorie s'applique généralement aux substances (ou effets) non-cancérogènes, ou aux promoteurs de cancers (substances non-cancérogènes qui favorisent le potentiel de substances cancérogènes) » (RIGDIM, 1991). L'hypothèse considérée pour la modélisation de la R-D-R est l'existence d'un seuil en-deçà duquel aucun effet toxique ne se manifeste (CEQ, 1987). La seconde, la théorie linéaire, concerne quant à elle les substances cancérogènes directes et les initiateurs de cancers (RIGDIM, 1991). Elle suppose que toute exposition entraîne une probabilité d'un cancer et que cette probabilité est directement proportionnelle à l'exposition : plus l'intensité de l'exposition augmente plus forte sera la probabilité d'apparition d'un cancer. Ainsi, pour les dommages cancérogènes (et les effets génétiques), l'hypothèse généralement assumée est l'absence de seuil (MENVIQ, 1991).

À noter que pour la caractérisation de la R-D-R, il y a deux manières de procéder : soit de se limiter aux banques de données disponibles (méthode rapide) ou soit d'élaborer de tels indicateurs toxicologiques (ou estimateurs de risque) à partir de données expérimentales et épidémiologiques (méthode élaborée). Cette dernière est complexe, requérant l'examen des études pertinentes, l'utilisation de procédures statistiques appropriées (puissance statistique de l'étude : erreur alpha, erreur de type bêta); la conversion des doses afin d'extrapoler les doses indiquées dans les études toxicologiques (conversion de l'animal à l'humain) ou épidémiologiques (conversion selon le patron d'exposition des sujets); l'application de facteurs de sécurité tenant compte des diverses sources d'incertitude (variation interindividuelle et inter-espèces de la réponse toxique, différences de patron d'exposition...), etc. Pour les effets cancérogènes, l'approche selon l'hypothèse d'absence de seuil a fait l'objet de nombreux développements

méthodologiques et on dispose aujourd'hui de plusieurs modèles mathématiques¹ pour extrapoler les effets observés à de hauts niveaux d'exposition aux niveaux d'exposition (généralement plus faibles) de la population étudiée (Bonvalot, 1993).

Afin d'estimer d'une manière rapide la R-D-R, il est courant d'utiliser les valeurs de références, définies par les organismes gouvernementaux. Sur la base des deux théories, avec ou sans seuil, les valeurs de référence se divisent en deux grandes catégories : celles s'appliquant aux substances ayant des effets non cancérogènes (seuil sécuritaire) et celles correspondant aux substances ayant un potentiel cancérogène (absence de seuil).

Dans le premier cas, la dose sans effet adverse est désignée comme le NOAEL (No-Observable-Adverse-Effect-Level). Comme celle-ci est habituellement déterminée à partir des données animales, elle est divisé par un facteur de 10 à 10 000 (facteur additionnel de protection), par les organismes de réglementation, afin de disposer d'une dose de référence (« RfD ») pour l'homme. Le facteur additionnel, dit facteur d'incertitude (FI), permet de tenir compte de la variation intra espèce (1 à 10), de la variation inter-espèce (>0 à 10), de l'utilisation d'un LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) (10), d'une étude sub-chronique (10) (RIGDIM, 1991).

Un autre facteur additionnel de protection, le facteur modifiant (FM), est appliqué dans le cas où les données toxicologiques sont insuffisantes ou inadéquates, si l'effet observé est sévère ou irréversible et s'il y a possibilité d'interactions entre la substance en cause et d'autres substances. Les doses de référence proposées par l'USEPA sont le plus souvent utilisées car elles sont disponibles pour une grande quantité de substances et sont bien documentées et validées.

¹ Les modèles d'extrapolation hautes doses – basses doses rencontrés se divisent en deux grandes classes : les modèles statistiques ou de distribution des tolérances (modèles probit, logit, weibull, log-probit...) et les modèles dérivés d'hypothèses sur le mécanisme de la cancérogénèse (Bonvalot, 1993). Ces derniers sont aussi appelés mécanistes ou stochastiques (modèles one-hit, multi-hit, multistage ou Armitage-Doll, MVK...). Peuvent se greffer à cette seconde classe de modèle, les modèles « time-to-tumor » (log-linéaire) et les modèles stochastiques intégrant les données pharmacocinétiques (Bonvalot, 1993, 1987; CEQ, 1997; Carrier, 1991; Covello et Merkhofer, 1993 et MENVIQ, 1991). Certains des modèles ci-dessus ont été développés à partir de données épidémiologiques (modèle Multistage) ou à partir des connaissances biologiques du mécanisme de la cancérogénèse (modèle MVK) (Bonvalot, 1993).

Dans le second cas, les indicateurs développés et/ou utilisés sont le plus souvent ceux de l'USEPA : le coefficient d'excès de risque unitaire de cancérogénicité (Q_1^*), la classification des produits (A, B1, B2, C, D), la classification selon la cancérogénicité relative des produits (élevée, moyenne, faible) ainsi que la classification qualitative selon la Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) (Lavigne, 1998).

L'Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS) de l'USEPA (United States Environmental Protection Agency) a mis sur pied un système de classification de la cancérogénicité afin de décrire (sous forme de sommaire) les effets toxiques sur la santé humaine de nombreux produits chimiques (plus de 180) (Lavigne, 1998). Cette banque de données réunit les informations de plusieurs sources dont la principale est l'Integrated Risk Information System (IRIS) de l'USEPA (disponible via internet). Cette dernière contient l'information officielle (consensus de comité d'experts), notamment des doses de référence et coefficients de cancérogénicité. Les autres sources d'information secondaires utilisées par l'OAQPS sont :

- les Health Assessment Documents de l'USEPA;
- les Drinking Water Criteria Documents de l'USEPA;
- les Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST) de l'USEPA;
- les Toxicological Profiles de l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR);
- le Hazardous Substances Data Bank (HSDB) de l'USEPA qui contient des sommaires de la littérature vérifiée par des pairs (« peer-reviewed ») et
- le Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS) de l'USEPA (Lavigne, 1998).

D'autres banques de données sont également utilisées telles celles de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et Santé Canada.

La troisième étape de la démarche de l'évaluation quantitative du risque à la santé (ÉQRS) consiste à quantifier le risque à partir des doses auxquelles les personnes pourraient être exposées en fonction des médias contaminés (eau, air, sol, etc) et tenant compte des voies d'entrée dans l'organisme (ingestion, inhalation, contact cutané) (MEF, 1996). De manière à obtenir la dose externe, trois étapes doivent être réalisées.

- la caractérisation de l'exposition aux contaminants, soit par mesures directes (analyses directes des tissus biologiques) ou par des modélisations basées sur les niveaux dans l'environnement;
- la caractérisation des conditions d'exposition, à partir de scénarios d'exposition basés, par exemple, selon l'occupation du territoire (résidentielle, résidentielle/agricole, commerciale et industrielle) et les valeurs des diverses variables qui influent sur la valeur de la dose, soit les variables d'ordre général (l'âge, le sexe, le poids, la surface corporelle, la proportion du temps passé dans la zone d'étude, la proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur, le patron d'activité physique...) et les variables caractérisant l'exposition (les taux d'inhalation, les taux de contacts cutanés avec le sol et les poussières intérieures, les taux d'ingestion d'aliments, d'eau potable, de sol et de poussières intérieures ainsi que diverses autres variables telles la durée des bains et des douches, concentrations des matières en suspension dans l'air, etc.) (MEF, 1996);
- la modélisation de l'exposition, à l'aide de modèles mathématique mettant en relation les concentrations dans les divers médias avec les conditions d'exposition à l'aide d'un modèle mathématique approprié.

À la quatrième étape du processus, il s'agit de confronter les résultats obtenus à la 2^{ième} étape (estimation de la R-D-R) avec ceux de la 3^{ième} étape (estimation des doses d'exposition). Le risque individuel et le risque collectif sont estimés de même que l'ensemble des incertitudes entourant le niveau de risque (Carrier, 1996). La caractérisation du risque revêt un aspect qualitatif en ce sens qu'un jugement doit être porté sur l'acceptabilité du risque estimé (MEF, 1996).

Annexe III

Dose biologiquement effective et modèles de type pharmacocinétique

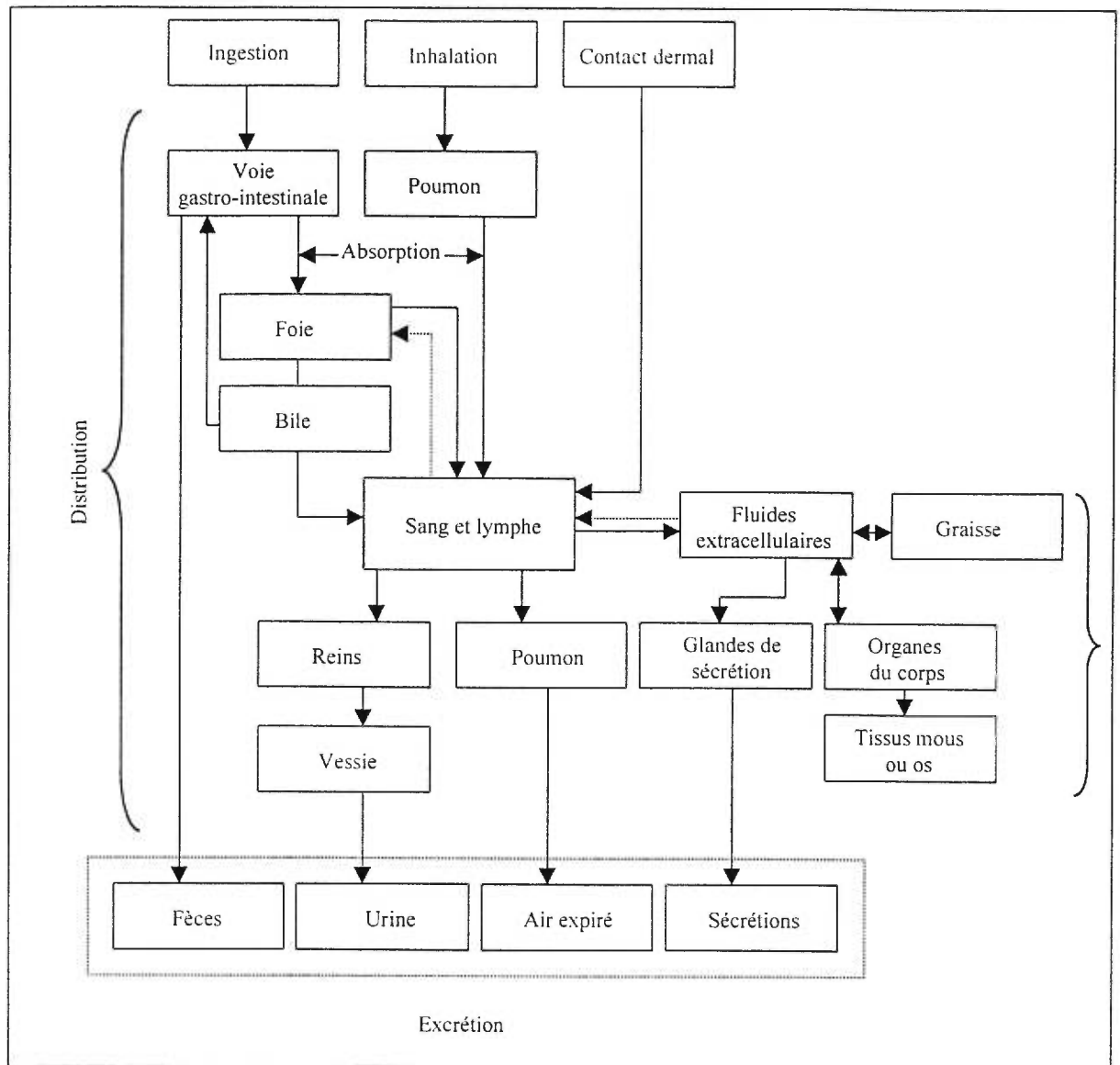
L'utilisation de la dose effective demande une connaissance toxicocinétique (c'est-à-dire du comportement de la substance dans l'organisme) et si disponible, un modèle toxicocinétique; on dispose rarement de cette information.

La figure, à la page suivante, montre le cheminement des produits chimiques à l'intérieur du corps. Quatre phases se dégagent du cheminement d'une substance dans le corps: (1) l'absorption; (2) le transport (ex. circulation sanguine) aux différents tissus et organes; (3) la distribution et redistribution (liée à l'anatomie et à la physiologie) et (4) l'élimination en fonction du temps (par biotransformation ou par excrétion par les voies urinaire, pulmonaire et cutanée) (Carrier, 1991).

Après l'entrée dans le corps, des substances peuvent être absorbées et métabolisées c'est-à-dire modifiées chimiquement pour former les métabolites. Plusieurs substances produisent des effets toxiques seulement après avoir été absorbées et métabolisées dans le corps. Une fois absorbées dans l'organisme, les substances, ou leurs métabolites, passent dans la circulation sanguine (et/ou autres fluides de l'organisme) et sont distribuées plus ou moins rapidement à travers les organes et tissus (ex. foie, reins, cerveau, muscles, tissus adipeux, peau, os, tissus lymphatiques).

Plusieurs substances circulant dans le système sanguin peuvent temporairement être liées aux molécules de protéines du sang; ce qui réduit la quantité de substance toxique pour endommager l'organe cible, mais contribue en même temps à prolonger le temps qu'une substance toxique circule dans le corps. Le résultat net est que la dose de la substance à l'organe cible est chronique plutôt qu'aiguë (Covello et Merkhofer, 1993). De plus, certaines substances peuvent être emmagasinées pour de longues périodes de temps dans la graisse ou les os (ex. le plomb adhère au calcium dans les os).

Cheminement des produits chimiques à l'intérieur du corps humain



Source: Traduction libre dans CEQ, 1987 (p. 76) tiré de Principles of Risk Assessment: A Nontechnical Review, USEPA Office of Policy Analysis, 1987

On constate que certaines substances peuvent être métabolisées et excrétées alors que d'autres peuvent s'accumuler dans certains tissus ou organes. Le degré auquel les substances ou leurs métabolites sont absorbés, emmagasinés ou excrétés dans le corps est d'ailleurs fort variable. Les produits chimiques produisent des effets variant selon les différentes espèces (humaines, animales...) et à l'intérieur des individus d'une même espèce (susceptibilité différentielle des enfants, personnes âgées, personnes malades...).

Les modèles pharmacocinétiques ont été développés pour simuler le cheminement des agresseurs à partir du moment où il entre dans le système sanguin et/ou fluides d'un organisme. Clewel and Andersen (CEQ, 1987) ont regroupé les modèles pharmacocinétiques pour les produits toxiques en deux grandes catégories: les modèles de type compartimenté et les modèles à base physiologique.

Les modèles compartimentés décrivent l'organisme «en termes de compartiments correspondant à des organes spécifiques ou ensemble d'organes» (MENVIQ, 1991). Ce type de modèles utilise une série d'équations mathématiques pour décrire les compartiments connectés. Les compartiments ne représentent pas nécessairement toutes les régions anatomiques réelles du corps (CEQ, 1987). Les modèles compartimentés permettent de relier la concentration du produit chimique ou du métabolite dans le sang ou tissu à la dose administrée du produit chimique.

Les modèles toxicocinétiques (pharmacocinétiques) à base physiologique (modèles dits PBPK pour Physiologically Based Pharmacokinetic) visent à tenir compte des considérations physiologiques des individus. Ils représentent les organes actuels ou groupes d'organes impliqués, en fonction de leur volume, poids, circulation sanguine et autres facteurs. Les constantes physico-chimiques et biochimiques du composé sont utilisés pour spécifier les taux de transformation (CEQ, 1987). Les modèles PBPK constituent une source d'information majeure pour le développement de modèles dose-réponse dans la mesure où ils permettent de tenir compte de la non-linéarité entre dose d'exposition externe et dose effective (MENVIQ, 1991 tiré de Hoel et al., 1984 et Perera, 1986).

De tels modèles requièrent nécessairement des quantités énormes de données sur «l'anatomie, la physiologie, la division des agresseurs dans les tissus spécifiques et fluides, les taux de décroissance et métabolisme, et les interactions biochimiques entre les agresseurs et les tissus» (CEQ, 1997). Pour la plupart des substances, ce type d'information n'est pas disponible.

Annexe IV

Calcul de la valeur de la vitesse de dépôt

La valeur de la vitesse de dépôt dépend des caractéristiques physiques et chimiques de la substance, des variables météorologiques (ex. vitesse du vent), des propriétés physiques, chimiques et biologiques de la surface sous-jacente (AMS, 1990). La formule générale pour estimer la vitesse avec laquelle les particules les plus grosses chutent, sous l'effet de la gravité, s'énonce comme suit :

$$V = \frac{g a^2 (d_1 - d_2)}{18n}$$

Où

- V = vitesse de chute (cm/sec) ;
 g = gravité (cm/sec²) ;
 a = diamètre moyen de la particule (cm) ;
 d_1 = densité de la particule (g/cm³) ;
 d_2 = densité de l'air ambiant (g/cm³) ;
 n = viscosité du fluide (poises, ; dans des conditions normales, la viscosité de l'air est égale à 0,017 centipoises)

La vitesse de dépôt la plus souvent utilisée est de 1 cm/sec (AMS, 1990). Les particules dont le diamètre est inférieur à 0,1 µm se comportent à peu près comme des molécules gazeuses.

Vitesse de chute par gravité selon la taille des particules

Rayon	Vitesse de chute (cm/s)
0,001 µm*	-
0,01 µm*	4 x 10 ⁻⁷
0,1 µm*	1,5 x 10 ⁻⁴
1,0 µm	2,5 x 10 ⁻²
10,0 µm	2,5
100,0 µm	150

* Les particules de rayon inférieur à 0,5 µm peuvent pénétrer dans le poumon (Lyons et Scott, 1990).

Annexe V

Circulation atmosphérique en altitude

La circulation atmosphérique supérieure résulte des différences du rayonnement solaire reçu à la surface de la terre, au mouvement de la terre (force de Coriolis) et à la répartition inégale des océans, continents, relief, etc. (Proulx et al., 1987). A l'équateur, il y a une plus forte absorption de la chaleur que de perte alors que dans les régions polaires, c'est l'inverse qui se produit. Ce déséquilibre énergétique est rétabli par le déplacement de l'air chaud de l'équateur vers les pôles et de l'air froid vers l'équateur. C'est par l'intermédiaire des centres de basses et de hautes pressions et des courants marins que s'opère tout le processus du transfert de chaleur.

Dans les tropiques, le fort réchauffement solaire permet à l'air chaud chargé d'humidité de s'élever par convection. Ce mouvement ascensionnel entraîne une chute de pression au sol et crée ainsi une aire de basses pressions (zone de convergence intertropicale). L'air monte jusqu'à une altitude de 15 kilomètres et vers le 30° de latitude, commence à redescendre puisque l'air se refroidit. Ce mouvement vers le bas donne lieu à une zone de hautes pressions vers le 30° de latitude. L'air poursuit alors sa montée vers le nord ou retourne vers l'équateur. Aux pôles, l'air très froid au sol génère une zone de haute pression qui se déplace vers le sud.

Dans l'hémisphère nord, au sommet de la troposphère, vers 9 km d'altitude, les mouvements sont intenses, surtout en hiver où le gradient thermique entre l'équateur et les pôles est à son plus fort. On retrouve une bande de vents d'ouest très rapides (> 100 km/h), les courants-jets, polaire et subtropical, ce qui favorise la formation de dépressions en dessous d'eux (Proulx et al., 1987; Leduc et Gervais, 1988). Les hautes pressions du nord et du sud sont alors entraînées vers ces basses pressions (Détrie, 1969) que l'on retrouve d'ailleurs plus souvent à nos latitudes.

Comme la terre tourne autour de son axe, les vents sont déviés par la force de Coriolis vers la droite dans l'hémisphère nord et vers la gauche dans l'hémisphère sud. Les

déplacements de l'air dans l'hémisphère nord se font donc de l'ouest vers l'est (Détrie, 1969).

Entre les hautes pressions tropicales et polaires, il y a également toute une série de dépressions et d'anticyclones qui voyagent de l'ouest vers l'est, dans l'hémisphère nord (Leduc et Gervais, 1988). Le développement et le déplacement de ces masses d'air sont étroitement liés aux facteurs géographiques comme les conditions de surface des continents (végétation, neige, glace, etc.), la proximité d'une nappe d'eau importante et le relief (chaînes de montagnes, vallée, etc.). Par exemple, le contraste thermique entre le continent et l'océan pendant la saison hivernale permet le développement d'un système de hautes pressions au-dessus du continent enneigé alors qu'il y a un renforcement des dépressions au-dessus des masses d'eau (Proulx et al, 1987). En Amérique du Nord, on a établi que six zones principales favorisent le développement des dépressions:

- A) Côte est
- B) Golfe du Mexique
- C) Colorado
- D) Grand Bassin
- E) Alberta
- F) Territoires du Nord-Ouest

Annexe VI
Type de vent selon la vitesse enregistrée

Vitesse de vent m/s		km/h	Type de vent	Effets produits par le vent selon l'échelle de Beaufort m/s	
< 5,7		< 20	Vents légers	0,3	Calme, la fumée s'élève verticalement
				0,3 à 1,5	La direction du vent est révélée par le sens de la fumée, mais non par la girouette
				1,6 à 3,3	On perçoit le souffle du vent sur la figure. Une girouette ordinaire est mise en mouvement
				3,4 à 5,4	Feuilles et petites branches constamment agitées. Le vent déploie les pavillons légers
5,8 – 11,3		21 - 40	Vents modérés	5,5 à 8	Soulève la poussière et les papiers, fait mouvoir les petites branches
				8 à 11	Les arbustes en feuilles balancent. Des vaguelettes créées se forment sur les lacs ou étangs
				11,4 - 16,8	41 - 60
		14 à 17	Les arbres entiers sont agités. Il est pénible de marcher contre le vent		
16,9 - 25,2		61- 90	Vents très forts	17 à 21	Brise les petites branches des arbres
				21 à 24	Peut endommager les constructions légères (cheminées et ardoises arrachées)
25,3 - 31,8		91-115	Vents violents	24 à 28	Rarement observé à l'intérieur des terres. Graves dégâts aux constructions
				28 à 34	Très rarement observé. Ravages étendus
> 31,9		> 115	Ouragans	> 34	Ouragan

Source: Leduc et Gervais, 1988; Détrie, 1969

Annexe VII

Établissement du rayonnement solaire et nébulosité

Pour pouvoir utiliser la classification de Pasquill, il faut établir l'intensité du rayonnement solaire. Le tableau suivant présente le type d'ensoleillement (faible, modéré, fort) selon la hauteur du soleil au-dessus de l'horizon (angle d'élévation du soleil) et de la couverture nuageuse.

Classification du type d'ensoleillement

Couverture nuageuse	Élévation solaire		
	Angle 15° - 35°	Angle 35° - 60°	Angle > 60°
Moins de 4/8	Faible	Modéré	Fort
5/8 - 7/8 (haute altitude)	Faible	Faible	Modéré
5/8 - 7/8 (au sol)	Faible	Faible	Faible

Source: Hanna et Drivas, 1987

L'angle d'élévation du soleil varie selon la latitude, le temps de la journée (angle horaire) et la date (inclinaison de la surface de la terre variable au cours de l'année). La durée du jour est influencée par ces facteurs .

L'angle d'élévation du soleil se calcule par la formule suivante (Hufty, 1976):

$$\sin h = \sin\varphi \sin\delta + \cos\varphi \cos\delta \cos A$$

Où

h = altitude du soleil (élévation angulaire au-dessus de l'horizon)

φ = latitude

δ = déclinaison du soleil

A = angle horaire du soleil par rapport au méridien du lieu.

Angle d'élévation du soleil et durée du jour à la latitude 45°N (heure normale)

Mois	Angle d'inclinaison du soleil ¹	Lever du soleil ² (hre et min.)	Coucher du soleil ² (hre et min.)	Durée du jour ¹ (hre et min.)
1er Janvier	-23°4'	7h35	16h31	8h58
1er Février	-17°9'	7h06	16h59	9h52
1er Mars	-7°53'	6h18	17h13	11h10
1er Avril	+4°14'	5h33	18h14	12h45
1er Mai	+14°50'	4h43	19h08	14h11
1er Juin	+21°57'	4h28	19h23	15h16
1er Juillet	+23°10'	4h23	19h39	15h26
1er Août	+18°14'	4h46	19h21	14h36
1er Septembre	+8°35'	5h16	18h39	13h14
1er Octobre	-2°53'	5h52	17h44	11h45
1er Novembre	-14°11'	6h31	16h51	10h15
1er Décembre	-21°41'	7h14	16h05	9h09

¹ Smithsonian Meteorological, Tables 169 et 171 dans List, 1971

² Estimé à partir de la figure A-1 «Angle de déclinaison (D) et facteur de correction (E)» dans Leduc et Gervais (1988) et des formules suivantes:

$$12 - \frac{\text{Acos}(-\tan D \tan T)}{15} - E - \frac{75-L}{15} \text{ (lever)}$$

$$12 + \frac{\text{Acos}(-\tan D \tan T)}{15} - E - \frac{75-L}{15} \text{ (coucher)}$$

où T est la latitude et L est la longitude soit 45°35' et 74°35' pour Montréal

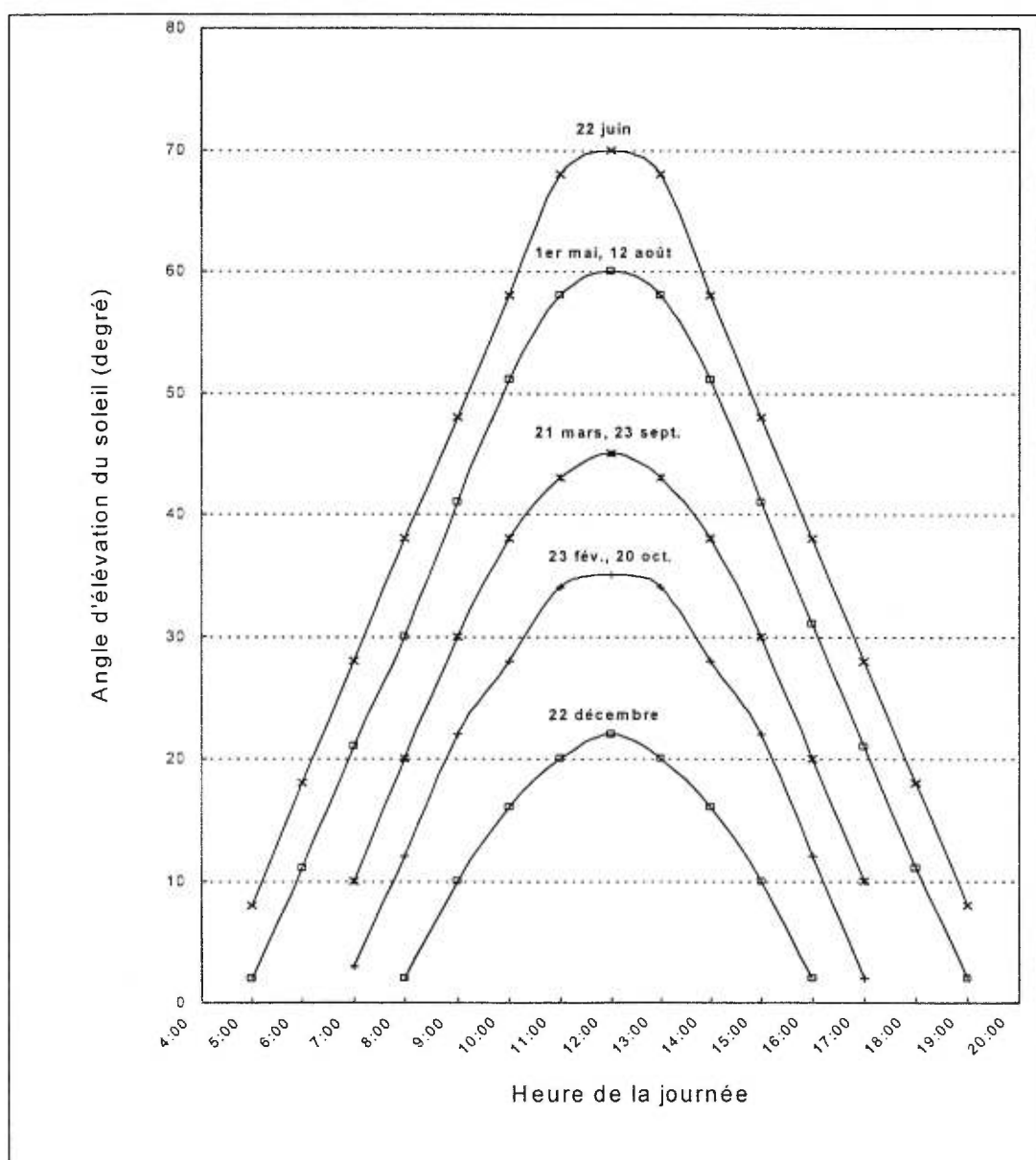
L'estimation peut également être faite à partir de la table 170: «Solar Altitude and Azimut» des Smithsonian et Meteorological Tables (List, 1971). D'après cette table, présentée plus loin, on peut obtenir, pour la latitude 45°N, l'angle d'élévation pour les principales dates dont le 22 juin et le 22 décembre où le soleil est à son point le plus haut et le plus bas. Au cours d'une journée, c'est vers l'heure du midi que l'angle d'élévation du soleil est le plus élevé et c'est au lever et au coucher où il est le plus bas.

Il faut noter que le rayonnement solaire faible (tableau précédent), qui correspond à un angle <35°, est observé pendant toutes les heures du matin et de la fin d'après-midi tout au long de l'année. Le rayonnement fort (angle > 60°) ne peut être observé que sur les heures du midi, entre le 1^{er} mai et le 12 août. Le maximum de rayonnement possible peut être observé le 22 juin entre 10:00 et 14:00 lorsque la couverture nuageuse est

faible. Les avant-midis et après-midis des mois d'été peuvent être caractérisés par un rayonnement modéré (angle entre 35° et 60°).

En hiver, le rayonnement solaire faible s'observe pendant toute la journée. Du 20 octobre au 23 février, on n'atteint pas 35° comme angle d'élévation. Le rayonnement solaire modéré survient après le 23 février, surtout aux heures du midi.

Évolution de l'angle d'élévation du soleil à la latitude 45°



Pour déterminer l'importance de la couverture nuageuse, on fait le rapport entre la partie du ciel couverte et l'ensemble de la voûte céleste que l'on note en octas de 1 à 8 (Hufty, 1976).

La classification de Pasquill-Gifford définit trois catégories selon la proportion de nuages dans le ciel:

- ✓ proportion inférieure à 4/8 de nuages dans le ciel;
- ✓ proportion entre 5/8 et 7/8 de nuages situés à une hauteur assez élevée dans le ciel (2 134 à 4 877 mètres) et;
- ✓ proportion entre 5/8 et 7/8 de nuages situés près du sol (moins de 2134 mètres).

Pour la nuit, la classification de Pasquill-Gifford identifie deux catégories de nébulosité.

Une catégorie représente une proportion inférieure à 3/8 de nuages au-dessus de l'horizon alors que la seconde catégorie correspond à la présence de nuages dans une proportion supérieure à 4/8.

Tables 169 et 170 dans Smithsonian Meteorological Tables (List, 1971)

TABLE 169

EPHEMERIS OF THE SUN¹

All data are for O^h Greenwich Civil Time in the year 1950. Variations of these data from year to year are negligible for most meteorological purposes, the largest variation occurs through the 4-year leap-year cycle. The year 1950 was selected to represent a mean condition in this cycle.

The *declination* of the sun is its angular distance north (+) or south (-) of the celestial equator.

The *longitude* of the sun is the angular distance of the meridian of sun from the vernal equinox (mean equinox of 1950.0) measured eastward along the ecliptic.

The *equation of time* (apparent - mean) is the correction to be applied to mean solar time in order to obtain apparent (true) solar time.

The *radius vector* of the earth is the distance from the center of the earth to the center of the sun expressed in terms of the length of the semimajor axis of the earth's orbit.

¹ U. S. Naval Observatory, The American ephemeris and nautical almanac for the year 1950, Washington, 1948.

EPHEMERIS OF THE SUN

Date	Declination		Longitude		Equation of time		Radius vector	Date	Declination		Longitude		Equation of time		Radius vector
	°	'	°	'	m.	s.			°	'	°	'	m.	s.	
Jan. 1	-23	4	280	1	-3	14	0.98324	Feb. 1	-17	19	311	34	-13	34	0.98533
5	22	42	284	5	5	6	.98324	5	16	10	315	37	14	2	.98593
9	22	13	288	10	6	50	.98333	9	14	55	319	40	14	17	.98662
13	21	37	292	14	8	27	.98352	13	13	37	323	43	14	20	.98738
17	20	54	296	19	9	54	.98378	17	12	15	327	46	14	10	.98819
21	20	5	300	23	11	10	.98410	21	10	50	331	48	13	50	.98903
25	19	9	304	27	12	14	.98448	25	9	23	335	49	13	19	.98991
29	18	8	308	31	13	5	.98493								
Mar. 1	-7	53	339	51	-12	38	1.99084	Apr. 1	+4	14	10	42	-4	12	0.99928
5	6	21	343	51	11	48	.99182	5	5	46	14	39	3	1	1.00043
9	4	48	347	51	10	51	.99287	9	7	17	18	35	1	52	1.00160
13	3	14	351	51	9	49	.99396	13	8	46	22	30	-0	47	1.00276
17	1	39	355	50	8	42	.99508	17	10	12	26	25	+0	13	1.00390
21	-0	5	359	49	7	32	.99619	21	11	35	30	20	1	6	1.00500
25	+1	30	3	47	6	20	.99731	25	12	56	34	14	1	53	1.00606
29	3	4	7	44	5	7	.99843	29	14	13	38	7	2	33	1.00708

(continued)

(Page 495)

TABLE 169 (CONCLUDED)
EPHEMERIS OF THE SUN

Date	Declination		Longitude		Equation of time		Radius vector	Date	Declination		Longitude		Equation of time		Radius vector
	°	'	°	'	m.	s.			°	'	°	'	m.	s.	
May 1	+14	50	40	4	+ 2	50	1.00759	June 1	+21	57	69	56	+ 2	27	1.01405
5	16	2	43	56	3	17	1.00859	5	22	28	73	46	1	49	1.01465
9	17	9	47	48	3	35	1.00957	9	22	52	77	36	1	6	1.01518
13	18	11	51	40	3	44	1.01051	13	23	10	81	25	+ 0	18	1.01564
17	19	9	55	32	3	44	1.01138	17	23	22	85	15	- 0	33	1.01602
21	20	2	59	23	3	34	1.01218	21	23	27	89	4	1	25	1.01630
25	20	49	63	14	3	16	1.01291	25	23	25	92	53	2	17	1.01649
29	21	30	67	4	2	51	1.01358	29	23	17	96	41	3	7	1.01662
July 1	+23	10	98	36	- 3	31	1.01667	Aug. 1	+18	14	128	11	- 6	17	1.01494
5	22	52	102	24	4	16	1.01671	5	17	12	132	0	5	59	1.01442
9	22	28	106	13	4	56	1.01669	9	16	6	135	50	5	33	1.01384
13	21	57	110	2	5	30	1.01659	13	14	55	139	41	4	57	1.01318
17	21	21	113	51	5	57	1.01639	17	13	41	143	31	4	12	1.01244
21	20	38	117	40	6	15	1.01610	21	12	23	147	22	3	19	1.01163
25	19	50	121	29	6	24	1.01573	25	11	2	151	14	2	18	1.01076
29	18	57	125	19	6	23	1.01530	29	9	39	155	5	1	10	1.00986
Sept. 1	+ 8	35	157	59	- 0	15	1.00917	Oct. 1	- 2	53	187	14	+10	1	1.00114
5	7	7	161	52	+ 1	2	1.00822	5	4	26	191	11	11	17	1.00001
9	5	37	165	45	2	22	1.00723	9	5	58	195	7	12	27	0.99888
13	4	6	169	38	3	45	1.00619	13	7	29	199	5	13	30	.99774
17	2	34	173	32	5	10	1.00510	17	8	58	203	3	14	25	.99659
21	+ 1	1	177	26	6	35	1.00397	21	10	25	207	1	15	10	.99544
25	- 0	32	181	21	8	0	1.00283	25	11	50	211	0	15	46	.99433
29	2	6	185	16	9	22	1.00170	29	13	12	214	59	16	10	.99326
Nov. 1	-14	11	217	59	+16	21	0.99249	Dec. 1	-21	41	248	13	+11	16	0.98604
5	15	27	222	0	16	23	.99150	5	22	16	252	16	9	43	.98546
9	16	38	226	1	16	12	.99054	9	22	45	256	20	8	1	.98494
13	17	45	230	2	15	47	.98960	13	23	6	260	24	6	12	.98446
17	18	48	234	4	15	10	.98869	17	23	20	264	28	4	17	.98405
21	19	45	238	6	14	18	.98784	21	23	26	268	32	2	19	.98372
25	20	36	242	8	13	15	.98706	25	23	25	272	37	+ 0	20	.98348
29	21	21	246	11	11	59	.98636	29	23	17	276	41	- 1	39	.98334

(Page 496)

The altitude and azimuth of the sun are given by

$$\sin a = \sin \phi \sin \delta + \cos \phi \cos \delta \cos h \quad (1)$$

and

$$\sin a = -\cos \delta \sin h / \cos a \quad (2)$$

where

- a = altitude of the sun (angular elevation above the horizon),
- ϕ = latitude of the observer,
- δ = declination of the sun,
- h = hour angle of sun (angular distance from the meridian of the observer),
- a = azimuth of the sun (measured eastward from north).

From equations (1) and (2) it can be seen that the altitude and azimuth of the sun are functions of the latitude of the observer, the time of day (hour angle) and the date (declination).

Table 170 provides a series of charts, one for each 5 degrees of latitude (except 5°, 15°, 75°, and 85°) giving the altitude and azimuth of the sun as a function of the true solar time and the declination of the sun in a form originally suggested by Hand.¹ Linear interpolation for intermediate latitudes will give results within the accuracy to which the charts can be read.

On these charts, a point corresponding to the projected position of the sun is determined from the heavy lines corresponding to declination and solar time.

To find the solar altitude and azimuth:

1. Select the chart or charts appropriate to the latitude.
2. Find the solar declination δ corresponding to the date in question from Table 169.
3. Determine the *true solar time* as follows:
 - (a) To the *local standard time* (zone time) add 4 minutes for each degree of longitude the station is east of the standard meridian or subtract 4 minutes for each degree west of the standard meridian to get the *local mean solar time*.
 - (b) To the *local mean solar time* add algebraically the equation of time obtained from Table 169; the sum is the required *true solar time*.
4. Read the required altitude and azimuth at the point determined by the declination and the true solar time. Interpolate linearly between two charts for intermediate latitudes.

It should be emphasized that the solar altitude determined from these charts is the true geometric position of the center of the sun. At low solar elevations terrestrial refraction may considerably alter the apparent position of the sun. Under average atmospheric refraction the sun will appear on the horizon when it actually is about 34' below the horizon; the effect of refraction decreases rapidly with increasing solar elevation. Since sunset or sunrise is defined as the time when the upper limb of the sun appears on the horizon, and the semidiameter of the sun is 16' sunset or sunrise occurs under average atmospheric refraction when the sun is 50' below the horizon. In polar regions especially, unusual atmospheric refraction can make considerable variation in the time of sunset or sunrise.

The 90° N. chart is included for interpolation purposes, the azimuths lose their directional significance at the pole.

Altitude and azimuth in southern latitudes.—To compute solar altitude and azimuth for southern latitudes, change the sign of the solar declination and proceed as above. The resulting azimuths will indicate angular distance from *south* (measured eastward) rather than from north.

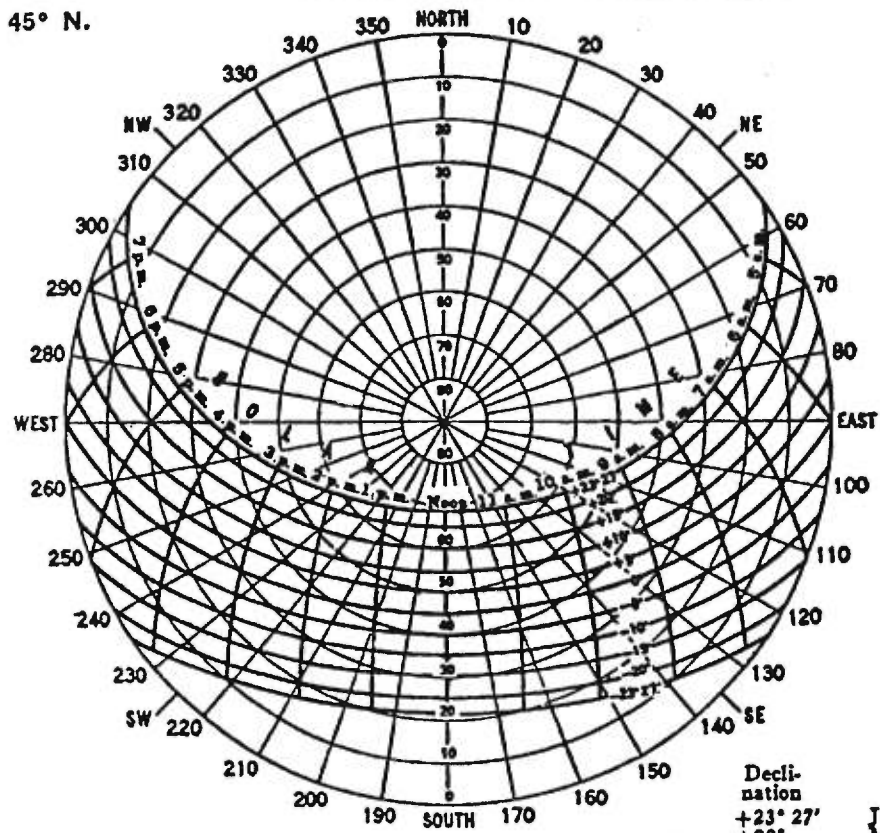
¹ Hand, I. F., *Heating and Ventilating*, vol. 45, p. 86, 1948.

(continued)

(Page 497)

TABLE 170 (CONTINUED)
SOLAR ALTITUDE AND AZIMUTH

45° N.



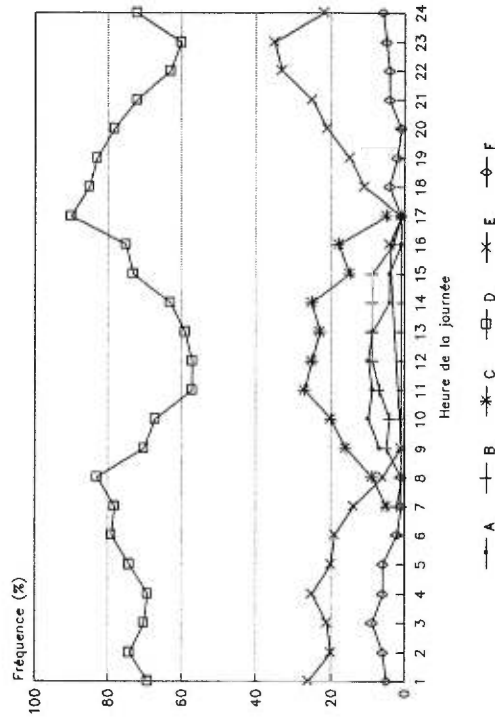
Declination	Approx. dates
+23° 27'	June 22
+20°	May 21, July 24
+15°	May 1, Aug. 12
+10°	Apr. 16, Aug. 28
+ 5°	Apr. 3, Sept. 10
0°	Mar. 21, Sept. 23
- 5°	Mar. 8, Oct. 6
-10°	Feb. 23, Oct. 20
-15°	Feb. 9, Nov. 3
-20°	Jan. 21, Nov. 22
-23° 27'	Dec. 22

Complete data in Table 169.

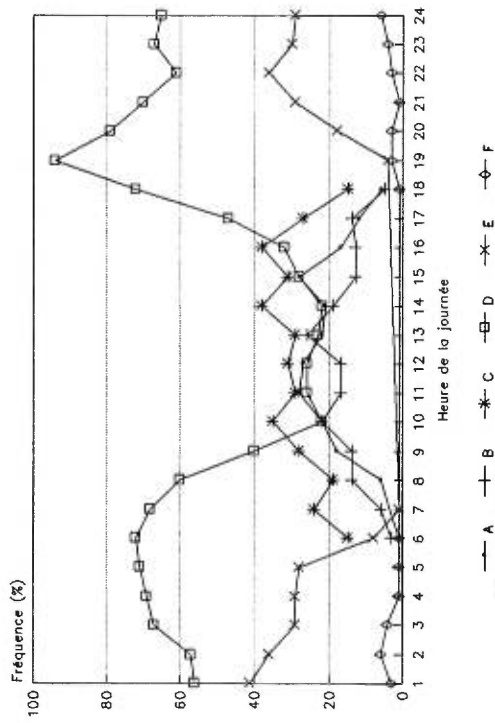
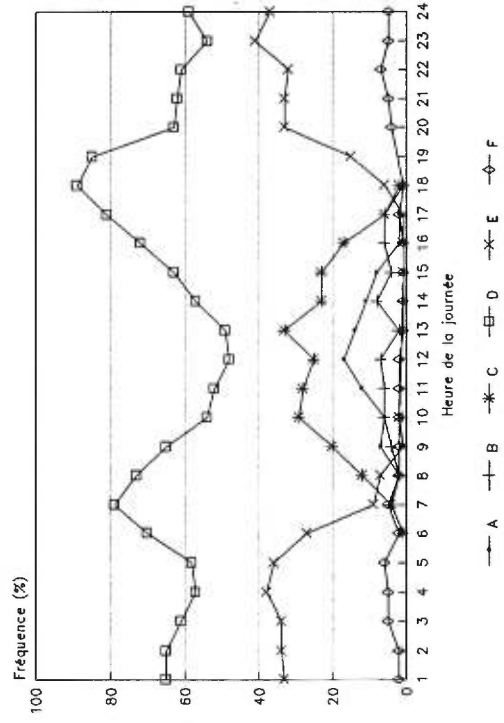
Annexe VIII

Variation horaire et saisonnière de la stabilité

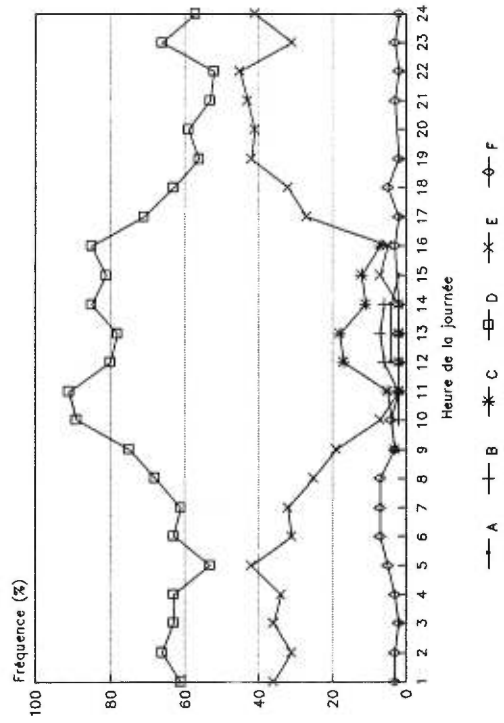
Automne (sept. oct. et nov. 1989)



Printemps (mars, avril et mai 1989)



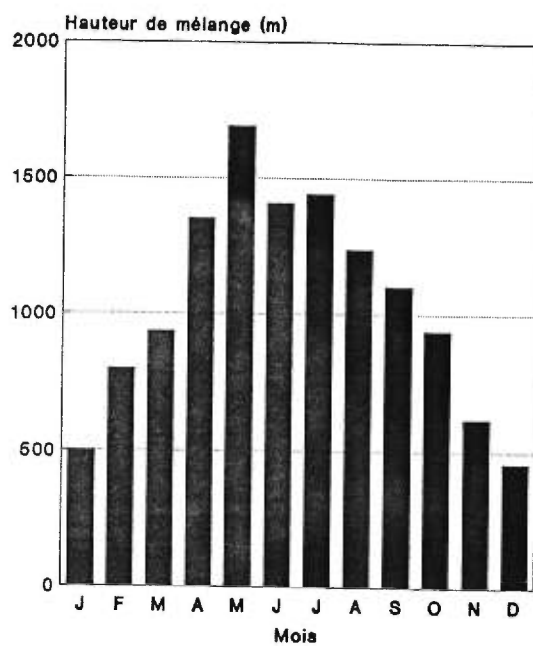
Hiver (décembre, janvier, février 1989)



Source : Données enregistrées (direction du vent) à la Tour météorologie de Union Carbide, 1989. La stabilité est établie à partir de la variation de la direction du vent.

Annexe IX

Variation mensuelle de la hauteur de mélange à Maniwaki en après-midi



Annexe X

Modélisation des émissions accidentelles de polluants

Les informations suivantes sont tirées principalement de Hanna et Drivas (1987), AICE (1987) et Union des Industries Chimiques (1981).

La modélisation d'émissions accidentelles de polluants dans l'air est beaucoup plus complexe que la modélisation d'émissions courantes. Alors que l'on a utilisé pendant longtemps le modèle relativement simple de type gaussien pour les deux types d'émissions (accidentelles et quotidiennes), aujourd'hui, on réalise que l'utilisation de ce modèle seul est insuffisante pour décrire tous les phénomènes prévalant lors d'émissions accidentelles.

Selon la nature et la durée de l'événement (quelques minutes à une heure), du produit en cause, différents phénomènes (physiques et chimiques) se produisent. En conséquence, la modélisation doit chercher à simuler ces phénomènes.

Il n'y a pas de systèmes de modélisation couvrant tous les éléments intervenant lors de la diffusion et le transport d'un ou des polluant(s) émis dans l'air à la suite d'un accident. En conséquence, lors d'un accident, on doit souvent se référer à des hypothèses, comme l'absence de réaction chimique du polluant lors de son déplacement et la constance des conditions prévalantes.

Types d'accidents potentiels

Les accidents pouvant amener à la formation d'un nuage de polluants résultent d'émissions provenant le plus souvent de sources situées à proximité du sol (ex. réservoir, tuyauterie) et de sources élevées (ex : cheminée).

Concernant les accidents survenant dans des réservoirs ou tuyauteries, on considère généralement trois types d'événements majeurs pouvant amener la formation d'un nuage de polluants. Il peut s'agir d'une rupture catastrophique dans un réservoir contenant un

produit pressurisé, une rupture de ligne ou d'une ouverture d'une soupape de sécurité dans une canalisation.

Dans le cas d'une rupture catastrophique, il s'ensuit généralement une EXPLOSION ("flash"), car les produits sont souvent entreposés dans des réservoirs sous forme de gaz liquéfié et pressurisé à une température supérieure à son point d'ébullition. Il s'agit d'un phénomène instantané, c'est-à-dire d'une émission unique de polluants, la modélisation doit être spécifique à ce type d'événement particulier. On calcule alors le volume total émis et non pas le taux d'émission qui s'applique plutôt à un échappement continu.

S'il s'agit plutôt d'une fissure d'un réservoir, alors il peut survenir une FUIITE émettant de manière continue (à débit constant ou peu variable) des polluants jusqu'à ce qu'on puisse y mettre fin par différents moyens d'intervention. Pour ce type de situation, on parle d'émission continue. En fait, il s'agit d'une émission de polluants qui débute de façon subite, qui a une vitesse initiale d'éjection qui persiste pendant une certaine période de temps, donc a un débit. La modélisation sera différente de celle s'appliquant au cas d'explosion.

Dans une conduite ou tuyauterie, les produits se trouvent sous forme de gaz liquéfié sous pression ou sous forme de gaz dilué ou en suspension latique. Lorsque ces produits entreposés sont sous forme liquide ou sous forme de gaz liquéfié réfrigéré à pression atmosphérique normale, et qu'il y a ouverture d'une soupape de sécurité ou rupture de ligne, il peut y avoir une FUIITE LIQUIDE.

Modélisation selon le type d'événement

Pour déterminer le type et la durée de l'événement potentiel à être modélisés, nous devons disposer des données suivantes :

- Le type de source (réservoir d'entreposage, tuyauterie, pipeline ou cheminée) et de ses caractéristiques (dimensions, hauteur,...)

- Les propriétés chimiques et physiques du ou des substances impliquées (poids moléculaire, potentiel de diffusion moléculaire, conductivité, point d'ébullition, corrélation pression de vapeur et température, etc.). On sera alors en mesure de déterminer s'il s'agit, dans le cas d'émissions gazeuses, d'un gaz lourd ou léger, ou de gaz léger se comportant comme un gaz lourd (ammoniac,...). Nous devons établir la réactivité du produit (explosif, inflammable ou toxique).
- La forme d'entreposage (sous forme liquide, gaz liquéfié réfrigéré à pression atmosphérique normale, gaz liquéfié sous pression ou cryogénique, gaz dilué en suspension latique, etc.).
- La position de l'orifice dans le cas d'un réservoir. La connaissance de la position de l'orifice nous permet de savoir s'il peut y avoir un déversement au niveau du sol. De même, cela nous permettra de déduire le comportement de la pression à l'intérieur du réservoir. La position de l'orifice permet de déterminer si le relâchement sera gazeux, liquide ou les deux (biphasique).
- L'environnement physique de la source (influence aérodynamique des bâtiments ou obstacles).
- La météorologie locale (vitesse et direction du vent, stabilité atmosphérique, pression atmosphérique, température extérieure, humidité relative).

Le calcul de la dispersion atmosphérique lors d'émissions accidentelles est différent d'une source continue (ex. une fuite), d'une source instantanée (ex. une explosion). Le tableau suivant résume les principaux incidents selon le type d'événement continu ou instantané et de la hauteur du point d'émission par rapport au sol.

Types de panache selon l'événement et la hauteur du point d'émission

	EVÈNEMENT CONTINU	EVÈNEMENT INSTANTANÉ
Source élevée	Panache ("continued plume") (Gaz lourd ou gaz léger)	Puff (Gaz lourd ou gaz léger)
Source près du sol	Momentum jet ("continued momentum jet") (Gaz lourd ou gaz léger)	Puff ("instaneous momentum jet") (Gaz lourd ou gaz léger)

Modélisation d'événement continu

Lorsqu'il y a une fuite par une ouverture dans un réservoir, la modélisation s'applique à une émission continue. Lorsque qu'il y a perforation du réservoir et que du gaz est émis dans l'atmosphère, la vitesse de sortie est souvent très grande, surtout si les substances sont pressurisées et que la température de l'effluent est relativement plus chaude que celle de l'air ambiant. Il y a donc une ascension rapide du panache. Par la suite, la pression diminuera graduellement dans le réservoir, ainsi que le taux d'émission et la vitesse de sortie des gaz.

La température du panache diminuera, par entraînement de l'air plus froid, jusqu'à ce qu'il soit en équilibre avec le milieu ambiant. Il sera alors transporté et soumis à l'action de l'air ambiant. C'est à cette étape que l'équation gaussienne peut s'appliquer.

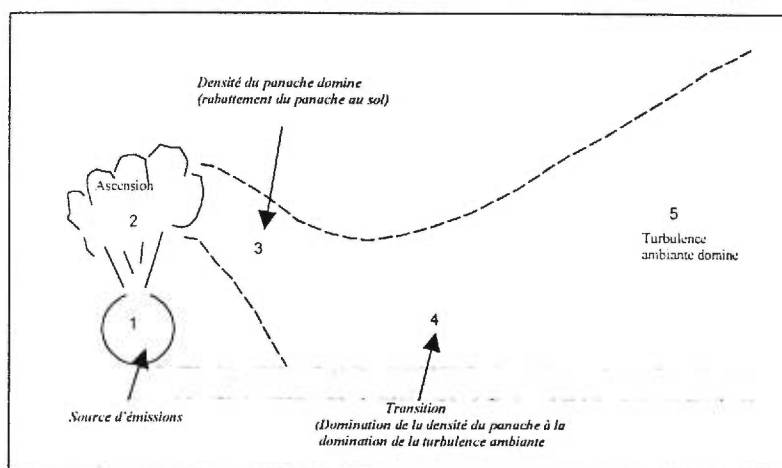
S'il s'agit d'une fuite impliquant un gaz plus lourd que l'air, ou un gaz léger ayant un comportement de gaz lourd (ex ammoniac, hydrogène sulfureux), la modélisation sera plus complexe que lorsqu'il s'agissait d'un panache de densité neutre ou inférieure à celle de l'atmosphère. Le panache de gaz dense s'élève sous l'effet du "momentum" vers le haut, mais a tendance à redescendre à cause de son excès de densité. Éventuellement, le panache touchera la surface du sol. L'affaissement du gaz dense s'accompagnera d'échange de chaleur avec le sol sous-jacent. Comme les gaz denses sont souvent froids et contiennent des aérosols, il y aura des phénomènes d'évaporation et de condensation des

gouttelettes de vapeur qui surviendront à l'intérieur du nuage. Graduellement, la turbulence interne du panache s'abaissera jusqu'à la turbulence de l'air devienne supérieure. À un moment donné, le nuage ne sera plus influencé par la densité de perturbation, c'est le point de transition. Au-delà du point de transition, le nuage ne sera plus assez dense pour avoir un effet sur la trajectoire du panache. Le polluant dilué sera alors transporté et dispersé comme un gaz inerte. L'équation gaussienne s'applique à ce stade de la dispersion.

Considérant toute la complexité de la modélisation des aspects thermodynamiques de l'échange de chaleur d'un gaz dense avec son environnement (transferts de chaleur en dessous de la surface, de la surface au nuage, par processus d'évaporation et de condensation à l'intérieur du nuage, des changements de température par dilution, et autres, tels le flux radioactif, la réaction chimique), on assume généralement que la masse totale d'aérosols ne change pas, qu'il n'y a pas d'échange de chaleur et qu'il n'y a pas de gouttelettes liquides qui tombent.

Cinq phases peuvent résumer la modélisation de la trajectoire d'un panache gazeux de forte densité.

Phases de la modélisation d'une fuite de gaz lourd



Source : Hanna et Drivas (1987)

Modélisation d'événement instantané

Un "flash" peut résulter lorsqu'une rupture catastrophique se produisant dans l'espace liquide d'un réservoir pressurisé ou cryogénique (liquide entreposé à une température supérieure à son point d'ébullition). Le point d'ébullition normal du composé nous indique le comportement "flashing" du mélange liquide. Par exemple, le méthane ou l'éthane ont des points d'ébullition normal en-dessous des températures ambiantes, leur comportement à "flashing" est très important.

Un "flash" peut également se produire lors d'une fuite dans une canalisation qui contient du liquide. La modélisation est complexe, car il faut tenir compte de la quantité "flashée" et de l'évolution dans le temps du débit dans la canalisation (évolution des conditions de température et de pression). Il faudrait tenir compte de la baisse du niveau de liquide au fur et à mesure que le volume gazeux s'accroît. Il faudrait évaluer la quantité de liquide évaporé (évaporation de la fraction liquide), l'expansion du gaz, la diminution de température créée par l'évaporation, la chaleur latente de vaporisation et la chaleur spécifique du liquide.

À cause de cette complexité, il est fréquent de ne pas considérer le phénomène de "flash" survenant dans la canalisation et de considérer le débit prévalant au début de la fuite constant. La modélisation se fait comme si s'agissait d'une fuite continue de liquide. On suppose que la température du liquide n'évolue pas, que la pression demeure constante et qu'il y a équilibre gaz\liquide.

Il y aura formation de nappe de liquide ("liquid pool") au sol, seulement si le point d'ébullition normal du liquide est au-dessous de celui ambiant. Dans le cas, où la température ambiante est supérieure au point d'ébullition du liquide, ce dernier peut s'évaporer rapidement sans qu'il y ait formation de nappe liquide.

S'il y a étalement de la nappe liquide au sol, l'expansion sera limitée selon les obstacles ou digues de confinement qui sont présents. L'évaporation de la nappe liquide se fera de

manière plus ou moins rapide tout dépendant des conditions ambiantes (rapport de la température ambiante et de la température du point d'ébullition du liquide) et de la capacité de l'environnement à vaporiser le liquide. Le fluide qui s'écoule sur le sol échangera de la chaleur et de l'humidité avec le sol. La quantité de liquide qui s'évapore dépend de l'évaporation due à l'air ambiant et de l'évaporation due au sol environnant. La modélisation doit tenir compte de l'évaporation de la nappe liquide (Hanna et Drivas, 1987).

À la suite de l'évaporation, il y a formation d'un nuage de gaz. Les vapeurs formées vont avoir soit un comportement de gaz lourd ou de gaz léger. Dans le cas de gaz lourd, les vapeurs ont tendance à demeurer initialement au niveau du sol et à suivre les contours du terrain dans leur déplacement. L'effet du vent permet de diluer graduellement les vapeurs de gaz, à mesure qu'elles s'éloigneront du lieu d'émission. À un moment, les conditions ambiantes deviendront dominantes et entraîneront le nuage gazeux alors devenu inerte ou neutre. L'équation gaussienne s'applique à ce stade. Les principales phases de la modélisation d'une fuite catastrophique de liquide sont :

- 1 → Source initiale d'émissions
- 2 → Formation d'une nappe liquide
- 3 → Évaporation de la nappe liquide
- 4 → Formation d'un nuage gazeux

Comme la plupart des émissions accidentelles proviennent surtout de sources près du sol, nous présentons à la figure suivante la modélisation pour quelques scénarios d'accidents potentiels survenant à partir d'une citerne.

Annexe XI

Méthode de calcul pour vérifier la densité du panache

La densité du panache influence considérablement les phénomènes se produisant lors de la dispersion atmosphérique. Lorsqu'un panache a un poids moléculaire plus faible que celui de l'air, donc de moindre grande densité, on le dit flottant ("buoyant"). Comme la chaleur générée par les diverses opérations des usines est souvent élevée, la température de l'effluent à la sortie de la cheminée sera généralement élevée. Le panache aura donc une densité inférieure à celle de l'air ambiant et aura tendance à s'élever dans l'atmosphère.

Si le nuage gazeux devait s'avérer plus dense que l'air ambiant, la trajectoire du panache serait grandement affectée. Il y aurait alors affaissement du panache avant que la turbulence atmosphérique devienne dominante. La contamination au niveau du sol serait en conséquence plus importante à proximité de la source d'émission.

L'influence de l'affaissement du panache et de la turbulence peut être estimée par le rapport de l'énergie potentielle du nuage et de celui de l'énergie turbulente de l'environnement, c'est-à-dire le nombre de Richardson (Ri). Le calcul du nombre de Richardson peut être déterminé soit à partir de l'équation de Haven et Spicer ou de l'équation énoncée par Fay et Zemba (Hanna et Drivas, 1987). Une valeur critique est établie, et si cette valeur n'est pas dépassée, on assume qu'il s'agit d'un panache flottant et les équations pour le calcul de la dispersion d'un gaz neutre peuvent s'appliquer. Si, par contre, la valeur critique est dépassée, d'autres équations devront s'appliquer afin de tenir compte de la forte densité du panache. Cependant, il y a une incertitude concernant la valeur critique de Ri_0 . On estime que cette incertitude est de l'ordre de 10 (Hanna et Drivas, 1987).

Pour le calcul du nombre de Richardson initial (Ri_0), l'équation de Havens & Spicer s'énonce comme suit pour des émissions continues :

$$Ri_o = g ((p_p - p_a) / p_a) V_o' / uu_*^2 d$$

Où :

g = accélération gravitationnelle (9,8 m²/sec)

p_p = densité du panache initial (kg/m³)

p_a = densité ambiante (kg/m³)

V_o' = taux d'émission initiale (m³/s)

u = vitesse du vent

u_* = vitesse de friction (la vitesse pour des conditions neutres, peut être établie en divisant la vitesse du vent, à 10 mètres du sol, par la valeur 15).

d = diamètre de l'ouverture de l'échappement ou de la cheminée

D'après cette équation, si le $Ri_o > 10$, alors on peut en déduire que le panache a une forte densité. Si le $Ri_o < 10$, on assume que le panache a une faible densité. Dans le cas d'émissions instantanées, l'équation de Havens et Spicer est modifiée.

Dans l'équation de Fay et Zemba, le calcul du nombre de Richardson est établi à partir d'une valeur critique de 1. Si le $Ri_o > 1$, alors on en déduit que le gaz est assez dense pour avoir un effet significatif sur la trajectoire du panache. Sinon, on assume que le panache a une densité p_p très près de celle de l'air. L'équation de Fay et Zemba est sensiblement la même que celle de Haven et Spicer à la différence que u_*^3 est utilisé plutôt que uu_*^2 (Hanna et Drivas, 1987).