

Université de Montréal

**L'aérobiologie du pollen de bouleau (*Betula spp.*) : synergie
avec les facteurs environnementaux et impacts sur les
maladies respiratoires**

par

Alain Robichaud

Département de géographie

Faculté des arts et sciences

Thèse présentée à la Faculté des études supérieures et postdoctorales

en vue de l'obtention du grade de Philosophiæ Doctor (Ph. D.)

en géographie physique.

Avril 2018

© Alain Robichaud, 2018

Université de Montréal

Faculté des études supérieures et postdoctorales

Cette thèse intitulée :

L'aérobiologie du pollen de bouleau (*Betula spp.*) : synergie avec les facteurs
environnementaux et impacts sur les maladies respiratoires
(Aerobiology of birch pollen (*Betula spp.*): synergy with environmental factors and impacts on
respiratory diseases)

présentée par :
Alain Robichaud

A été évaluée par un jury composé des personnes suivantes :

Olivier Blarquez, président-rapporteur

François Courchesne, co-directeur de recherche

James King, membre du jury

Paolo Mandrioli, examinateur externe

Luc Brouillet, représentant du doyen de la FES

RÉSUMÉ

Plusieurs études publiées à travers le monde ont montré une association entre les enjeux de santé liés aux maladies respiratoires, et les facteurs environnementaux suivants : aéroallergènes, pollution et conditions météorologiques. Cependant, beaucoup moins d'attention a été attribuée à l'impact *combiné* ou la synergie entre ces différentes familles de co-stresseurs. Ainsi, la notion de synergie entre les facteurs environnementaux et le pollen aéroporté représente le fil conducteur sous-jacent à cette thèse. Par ailleurs, des simulations numériques du pollen allergénique aéroporté (*Betula spp.*) sont nécessaires pour protéger et informer les citoyens des risques à la santé respiratoire mais aussi pour comprendre dans un contexte régional (à l'aide de cartographie), la variabilité spatio-temporelle à la fois des facteurs environnementaux et celle du pollen. Le système de simulation développé dans le cadre de cette thèse permet l'analyse combinée du transport et de la dispersion à moyenne et longue distance (TDMLD) du pollen anémophile et des polluants atmosphériques. Soumis à de multiples stress environnementaux durant son transport dans l'atmosphère, le grain de pollen peut subir une augmentation des fractures de son enveloppe externe (exine) conduisant à une libération de granules intracytoplasmiques ayant des propriétés allergisantes et une modification des allergènes ayant davantage d'impact sur les patients atopiques. Selon les recherches scientifiques, si ces protéines allergéniques présentes dans les grains de pollen sont inhalées, elles entraînent une attaque d'asthme chez des sujets susceptibles. Bien que la thèse discute d'un grand nombre d'aspects reliés à l'aérobiologie, elle ne permet pas encore de modéliser complètement toutes les facettes du problème mais ouvre la porte à plusieurs avenues de recherche multidisciplinaire.

Cinq grandes questions de recherche ou défis méthodologiques sont abordées dans cette thèse :

1. Étant donné la rareté ou l'absence de mesures phénologiques, comment construire un module de phénologie qui sert d'intrant à un modèle d'émission pollinique pour le pollen de *Betula* (Chapitre 3) ?
2. Comment simuler et intégrer les émissions polliniques et reproduire adéquatement

la dispersion du pollen aéroporté dans un modèle couplé météorologie/qualité de l'air déjà existant au Canada tenant compte du fait que ce modèle n'est pas conçu au départ pour simuler le pollen aéroporté (Chapitre 4) ?

3. Quelle est l'origine du pollen de *Betula* affectant la région de Montréal et quelle est la meilleure façon d'établir sa provenance, tenant compte du fait que les méthodes traditionnelles (rétro-trajectoires, méthode inverses, modèles bi-dimensionnels, etc.) présentent des difficultés qui leur sont propres (Chapitre 4) ?
4. Quels sont les liens synergiques entre l'exposition au pollen allergénique, la pollution et les conditions météorologiques et quels impacts se manifestent sur la santé respiratoire des patients atopiques compte tenu de la présence de facteurs de confusion (i.e. météorologiques, géographiques, socio-économiques, etc.) dans l'analyse des données de pollen de *Betula* en relation avec les maladies respiratoires à Montréal et au Québec (Chapitres 5 et 6) ?
5. Quelle est la variabilité spatio-temporelle des maladies respiratoires au Québec en relation avec les facteurs de l'environnement atmosphérique (Chapitre 6) ?

Mots-clés : pollen anémophile, *Betula*, fronts, asthme, pollution de l'air, synergie, phénologie, indice de qualité de l'air, TDMLD (Transport/Dispersion à moyenne et longue distance).

ABSTRACT

Several studies published around the world have shown an association between health issues related to respiratory diseases and the following environmental factors: aeroallergens, air pollution and weather conditions. However, much less attention has been attributed to the combined impact or *synergy* between these different families of co-stressors. Thus, the notion of synergy between environmental factors and airborne pollen represents the main motivation underlying this thesis. Furthermore, numerical simulations of one of the most allergenic pollen (*Betula spp.*) are necessary to protect and inform citizens of the risks to respiratory health, but also to understand in a regional context (using mapping) the spatial variability of both environmental factors and airborne pollen. In this thesis, the developed simulation system allows the combined analysis of medium and long-distance transport and dispersion (TDMLD) of both anemophilic pollen and atmospheric pollutants. Subjected to multiple environmental stresses the pollen grain may undergo an increase in the fractures of its external envelope (exine) which can lead to a release of allergenic intracytoplasmic granules and a modification of the allergens exacerbating impacts on atopic patients. According to several researchers, these allergenic proteins present within pollen grains when inhaled cause attack of asthma in susceptible humans. Although the thesis discusses many aspects related to aerobiology, it does not yet allow to completely model all the facets of the problem. However, it opens the door to several avenues of multidisciplinary research. Five major research questions or methodological challenges are addressed in this thesis:

1. Given the scarcity or absence of phenological observations, how do we construct a phenology module that is suitable as an input to a pollen emission model for *Betula* pollen simulation (Chapter 3) ?
2. How to simulate and integrate pollen emissions and adequately reproduce airborne pollen dispersion in an existing coupled meteorology / air quality model developed in Canada, recognizing that this model is not originally designed to simulate airborne pollen (Chapter 4) ?

3. What is the origin of the *Betula* pollen affecting the Montreal area and what is the best way to establish its provenance, considering that traditional methods (back-trajectories, inverse methods, two-dimensional models, etc.) present their own difficulties (Chapter 4) ?
4. What are the synergistic links between exposure to allergenic pollen, pollution and weather conditions and what impacts are apparent on the respiratory health of atopic patients given the presence of confounding factors (i.e. meteorological, geographical, socio-economic, etc.) in the analysis of *Betula* pollen data in relation to respiratory diseases in Montreal and the province of Quebec (Chapters 5 and 6)?
5. What is the spatio-temporal variability of respiratory diseases in Quebec in relation to factors of the atmospheric environment (Chapter 6) ?

Keywords: anemophilous pollen, *Betula*, fronts, asthma, air pollution, synergy, phenology, air quality index, TDMLD (Transport/Dispersion at the Medium and Long-Distance).

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	I
ABSTRACT.....	III
LISTE DES TABLEAUX.....	IX
LISTE DES FIGURES.....	XIII
LISTE DES SIGLES.....	XIX
LISTE DES SYMBOLES.....	XXI
REMERCIEMENTS.....	XXIII
1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Avant-propos.....	1
1.2 Le pollen du bouleau (<i>Betula</i>) : une menace pour la santé publique.....	5
1.3 Simulation numérique du pollen anémophile.....	6
1.4 Problématique et éléments originaux de la thèse.....	7
1.5 Structure de la thèse et liens entre les chapitres.....	11
2 SYNTHÈSE DE LA LITTÉRATURE.....	15
2.1 Impact des facteurs environnementaux sur la santé respiratoire.....	15
2.1.1 Pollen, allergies et santé respiratoire.....	15
2.1.2 Rôle de la pollution.....	25
2.1.2.1 Ozone (O_3).....	26
2.1.2.2 Particules fines ($PM_{2.5}$) et grossières ($PM_{2.5-10}$).....	28
2.1.2.3 Dioxyde d'azote (NO_2).....	29
2.1.2.4 Effet combiné des polluants, du pollen et des conditions météorologiques.....	30
2.2 Transport atmosphérique du pollen et des allergènes.....	40
2.2.1 Modélisation numérique atmosphérique.....	43
2.2.2 Exemples de modèles de transport/dispersion.....	44
2.3 Modélisation numérique du pollen Betula.....	46
2.3.1 Simulation et problèmes reliés à la méso-échelle.....	47
2.3.2 Le modèle chimique MACH.....	49
2.3.3 Modèle météorologique GEM.....	51
2.4 Émission par bouffée versus émission continue.....	52
2.5 Modélisation de la phénologie.....	53
2.5.1 DDP et modélisation de la phénologie.....	54
2.5.2 Intensité et durée de la saison pollinique.....	56
2.5.3 Définitions de la DDP (date de début de la saison de pollen).....	57
2.6 Modélisation de l'émission pollinique.....	57
Paragraphe de liaison.....	63
3 STATISTICAL MODELLING, FORECASTING AND TIME SERIES ANALYSIS OF BIRCH PHENOLOGY IN MONTREAL, CANADA.....	65
ABSTRACT.....	65
3.1 Introduction.....	66
3.2 Material and methods.....	70
3.2.1 Area of study.....	70
3.2.2 Airborne pollen data.....	70
3.2.3 Meteorological data and global weather indices.....	73
3.2.4 Definition for the phenological parameters.....	74
3.2.5 Statistical method.....	74
3.2.6 Periodogram.....	76
3.2.7 Cross-validation.....	77
3.3 Results.....	77
3.3.1 Predictive model for the start of the birch pollen season (<i>mstart</i>).....	78
3.3.2 Predictive model for the length of the season (<i>mlength</i>).....	85

3.3.3	Predictive model for the birch seasonal pollen index (<i>mspi</i>).....	90
3.3.4	Predictive model for the highest seasonal peak value (<i>mpeak</i>).....	95
3.3.5	Long term trend of observed phenological parameters.....	100
3.3.6	Periodogram, and link with an extreme event.....	102
3.3.7	Validation of statistical models.....	104
	3.3.7.1 <i>Internal validation</i>	104
	3.3.7.2 <i>External validation (cross-validation)</i>	104
3.4	Discussion.....	107
	3.4.1 Importance of ENSO/NAO in phenology.....	107
	3.4.2 Importance of previous year conditions.....	108
	3.4.3 Numerical comparison of results with other studies in the literature.....	110
3.5	Summary and conclusion.....	112
	Paragraphe de liaison.....	114
4	NUMERICAL MODELLING OF BETULA POLLEN DISPERSION IN EASTERN CANADA.....	115
	ABSTRACT.....	115
4.1	Introduction.....	117
	4.1.1 Importance of TDMLD.....	118
	4.1.2 Modelling birch pollen in a mesoscale meteorological-chemical framework.....	119
	4.1.3 Previous studies on pollen numerical simulation.....	122
4.2	Modelling system.....	123
	4.2.1 Overall system description and flowchart.....	125
	4.2.2 Study area.....	126
	4.2.3 Vegetation distribution.....	127
	4.2.4 Emission modelling.....	130
	4.2.4.1 <i>Phenology model</i>	131
	4.2.4.2 <i>Flux of pollen release</i>	131
	4.2.5 Dry and wet deposition.....	136
	4.2.6 Modelling and coding considerations.....	136
	4.2.7 Methods for data validation.....	138
	4.2.7.1 <i>Pollen collected at UdeM station</i>	139
	4.2.7.2 <i>Statistical forecast produced by Weather Network</i>	139
	4.2.7.3 <i>Metric used in the validation</i>	140
	4.2.8 Methods for data validation.....	140
4.3	Results of simulation.....	142
	4.3.1 Emission flux.....	142
	4.3.2 Time series of simulated pollen.....	142
	4.3.3 Model simulated spatio-temporal distribution.....	145
	4.3.4 Vertical cross section of simulated pollen.....	150
	4.3.5 Simulated pollen diurnal profile.....	154
4.4	Numerical validation.....	156
	4.4.1 Numerical comparison of pollen counts with observations.....	156
	4.4.2 Representativeness of the phenology model.....	159
4.5	Contribution of major source regions to the Betula pollen arriving in Montreal.....	163
4.6	Spatial distribution of air pollutants and Betula pollen.....	165
4.7	Summary and discussion.....	168
	4.7.1 Evaluation of the uncertainty.....	171
	4.7.2 Usefulness of simulating tree pollen in a meteorological-chemistry model.....	174
4.8	Conclusion and future work.....	175
	Paragraphe de liaison.....	179
5	ENVIRONMENTAL FACTORS AND ASTHMA HOSPITALIZATION IN MONTREAL, (CANADA) DURING SPRING SEASON (2006-2008)	181
	ABSTRACT.....	181
5.1	Introduction.....	182

5.1.1	Health impact of birch (<i>Betula spp.</i>) pollen and its allergens.....	182
5.1.2	Pollutant-pollen interaction and hybrid particles.....	183
5.1.3	Impact of meteorology.....	184
5.1.4	Focus on asthma during spring season.....	185
5.2	Material and methods.....	186
5.2.1	Study area.....	186
5.2.2	Pollen and air quality data.....	187
5.2.3	Meteorological data.....	189
5.2.4	Weather type classification.....	189
5.2.5	Asthma hospitalization.....	192
5.2.6	Adjustment for weekly cycle.....	192
5.2.7	Statistical treatment.....	193
5.3	Synergy pollen-pollutant-weather.....	196
5.3.1	Asthma hospitalization, pollen, pollution and weather type.....	196
5.3.2	Coefficient of correlation between asthma hospitalization and environmental factors.....	199
5.3.3	Correlations stratified by grouping weather situations.....	200
5.3.4	Enhancement of asthma risk associated with warm and occluded fronts.....	203
5.3.5	A detailed study of two cases.....	205
5.3.5.1	<i>A case of trowal (occluded front) hanging around (May 8-17 2006)</i>	205
5.3.5.2	<i>Warm front (May 26-31 2006) and a case of thunderstorm-asthma (June 1st 2006)</i>	208
5.3.6	Frontal-asthma: a new concept.....	212
5.4	Summary and conclusion.....	216
	Paragraphe de liaison.....	218
6	SYNERGIE ENTRE LA POLLUTION ANTHROPIQUE ET BIOLOGIQUE ET IMPACTS SUR LA SANTÉ RESPIRATOIRE AU QUÉBEC DURANT LE PRINTEMPS	219
	RÉSUMÉ.....	219
6.1	Introduction.....	219
6.2	Matériel et méthodes.....	222
6.2.1	Indicateur de santé respiratoire.....	226
6.2.2	Ajustement pour la variation spatiale de la pyramide d'âge.....	226
6.2.3	Ajustement pour la variabilité spatiale du tabagisme.....	227
6.2.4	Modèle pour le taux d'émission pollinique du <i>Betula</i>	227
6.3	Résultats.....	228
6.3.1	Cartographie des taux d'émission de pollen.....	228
6.3.2	Cycle saisonnier des comptes d'épreuve respiratoire au Québec.....	229
6.3.3	Variabilité spatiale de la prévalence ajustée des comptes d'épreuve respiratoire au Québec.....	231
6.3.4	Analyse combinée de la pollution anthropique et biologique et impact sur la PÉRA.....	232
6.3.5	Corrélation entre métriques de la qualité de l'air et la PÉRA.....	234
6.4	Discussion.....	236
6.5	Sommaire et conclusion.....	239
7	CONCLUSION GÉNÉRALE DE LA THÈSE.....	241
7.1	Principales découvertes et avancées conceptuelles.....	245
7.2	Perspectives de recherche et de développement.....	247
7.3	Lacunes à l'avancement de la recherche.....	253
8	BIBLIOGRAPHIE.....	255
9	ANNEXES.....	287
9.1	Surface pollutants and their impact on health.....	287
9.2	Sommaire des caractéristiques de la plate-forme de simulation GEM-MACH.....	288
9.2.1	Summary of GEM weather forecast model (version 1.3.8, year 2012).....	288
9.2.2	Main characteristics of GEM-MACH model.....	289
9.2.3	Metrics used for evaluation of model performance.....	290

9.3	Phenology models.....	291
9.3.1	List of potential predictors for phenological models.....	291
9.3.2	Steps followed for multiple regression.....	293
9.3.3	Results for stepwise procedure.....	293
9.4	Modelling considerations.....	296
9.4.1	Shape of the bloom probability curve versus the day of the season.....	296
9.4.2	Converting emission flux into surface concentration.....	297
9.5	Air Quality Index (Cote Air Santé).....	297
9.6	Results of significance tests from GLM models.....	298
9.7	Code informatique.....	299
9.7.1	Code SAS® pour construire le fichier de fraction de végétation (<i>Betula</i>).....	299
9.7.2	Code SAS® pour article 1 (Chap. 3).....	301
9.7.3	Script SHELL/UNIX pour le lancement du modèle.....	303
9.7.4	Programme FORTRAN de conversion.....	311
9.7.5	Script SHELL UNIX pour interpoler les sorties de modèle au point d'observation (UdeM).....	312
9.7.6	Code SAS® pour calculer les valeurs moyennes des sorties de modèles interpolées.....	313
9.7.7	Code SAS® pour effectuer les calculs de vérification dese (Chap. 4).....	315
9.7.8	Code SAS® pour calculer un facteur de conversion.....	318
9.7.9	GEM-MACH configuration (Chaps. 4).....	318
9.7.10	Code pour générer les filtres spatiaux pour les régions émettrices de pollen (Chap. 4).....	319
9.7.11	Code pour article 3 (Chap. 5).....	319
9.7.12	Code SAS pour article 4 (Chap. 6).....	325
9.8	Video for pollen simulation.....	328
9.9	Weather maps : case study May 8-17 2006.....	329
9.10	Weather maps: case study May 26 th – June 2 nd 2006.....	331

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Facteurs atmosphériques affectant l'émission pollinique.....	58
Table 3.1 Impact of NAO (adapted from NOAA, 2012a and references therein). Below: weaker than average, Above: stronger than average.....	69
Table 3.2 Description of data used in this study and their source.	73
Table 3.3 Basic statistics for the phenological parameters observed for birch pollen for the period 1996-2012 in Montreal. Start date of pollen season is indicated in both Julian and calendar date. Length is the duration of the season, SPI stands for the seasonal pollen index and peak refers to the highest peak of the pollen season. Q1 and Q3 are the 25% and 75% quantiles respectively.....	78
Table 3.4 Pre-selected predictors with significant Pearson's coefficient of correlation (i.e. $p \leq 0.15$) for the <i>d2start</i> (<i>day of the start of the birch pollen season</i>). The description of the variables used is given in Annex 9.3.1 Current year predictors are indicated by bold character and last year predictor by a letter starting by l (for lag).....	80
Table 3.5 Pre-selected predictors with significant Pearson's coefficient of correlation (i.e. $p \leq 0.15$) for the <i>duration of the season</i> . The description of the variables used is given in Annex 9.3.1. Current year predictors are indicated by bold character and last year predictor by a letter starting by l (for lag).....	86
Table 3.6 Pre-selected predictors with significant Pearson's coefficient of correlation (i.e. $p \leq 0.15$) for SPI (<i>seasonal pollen index</i>). The description of the variables used is given in Annex 9.3.1. Current year predictors are indicated by bold character and last year predictor by a letter starting by l (for lag).	91
Table 3.7 Pre-selected predictors with significant Pearson's coefficient of correlation (i.e. $p \leq 0.15$) for <i>mpeak</i> (<i>highest of the season</i>). The description of the variables used is given in Annex 9.3.1. Current year predictors are indicated by bold character and last year predictor by a letter starting by l (for lag).	99
Table 3.8 Summary of results for the explained variance obtained by the statistical models for the four predictands (<i>mstart</i> : day of the start of the season, <i>mlength</i> : duration of the season, <i>SPI</i> : seasonal pollen index and <i>peak</i> : daily maximum of the season) in terms of the predictor type. CY indicates current year and PY, previous year. The total variance is compiled from results of Annex 9.3.3 for each predictand. The last line (Average) is a composite mean of the four predictands.	100
Table 3.9 Results of internal validation for A) statistical model, B) aeropalynological average (i.e. LTAA or calendar's method) C) persistence (1996-2009, N=14) (NA: non-applicable, NS: non-statistically significant, i.e. $p > 0.15$). Note that the % values are obtained with respect to the long term mean values (the latter are computed using Table 3). OmP means Observed minus Predicted and std.dev. stands for standard deviation.....	105

Table 3.10 Results of cross-validation (period 2010-2012, N=3) for prediction based on the statistical model, LTAA, persistence and a combination of LTAA and persistence for the following predictand: A) start of the season (*mstart*), B) pollen season duration (*mlength*), C) seasonal pollen index (*SPI*) and D) seasonal peak value (*mpeak*). OmP means Observed minus Predicted and std.dev. stands for standard deviation.....106

Table 4.1 Most commonly found native *Betula* taxons in North America with their characteristics. (Note. E: East, NE: Northeast, W: West, NW: Northwest, US: United States).....130

Table 4.2 Adopted parameters used in the pollen modelling simulation (base case).134

Table 4.3 Descriptive statistics obtained for model simulation, statistical forecast (WXN-YUL), observation (UdeM), LTAA, persistence and a combination of persistence and LTAA during the study period (2012)157

Table 4.4 Performance of the modelling system for pollen concentration (lag 0 and lag 0-2) compared to: i) a statistical forecast (obtained from Weather Network, i.e. WXN-YUL), ii) from LTAA, iii) from persistence (last year's value for the same day) and iv) from a combination of persistence and LTAA evaluated in Montreal. The metrics used are R (Pearson's and Spearman's coefficient of correlation), average OmP, standard deviation of OmP (RMSE), average absolute value of OmP, false alarm rate for low threshold (FAR30) and high threshold (FAR80) and percent correct for low threshold (PC30) and high threshold (PC80). Note. Lag0 average and the 3-days moving average (lag 0-2) are evaluated for both model and statistical forecast (WXN-YUL), * indicates non-significant correlation with observations. Bold numbers indicate the best scores among all forecast methods.158

Table 4.5 Coefficient of correlation between simulated value and statistical forecast (from Weather Network) given for different locations as a function of distance. A curve fitting of the data defines a correlation function. The result is shown on Figure 4.11.....161

Table 4.6 Contribution (in % of total) from different area sources to the total *Betula* pollen count SPI (seasonal pollen index) arriving in Montreal. The corresponding different source areas are shown in Fig 4.4165

Table 5.1 Description and location of air quality monitoring stations used in this study.....189

Table 5.2 Description of synoptic meteorological classes (i.e. weather type) over Montreal with its impact on clouds and weather. The last column indicates the number of cases and frequency of each class during spring periods of years 2006-2008 (observed at 18UTC, i.e. mid-afternoon). Typical origin of back-trajectories (computed from HYSPLIT tool) expressed in terms of wind direction is also given191

Table 5.3 Mean hospitalization (spring period 2006-2008) versus day of the week and correction factor for day-adjusted hospitalization. The correction factor is evaluated by Equation 5.1.....193

Table 5.4 Pearson's coefficient between the daily total count of asthma hospitalization and environmental parameters. **A)** by geographical sectors (N ~ 240). In the West sector, Lag1 and Lag2 entries were found not statistically significant ($p > 0.1$) and therefore not shown. **B)** by weather group: C1: weather types 7,9 and 12 only (N =42), C2: all weather types excluding C1 (N = 201), C3: all weather types except 2,5,8 and 11 (N =165), C4: weather types with warm temperatures: 1,2,3,9,10 and 12 (N = 74).

.....	202
Table 5.5 Two cases study. <i>Betula</i> pollen concentration (grains/m ³), average concentration of fine aerosol (PM _{2.5} in µg/m ³), ozone (ppbv), maximum temperature (°C), precipitation amount (inches), back-trajectories (from HYSPLIT), weather situation and type and hospitalization: non-adjusted (and adjusted) for the day of the week during the study case period: A) May 8 th -May 17 th 2006, B) May 26 th -June 2 nd 2006.....	211
Tableau 6.1 Description non-exhaustive de différents types de polluants anthropiques et biologiques et son impact sur la santé respiratoire	222
Tableau 6.2 Description des régions administratives de la province de Québec	223
Tableau 6.3 Matrice de corrélation de la PÉRA, deux indices de qualité de l'air et la population totale pour les régions de la province de Québec (2005-2014)	235

LISTE DES FIGURES

-
- Figure 2.1** A) Schéma d'un grain de pollen et de son contenu, B) Photographie d'un grain de pollen de *Betula*. Les trois pores et la structure granulaire sur la surface (exine) sont évidents sur la photo. (Source : www.geog.qmul.ac.uk/popweb/betula/pollen.htm), C) Schéma descriptif d'une macromolécule allergénique *Bet v 1* contenu dans les granules allergisantes (Source : *Mogensen et al.*, 2002).....16
- Figure 2.2** Séquence temporelle de rupture du pollen d'arbre (Chinese Elm) après 33 minutes d'immersion dans une goutte d'eau : chaque photo (1-4) représente un intervalle de 1 sec. La libération des granules cytoplasmiques contenant les allergènes est indiquée par une flèche..... 17
- Figure 2.3** Schéma montrant deux formes possibles de libération des granules contenant les allergènes respirables a) rupture du pollen de gazon sous la pluie due à la pression osmotique libérant environ 700 granules, b) rupture du tube pollinique d'un grain de pollen de bouleau humidifié par la pluie libérant sur une feuille environ 400 granules (Adapté de Schäppi et al. 1997)..... 19
- Figure 2.4** Libération du matériel cytoplasmique d'un pollen de *Betula* après 3 heures en immersion dans l'eau. La flèche indique le tube pollinique et les têtes de flèche, le matériel cytoplasmique libéré contenant les allergènes *Bet v 1* (Adapté de *Taylor et al.*, 2004).....19
- Figure 2.5** Description schématique du phénomène de thunderstorm-asthma..... 20
- Figure 2.6** Réponses du système immunitaire (rapide et tardive) à un allergène et symptômes de l'asthme25
- Figure 2.7** Grain de pollen de *Canna indica* (photographie de microscope à balayage électronique, 1700X) : A. collecté dans une région non-polluée , B. Exposé durant 20 jours à une zone urbaine fortement polluée (Téhéran, Iran). Le grain est déformé, des particules de pollution (app) sont adsorbés sur le grain et du matériel cytoplasmique (apm) apparaissent également près du pore (P). (Adapté de *Majd et al.* 2004).....33
- Figure 2.8** Quantité de IgE dans le sang de souris traitées avec différents extraits de pollen ou de solution saline. Les résultats montrent que les souris exposées au pollen contaminé par la pollution (groupe P) montre la plus forte réaction immunitaire suivi de l'exposition au pollen mature non-pollué (N) et finalement au pollen immature (I). Le groupe C (groupe de contrôle) a été traité uniquement avec de la solution saline. Chaque colonne représente la moyenne \pm l'erreur standard pour 8-10 animaux ($p < 0.05$) (Adapté de *Majd et al.*, 2004).....34
- Figure 2.9** Effet de la pollution urbaine sur le pollen de cyprès d'Arizona (*Cupressus arizonica*). A. Les détériorations de l'exine du pollen contaminé par la pollution sont indiquées par des flèches. B. Rupture de la paroi du pollen et libération du contenu cytoplasmique36
- Figure 2.10** Variations temporelles de la précipitation et de la température moyenne pour la ville de Iowa en 2013. À gauche durant le printemps (saison du pollen d'arbre) et à droite à la fin de l'été (saison du pollen d'herbe à poux), a) précipitation et température moyenne, b) masse d'aérosols fins (PM_{2.5}) mesurée, c) niveau de glucose mesuré dans les bioaérosols, d) fructose et e) sucrose. La fraction mesurée

dans les PM_{2.5} versus les PM_{2.5-10} est indiquée dans une échelle à droite39

Figure 2.11 Chatons suspendus dans un arbre de bouleau (*Betula*).....61

Figure 3.1 Distribution of birch (*Betula*) vegetation fraction (density from 0 to 1) around the region of Montreal (white star) and in the southern part of Canada and New England states in USA. The major birch pollen area sources are indicated on the figure: Laurentians to the north (L), Eastern Townships (E) to the east and New-England (NE) to the south-east. The figure was processed from raw data obtained from US/EPA (BELD3 database, <https://www.epa.gov/air-emissions-modeling/biogenic-emissions-landuse-database-version-3-beld3>). Note: values below 5% are not shown.72

Figure 3.2 Statistical model (*mstart*: dotted lines) versus observed *start of the season* (*d2start*: solid lines). The curve fittings hold for the period A) 1996-2009, the forecast is for 2010, B) 1996-2010, the forecast is for 2011 and C) 1996-2011, the forecast is for 2012. The variance explained (R^2) corresponding for each period is given in Eqs. 3.3-3.5. Note: the dotted line represents *mstart* (model) and the solid line *d2start* (observations). Year 2000 is an outlier and not used in the regression model. The horizontal line is the long-term average (LTAA).....84

Figure 3.3 As figure 3.2 but for the *duration of the season*. The curve fittings hold for the period A) 1996-2009, the forecast is for 2010, B) 1996-2010, the forecast is for 2011 and C) 1996-2011, the forecast is for 2012. The variance explained corresponding for each period is given in Eqs 3.6-3.8. Note: the dotted line represents *mlength* (model) and the solid line the observations. Year 2000 is considered as an outlier here and not used in the regression. The horizontal line is the long-term average (LTAA).....89

Figure 3.4 As for figure 3.2 but for *mpsi* (dashed line) versus observed *pollen seasonal index* (SPI, solid line). The curve fittings hold for the period A) 1996-2009, the forecast is for 2010, B) 1996-2010, the forecast is for 2011 and C) 1996-2011, the forecast is for 2012. The variance explained corresponding for each period is given in Eqs. 3.9-3.11. Note. The horizontal line is the long-term average (LTAA). Year 1998 is an outlier and not used in the regression.94

Figure 3.5 As for figure 3.2 but for *mpeak* (dashed line) versus observed *yearly highest peak value* (solid line). The curve fittings hold for the period A) 1996-2009, the forecast is for 2010, B) 1996-2010, the forecast is for 2011 and C) 1996-2011, the forecast is for 2012. The variance explained corresponding for each period is given in Eqs. 3.12-3.14. Note. Year 2006 is considered an outlier here and not used in the regression. The horizontal line is the long-term average (LTAA)..... 98

Figure 3.6 Temporal trend for the length of birch (*Betula*) pollen season against year for two cases: long duration seasons only, $R=0.81$ (top line) and short duration seasons only, $R=0.59$ (bottom line). The middle line represents the linear regression curve for all data lumped together (with no stratification between short and long seasons). Note that outliers were removed based on the Cook's distance method [see Cook, 1977; Weisberg, 2013].101

Figure 3.7 Periodograms for observed A) *d2start*, B) length of the season, C) seasonal pollen index and D) yearly peak value. Black solid lines indicate observed cycles. The vertical axis indicates the spectral density (no units).....103

Figure 4.1 Components of a new upgrade of an atmospheric modelling system now including pollen simulation. GEM-MACH model is used at Environment Canada for public air quality forecast whereas the outputs (OA for chemicals) and integrating monitoring system for environmental risk are presented

somewhere else [Robichaud *et al.* 2016]. Note. BC stands for boundary conditions, DB for database and AQ for air quality.....126

Figure 4.2 Geographical map distribution of vegetation fraction for birch in two domains A) larger domain: North America, B) domain of study centred over Montreal, which covers the southern parts of province of Quebec, parts of southern Ontario as well as New-England (NE) states of USA. The birch density colour bar is from cyan (fraction > 0.05) to deep red (max. 1.0) averaged over the model grid. Note that wherever there is no colour, the vegetation fraction is less than 5% (birch could be present but likely as an ornamental tree or in isolated spots). Note: L stands for Laurentide mountain region, E: Eastern Townships and NE: New-England (USA).....129

Figure 4.3 Location of sites used in this study for validation purposes: YUL (Montreal: star), YSC (Sherbrooke), YOW (Ottawa), YQB (Quebec City), YGK (Kingston), YSJ (lac St-Jean), YYZ (Toronto), WCU (Barrie) and YXU (London), MSM (Mont-St-Michel) and MST (Mont-Sutton).....138

Figure 4.4 Sub-regions defined to evaluate the contribution of each major sources: for different area sources, 1: Labrador/Newfoundland, 2: Appalachian mountains, 3) Northern Laurentides, 4, Southern Laurentides, 5: Prairies/Great-Lakes, 6) Local Montreal region,141

Figure 4.5. Averaged flux emission (grains/m²/s) for *Betula* pollen at 12Z for the month of May 2012 obtained from Eqs. 4.3 through 4.7 for A) North America (top) and a B) zoom for the study area (bottom). The location of Montreal is indicated by a white star. Main source regions are: Laurentide Mountains (L), Eastern Townships (E) and New-England (NE). Note. Values below 5 grain/m²/s are considered as noise and therefore not shown.....143

Figure 4.6 Time series of numerical model for pollen concentration in Montreal as compared to observations taken at UdeM and with Weather Network forecast using A) current day average (mean of lag0), B) 2 days moving average. C) 3 days moving average. Grey dots at the top of each panel means presence of significant precipitation (more than 0.5 mm). Reference lines correspond to 10°C and 18°C (see text for details).....146

Figure 4.7 Model outputs *Betula* pollen concentration over the reduced domain for different dates for 11th May 2012 at 18UTC (2PM local time in Montreal). Note that the wind vector is superimposed on the figure to help defining the flow direction. The square box indicates the region of Montreal. The dark dashed line indicates the position of a surface pressure trough.....149

Figure 4.8 Model outputs (left) and vertical cross section (X-Y-Z) (right) for May 13th at 18UTC through A) Montreal and B) Quebec City. The vertical coordinate is expressed with hybrid vertical coordinate (hybrid=1.0 is the surface, hybrid=0.8 corresponds to approximately 80 hPa or 2 km altitude).152

Figure 4.9 Average diurnal profile of *Betula* counts (April 11th – May 31st 2012) for simulated pollen for: Montreal (YUL), Quebec (YQB), Ottawa (YOW) and source sites: Mont-St-Michel (MSM), Mont-Sutton (MST) and Sherbrooke (YSC). Note: see location of sites in Figure 4.3..... 155

Figure 4.10 Time series of moving daily averaged pollen count (*Betula*) model output simulation (solid black) compared with moving average statistical weather forecast produced WXN (dotted grey) versus Julian day for A) Sherbrooke (YSC), B) Ottawa (YOW), C) Kingston (YGK), D) Quebec (YQB), E) Lac St-Jean (YSJ), F) Toronto (YYZ), G) Barrie (WCU) and H) London (YXU).....162

Figure 4.11 Variogram showing Pearson's correlation between model pollen output concentration and WXN statistical forecast time series at a given location (Figure 4.10) versus its distance from Montreal.

..... 163

Figure 4.12 Numerical model output surface monthly average (May 2012) of A) *Betula* pollen count (grains/m³), B) ozone (ppbv), C) nitrogen dioxide NO₂ (ppbv), and D) aerosol fine (PM_{2.5}) in µg/m³. The corridor Toronto-Montreal-Quebec is indicated with an arrow. T: Toronto, M: Montreal, Q: Quebec City. Note the channelling effect of pollutants or pollen between Laurentides Mountains (L), Murray Hills (MH) and Adirondack mountains (A) or through the St-Lawrence River valley. Blue are for lowest values, green and yellow intermediate values and orange and red, the highest values..... 167

Figure 5.1 Region of Montreal and the localization of air quality monitoring stations in different sectors of the city (cn: centre-north; cs: centre-south, W: west, E: east). The white X indicates the approximate location of the pollen monitoring site (Université de Montréal). The ID number indicates the station identifier (see Table 5.1 for details) 188

Figure 5.2 Principal component analysis for the 12 weather types. The loading factors are (temperature, relative humidity, visibility, wind speed and wind direction measured at Montreal-Trudeau airport (YUL) for the period April-June 2006-2008. Axis-1 is strongly dominated by the relative humidity as loading factor (R=0.97). Axis-2 is dominated by windspeed (R=0.61) and temperature (R=-0.40). 195

Figure 5.3 Weather type (horizontal axes) versus a) daily average hospitalization for asthma, b) daily maximum AQHI (no unit), c) daily mean *Betula* pollen count (gr/m³). The vertical rectangles indicate interval of confidence (95% level) 198

Figure 5.4 Differences between weather type A (situation of warm front and trowal) and B (all other weather types) for a) daily average number of asthma hospitalization, b) daily mean afternoon ozone (ppbv), c) daily mean afternoon PM_{2.5}, and d) daily mean afternoon AQHI. The vertical grey rectangles indicate the interval of confidence to 95%..... 204

Figure 5.5 Schematic concept of *frontal-asthma*. Weather fronts could be a perfect incubator for the pollen-pollutant-weather synergy impacting asthma with their cycle of wet and dry air (intermittent rain). Since fronts lie in barometric trough, this leads to wind convergence (thick black arrows) bringing inorganic polluted aerosols (black circles) and organic aerosols such as pollen (white circle) together in the frontal zone (blue-grey zone around the front: here a warm front indicated by a black line with semi-circles). Since higher humidity, clouds and precipitation and higher electrical field are to be found in such environments, the likelihood of pollen grain rupture or surface cracks is enhanced, releasing tiny allergenic bio-aerosols (right) which could penetrate deeply into the lungs and trigger asthma. Black and white circles touching each other indicate a synergy pollen-pollutant (*polluen*) and vertical tilted lines depicts..... 216

Figure 6.1 Localisation des régions administratives officielles de la province de Québec (PQ) 223

Figure 6.2 Cartographie des émissions de pollen (moyennes pour mai 2012) pour l'est du Canada. Note. NE : Nouvelle-Angleterre (US). Les différents chiffres correspondent aux identifiants des régions administratives données au Tableau 6.2..... 229

Figure 6.3 Nombre de comptes d'épreuves respiratoires (ÉR) enregistrés par saison (2005-2014) pour A) l'île de Montréal, B) pour l'ensemble de la province de Québec. La moyenne est indiquée par un

losange, et les rangs centiles 25,50 et 75 par des lignes horizontales. Les extrémités représentent les valeurs min/max.230

Figure 6.4 Prévalence ajustée (%) des comptes d'ÉR (PÉRA) (2005-2014) pour la province de Québec : A) dans 16 régions administratives, B) dans les 3 groupes (voir le texte pour plus de détails).....233

Figure 6.5 Prévalence ajustée (%) des comptes d'ÉR pour le printemps 2012 (PÉRA : lignes diagonales) versus FE (flux d'émission pollinique de *Betula*, grains/m²/s) et PHIQAM (pourcentage d'heures où l'indice de qualité de l'air était mauvais). Noir : site rural industriel (noir) : urbain (triangle) : rural (carrés)234

LISTE DES SIGLES

ABL	Atmospheric boundary layer
AQI	Air Quality Index (provincial)
AQHI	Air Quality Health Index (fédéral)
BELD3	Biogenic Emissions Landcover Database (version 3)
CAS	Cote air-santé (AQHI en anglais)
CMAQ	Community Multi-Scale Air Quality model (US)
CMC	Centre météorologique Canadien (Canadian Meteorological Center)
EEA	European Environmental Agency (US)
ENSO	El Niño Southern Oscillation
EPA	Environmental Protection Agency
FAR30	False alarm ratio for concentration greater than 30 grains/m ³
FAR80	False alarm ratio for concentration greater than 80 grains/m ³
GEM	Global Environmental multiscale model (Canada)
IPCC	Intergovernmental Panel for Climate Change
LAI	Leaf area index
LDD	Long distance dispersal
LTAA	Long term aeropalynological average (calendar's method)
MACH	Model of Air quality and Chemistry (Canada)
MEI	Multivariate ENSO index
MDD	Medium distance dispersal
NAO	North Atlantic Oscillation
NDVI	Normalized Difference Vegetation index
NOAA	National Ocean and Atmosphere Administration
NWP	Numerical Weather Prediction
PC30	Percent correct for concentrations above 30 grains/m ³
PC80	Percent correct for concentrations above 80 grains/m ³
PÉRA	Prévalence des comptes d'épreuve respiratoire (ajustée)
SPI	Seasonal pollen index
SAS	Statistical analysis software
STD	Standard deviation
TDMLD	Transport/Dispersion à moyenne et longue distance
WXN	Weather Network
WRF	Weather Research and Forecasting model (US)
YUL	Sigle de l'aéroport Montréal-Trudeau
Z	Zulu time (equivalent to UTC: Universal Time Coordinate)

LISTE DES SYMBOLES

c^*	Concentration caractéristique de pollen (grains/m ³)
c_e	Probabilité d'émission des étamines (sans unité)
C_p	Critère d'arrêt pour la procédure statistique STEPWISE (SAS)
$d2start$	Début de la saison pollinique selon la méthode D2 (Jour Julien)
D_{th}	Dew-point depression threshold (°C)
F_e	Flux de pollen émis (grains/m ² /s)
g	Constante de gravité
K_e	Interrupteur météorologique (sans unité)
L_z	Vertical correlation length (m)
NO_2	Dioxyde d'azote (ppbv)
O_3	Ozone (parties par milliard: ppbv)
PM_{25}	Matière particulaire avec un diamètre inférieur à 2.5 microns (µg/m ³)
PM_{10}	Matière particulaire avec un diamètre inférieur à 10 microns (µg/m ³)
P_{th}	Seuil de précipitation (mm/h)
R_p	Coefficient de corrélation de Pearson
R_s	Coefficient de corrélation de Spearman
Q_p	Quantité totale de pollen disponible pour une saison donnée (nombre de grains)
T_{th}	Seuil inférieur de température pour l'émission pollinique (°C)
u^*	Vitesse de frottement (m/s)
u^*_{th}	Seuil inférieur de vitesse de frottement pour l'émission pollinique (m/s)
V_s	Vitesse de sédimentation du grain de pollen (cm/s)
V_{th}	Surface wind threshold for pollen emission (m/s)

REMERCIEMENTS

Des remerciements vont à : Dr. Robert Pampalon de l'Institut de Santé Publique du Québec pour avoir facilité l'utilisation des données de santé (hospitalisation pour asthme à Montréal de 2006-2008) et pour des discussions utiles, à Carsten Skjoth pour avoir formulé l'idée d'examiner la proportion de pollen venant de différentes régions sources (Chapitre 4) et pour des discussions intéressantes, à David Waugh, maintenant retraité d'Environnement Canada pour m'avoir encouragé à mettre en place une prévision de pollen pour protéger la santé des Canadiens et Canadiennes, à S. Venkatesh (gestionnaire maintenant retraité d'Environnement Canada) pour avoir approuvé le projet de simulation du pollen dans le modèle de qualité de l'air (GEM-MACH), à ma fille Isabelle, mon petit rayon de Soleil, pour sa joie perpétuelle et ses jolis dessins inspirants mais que j'ai dû négliger quelque peu au nom de la science. Un jour, je lui expliquerai pourquoi le temps m'a manqué, c'était pour une bonne cause (l'avancement de la science et ma thèse de doctorat). Finalement, merci à Paul Comtois, mon directeur initial de thèse pour ses conseils, la transmission de ses connaissances en aérobiologie et ainsi qu'à François Courchesne qui m'a accompagné en tant que co-directeur dans la phase du dépôt de la thèse étant donné l'indisponibilité de Paul Comtois. Une mention spéciale va également à Dr. Bernard Clot pour sa lecture et ses commentaires judicieux sur la version initiale de la thèse, à François Cavayas pour ses encouragements et au comité doctoral pour les corrections sur la version finale de la thèse.

1 Introduction

1.1 Avant-propos

L'aérobiologie est l'étude du transport passif des particules biologiques dans l'atmosphère et ses effets sur les systèmes vivants et l'environnement [Edmonds, 1979]. Cette thèse étudie ces différents aspects mais se concentre sur le pollen de bouleau (*Betula, spp.*). Ce choix est dicté par le fait que ce taxon est le plus allergénique parmi tous les pollens d'espèces arborescentes et également le plus anémophile [Guérin, 1993; Sofiev et al., 2006a,b] ce qui en fait une grande source d'intérêt pour l'aérobiologie. Ses impacts sur la santé humaine sont également significatifs [voir une revue dans de Weger et al., 2013]. Au Canada, par exemple, Dales et al. [2008] rapporte que le pollen de bouleau peut engendrer des crises d'asthme nécessitant une hospitalisation. De manière plus générale, un grand nombre d'études publiées à travers le monde au cours des dernières décennies ont montré des associations entre certains enjeux de santé, notamment les maladies respiratoires (telle que la pollinose¹) et les facteurs environnementaux suivants: conditions météorologiques, pollution atmosphérique et présence d'aéroallergènes² [voir revues de EEA-WHO, 2002 ; Ebtekar, 2006 ; EPA, 2008a,b; D'Amato et al., 2015]. Toutefois, beaucoup moins d'attention a été attribuée à l'impact combiné et la synergie entre ces trois familles de co-stresseurs. Il est reconnu que le pollen anémophile combiné à la pollution atmosphérique (ozone, aérosols fins, oxydes d'azote, etc.) présentent un cocktail néfaste à la santé humaine car ils agissent en synergie et, de ce fait, contribuent à exacerber les maladies respiratoires allergiques [Diaz-Sanchez et al., 1997; Traidl-Hoffmann et al., 2003 ; Mellin, 2006 ; Traidl-Hoffmann et al., 2009 ; Cecchi et al., 2010 ; INSPQ, 2013]. Par exemple, les allergènes aéroportés qui proviennent des pollens peuvent être libérés dans l'atmosphère (par rupture du grain de pollen, du pore ou du tube pollinique causée par la pression osmotique ou l'oxydation) et sont de plus petite taille (de l'ordre du micron) et peuvent donc pénétrer plus profondément dans l'appareil respiratoire et causer

¹ La pollinose est l'ensemble des manifestations cliniques induites par l'allergie au pollen.

² Un aéroallergène est défini comme toute substance assez légère pour être emportée par les courants d'air et capable de susciter une réponse immunitaire (<https://medical-dictionary.thefreedictionary.com/aeroallergen>).

l'asthme [Schäppi et al., 1997; Taylor et al., 2002; Taylor et al., 2004]. Le temps d'immersion dans l'eau requis pour observer la libération des allergènes par pression osmotique varie en fonction du type de pollen et de la dureté de son exine. Ainsi, les conditions météorologiques affectent non seulement la dispersion du pollen, mais aussi la libération des allergènes (voir Chapitre 5 pour plus de détails). D'autre part, une meilleure compréhension des relations entre la situation météorologique synoptique et locale, la pollution de l'air et le pollen est requise pour supporter efficacement les stratégies de mitigation des enjeux de santé concernés et pour clarifier le rôle de chaque co-stresseur dans cette synergie [EPA, 2008b]. Ce sujet est important car il peut modifier le traitement de l'information des réseaux aérobiologiques et la diffusion des résultats aux patients [Fernández-González et al., 2010; Buters et al., 2012; Moreno-Grau et al., 2016; Aloisi et al., 2018]. Au Canada, le retard sur l'Europe est palpable en termes de surveillance des pollens et autres aéroallergènes et seulement quelques études sur la synergie des facteurs environnementaux sur la santé respiratoire ont été récemment publiées [Vanos et al., 2014 ; Hebborn and Cakmak, 2015]. De plus, il semble que l'analyse des facteurs de confusion (variations saisonnières, cycle journalier, variations spatiales du tabagisme, etc.) n'ait pas été traitée de façon claire et systématique de sorte qu'il est plus difficile de dégager des relations de cause à effet.

Parallèlement aux recherches mentionnées plus haut qui peuvent potentiellement améliorer l'état des connaissances, Bush et al. [2015] reconnaissent qu'il y a stagnation dans le progrès du traitement de l'asthme. Or, cette maladie chronique impose un poids majeur sur le système de santé surtout dans le monde occidental³. Éviter de s'exposer aux allergènes ou aux autres facteurs néfastes de l'environnement atmosphérique constitue un outil de prévention de l'asthme mais dans le cas du pollen anémophile ou de la pollution extérieure, cette stratégie s'avère difficile à appliquer en l'absence d'information précise. Une solution pour réduire ce problème est le développement de meilleurs outils de prévision et de surveillance (*monitoring*) permettant aux patients atopiques⁴ de mieux se protéger contre la pollinose et l'asthme ou d'autres maladies respiratoires similaires. D'abord, une meilleure compréhension des facteurs de l'environnement atmosphérique et de leur synergie incluant le pollen d'espèces arborescentes (ou autre allergène)

³ Selon l'étude *Global Burden of Disease 2014*, l'asthme occupe une position dans le top 10 des maladies provoquant un handicap (*years lived with disability*) dans les pays suivants : Argentine, Australie, Barbades, Bolivie, Brésil, Canada, Chili, Costa Rica, Cuba, Écosse, Équateur, El Salvador, Finlande, Irlande, Koweït, Nouvelle-Zélande, Oman, Panama, Paraguay, Pérou, Portugal, Rwanda, Sri Lanka, Suède, Thaïlande, Uruguay.

⁴ Atopique : souffrant d'atopie soit une prédisposition génétique aux allergies telles que la rhinite, l'eczéma et l'asthme allergique.

s'inscrirait dans ce contexte. D'autre part, la simulation de la dispersion atmosphérique du pollen aéroporté s'impose également pour obtenir des prévisions utiles aux asthmatiques.

La dispersion atmosphérique du pollen d'arbre est un concept central à l'aérobiologie. Cependant, la complexité du phénomène ne permet pas une compréhension satisfaisante du problème et l'utilisation d'un modèle numérique est nécessaire [Gehrig *et al.*, 2011]. Puisqu'aucune étude de simulation numérique du pollen d'arbre n'existe présentement au Canada, la première partie de la thèse se penchera sur ce sujet et visera à combler ce vide. En effet, mis à part quelques travaux entrepris au Québec concernant la modélisation numérique de la dispersion atmosphérique du pollen *Ambrosia artemisiifolia* [Goyette-Pernot *et al.*, 2003], aucune recherche connue et publiée n'a été entreprise en ce qui a trait à la simulation numérique du pollen d'espèces arborescentes que ce soit dans les modèles météorologiques ou de transport des polluants chimiques au Canada. Pourtant, l'utilisation de tels modèles peut ouvrir la voie à de nombreuses avenues de recherche et avancées conceptuelles comme nous le verrons plus tard dans cette thèse. En ce qui a trait à l'impact sur la société de ces simulations, il est également significatif car la mitigation des symptômes allergiques pour les patients atteints de maladies respiratoires requiert une planification basée sur des prévisions ou simulations fiables et simultanées des épisodes de hautes concentrations de pollen et de polluants. C'est la raison pour laquelle il est proposé dans cette thèse que des simulations numériques de la dispersion atmosphérique du pollen d'arbre et des polluants atmosphériques doivent être faites simultanément (sous la même plateforme de simulation qu'un modèle météorologique et/ou de qualité de l'air) afin de mieux simuler le transport autant horizontal que vertical des particules de pollen et des polluants, du dépôt sec ou du lessivage du pollen dû aux précipitations (voir Chapitre 4). Ainsi, un nouveau module de simulation du pollen est intégré dans le système utilisé pour les prévisions publiques de météo et de qualité de l'air au Canada (i.e. GEM-MACH développé par le Gouvernement du Canada). De telles plateformes intégrées existent déjà ailleurs dans le monde, par exemple, pour le pollen d'espèces arborescentes en Europe [Sofiev *et al.*, 2006a,b ; Sofiev *et al.*, 2011 ; Zink *et al.*, 2013] ainsi qu'aux États-Unis [Efsthathiou *et al.*, 2011 ; Zhang *et al.*, 2014] et ont permis de démontrer d'une part, la faisabilité de simuler le pollen d'arbre à l'aide de modèles météorologiques, et, d'autre part, de mettre en évidence l'importance du transport à moyenne et longue distance du pollen. Ces enseignements serviront de guide dans cette thèse quant aux différents types de paramétrisations nécessaires pour mener à bien des simulations numériques au Canada.

La simulation numérique de la dispersion du pollen présentée dans cette thèse a l'avantage d'être disponible sous forme de carte géographique numérisée en trois dimensions. De plus, la comparaison simultanée avec les sorties de modèles de qualité de l'air (ozone, aérosols fins, dioxyde d'azote) permet de mieux évaluer les risques combinés du pollen et de la pollution sur les populations exposées [Zhang *et al.*, 2014]. Mis à part la prévision publique et son impact positif sur la société, une retombée importante de ce genre d'étude est de pouvoir mieux informer les preneurs de décision, les épidémiologistes ou étiologistes étant donné que de meilleurs outils sont mis à leur disposition pour préciser leurs analyses. Hormis le fait que des prévisions publiques pour le pollen allergénique pour des sites ponctuels urbains destinés aux Canadiens et Canadiennes soient émises sur une base quotidienne par le consortium privé Météomédia⁵ (*Weather network*), il n'en demeure pas moins qu'aucune cartographie géographique ou simulation numérique des conditions en temps réel et en trois dimensions du pollen d'espèces arborescentes n'existe au Canada. Aux États-Unis, certains sites Internet sont à la disposition du public américain pour évaluer les zones où les risques d'allergies sont élevés [e.g. <https://www.pollen.com>]. Tout comme au Canada, ce ne sont toutefois pas des informations qui proviennent de modèles numériques de prévision mais uniquement d'observations ponctuelles auxquelles une méthode d'interpolation de nature purement mathématique (i.e. *krigeage*) a été appliquée pour produire ces cartes géographiques. Or il est difficile, voire dangereux, d'interpoler sur de grands territoires, ou même à l'échelle régionale, des valeurs prises à des sites ponctuels surtout si la densité de mesure est faible car l'erreur de représentativité risque alors d'être élevée [Van de Kastele, 2006]. La simulation numérique du pollen d'arbre à l'aide d'un modèle de transport des polluants atmosphériques ou d'un modèle météorologique s'impose donc comme une priorité d'autant plus que le transport à moyenne et longue distance survient très souvent dans le cas du pollen anémophile d'arbre [Sofiev *et al.*, 2006a,b ; Sofiev *et al.*, 2013a]. Parallèlement, l'étude de l'impact combinée des différents facteurs environnementaux incluant le pollen d'arbre représente la motivation première de la thèse.

⁵ <https://www.meteomedia.com>

1.2 Le pollen du bouleau (*Betula*) : une menace pour la santé publique

Dans cette thèse on mettra l'emphase sur le pollen du genre *Betula*⁶. Les raisons de ce choix sont nombreuses : 1) de tous les pollens anémophiles d'espèces arborescentes, le taxon *Betula*⁷ est considéré comme étant le plus allergénique non seulement au Canada [Guérin, 1993] mais également en Europe [OMS, 2003; D'Amato et al., 2007] et a donc une importance significative sur la santé publique dans de nombreux pays, 2) il est également un pollen susceptible d'être transporté sur de grandes distances étant donné sa grande flottabilité et sa petite taille (diamètre autour de 20 µm) ainsi que sa faible densité, donc très anémophile [Sofiev et al., 2006a,b; Siljamo et al., 2008b], et 3) la quantité de pollen émise par le bouleau est abondante et largement supérieure aux autres espèces d'arbre de type angiosperme [Ranta et Satri, 2007].

La présence de pollen allergénique dans l'atmosphère est une menace connue depuis longtemps sur la santé des patients atopiques [Jelks, 1987 ; EEA-WHO, 2002 ; WHO, 2003b ; Erbas et al., 2007 ; EPA, 2008a,b; de Weger et al., 2013; Institut national de santé publique du Québec, 2013]. De plus, cette menace s'accroît en raison principalement des changements climatiques qui tendent à augmenter la longueur de la saison de croissance, la production de pollen et l'allergénicité chez plusieurs taxons [D'Amato et al., 2001 ; Garneau et al., 2005 ; D'Amato et al., 2007 ; Emberlin et al., 2007 ; EPA, 2008b; Cecchi et al., 2010 ; D'Amato et al., 2015]. De tous les facteurs responsables de l'asthme, les facteurs environnementaux, notamment le pollen, compte parmi les plus importants. Au Canada, Dales et al. [2008] rapportent que des patients ont dû être hospitalisés en raison de conditions d'asthme sévère déclenchées par le pollen de bouleau (*Betula spp.*). En Espagne, Carracedo-Martinez et al. [2008] ont noté que le pollen de *Betula* peut causer des hospitalisations chez les patients sensibles et ce, sans égard au niveau de pollution. En France, Caillaud et al. [2014] ont montré les effets du pollen de bouleau sur les symptômes cliniques de la rhino-conjonctivite allergique. Au Québec, aucune étude connue n'existe en ce qui concerne l'impact du pollen d'espèces arborescentes sur la santé de la population de la province. Par conséquent, il apparaît évident que des études plus poussées de l'aérobiologie du genre *Betula*

⁶ Le tableau 4.1 (Chapitre 4) dresse la liste des espèces de *Betula* les plus courantes au Canada et aux États-Unis.

⁷ Le bouleau appartient à l'ordre des Fagales et à la famille des *Betulaceae*.

s'imposent au Québec étant donné l'impact potentiel sur la santé publique.

1.3 Simulation numérique du pollen anémophile

Étant donné l'importance du pollen de *Betula*, il convient de se demander si d'autres études ont abordé le problème de la simulation numérique du pollen anémophile avec succès. Il semble que la première étude utilisant un modèle numérique ait été réalisée par *McCartney et Lacey* [1991] pour le colza (*Brassica napus L.*). À l'aide d'un modèle mathématique, les auteurs ont pu évaluer la dispersion horizontale et verticale du pollen sans toutefois inclure la turbulence atmosphérique. Or, ceci représente pour la simulation de l'aérobiologie du pollen anémophile un handicap majeur comme nous le verrons plus loin. Puis, *Kawashima et Takahashi* [1995 ; 1999] ont développé, à l'aide de données observées de pollen et de données météorologiques, un modèle de dispersion numérique pour le cédar japonais (*Cryptomeria japonica*). Utilisant un modèle de climat régional, *Goyette-Pernot et al.* [2003] ont simulé la dispersion sur Montréal (Canada) du pollen d'*Ambrosia artemisiifolia* (mieux connu dans le grand public sous le nom d'herbe à poux). Aux États-Unis, les premières simulations de pollen d'arbre (*Quercus*) ont été réalisées par *Pasken and Pietrowicz* [2005] qui ont couplé le modèle météorologique MM5 [*Dudhia et al.*, 2001] avec le modèle de rétro-trajectoire HYSPLIT_4 [*Stein et al.*, 2015] afin de simuler le transport et la dispersion atmosphérique. En Allemagne, *Helbig et al.* [2004] ont introduit des paramétrisations robustes pour calculer l'émission et la re-suspension des grains de pollen de la famille des *Betulaceae* (aulne et noisetier). Puis *Vogel et al.* [2008] ont implanté ces paramétrisations dans le système de modélisation de méso-échelle KAMM/DRAIS en Suisse utilisant le modèle opérationnel COSMO-ART (COntortium for SMall-scale mOdelling – Aerosols and Reactive Trace gas, voir *Vogel et al.*, 2009) du Service météorologique allemand. Finalement, en Finlande, *Sofiev et al.* [2006a,b] et *Sofiev et al.* [2013a] furent les premiers à implanter avec succès un système de dispersion opérationnel du pollen connu sous le nom de SILAM (silam.fmi.fi) pour simuler le pollen de bouleau (*Betula L.*). Ainsi, la faisabilité de la modélisation numérique du pollen de la famille des *Betulaceae* a été clairement établie par de nombreux auteurs d'abord en Europe [*Helbig et al.*, 2004 ; *Sofiev et al.*, 2006a,b ; *Vogel et al.*, 2008 ; *Siljamo*, 2013 ; *Sofiev et al.*, 2013a] puis aux États-Unis par l'utilisation du modèle communautaire de qualité de l'air CMAQ [*Efstathiou et al.*, 2011 ; *Zhang et al.*, 2014]. Toutefois, le succès est modeste dans la plupart des cas surtout à cause du fait que l'émission pollinique demeure difficile à modéliser [*Ranta et al.*, 2011]

notamment à cause de l'incertitude des paramètres phénologiques [Siljamo *et al.*, 2008a,b ; Siljamo, 2013] et aussi des transformations physiques (morphologiques) et chimiques que le pollen aéroporté peut subir sous des conditions météorologiques diverses ainsi que ses interactions avec les facteurs atmosphériques. Finalement, les grains de pollen sous l'effet de ces conditions diverses peuvent devenir plus allergisants. Ainsi, les efforts de simulation numérique à l'aide de modèles numériques n'en sont qu'à leurs débuts et le défi demeure considérable.

1.4 Problématique et éléments originaux de la thèse

Dans cette thèse, le principal objectif est de démontrer la faisabilité et l'utilité de la simulation numérique du pollen de *Betula* intégré dans un modèle de prévision numérique développé au Canada (modèle météorologique et de qualité de l'air déjà existant) et ensuite, à l'aide d'observations et autres informations indépendantes, on vérifiera la précision, la fiabilité et la vraisemblance d'une telle simulation dans le cas du pollen aéroporté. Il s'agit donc d'établir une preuve de concept de ce qui pourrait aboutir à la possibilité de prévisions publiques de la teneur en pollen d'arbre, un impact positif important sur la société. L'objectif secondaire est d'analyser les liens entre pollen, facteurs environnementaux (pollution, présence de pollens, situation météorologique) et la santé respiratoire chez l'humain (notamment l'asthme). La synergie pollen-polluants-météorologie constitue le fil conducteur de cette thèse. Notons, par ailleurs, que les aspects originaux ou innovateurs des simulations présentées dans cette thèse reposent sur trois aspects : 1) aucune autre simulation de pollen d'espèces arborescentes utilisant un modèle de prévision météo (couplé à la prévision de polluants chimiques) n'a été réalisé au Canada, à ce jour, 2) une méthode originale et effective est utilisée pour imposer une distribution verticale de pollen émis par l'utilisation du concept de longueur de corrélation verticale (voir Section 4.2.6), et 3) une nouvelle méthode est proposée en aérobiologie (section 4.5) pour déterminer l'origine géographique du pollen de *Betula* arrivant à Montréal. Par ailleurs, en ce qui concerne la phénologie, un intrant nécessaire au modèle d'émission pollinique, l'introduction de variables climatiques tels que NAO (North Atlantic Oscillation index) et ENSO (El Niño Southern Oscillation) pour prédire la date de début de la saison de pollen au Canada, est également un aspect innovateur (Chapitre 3). Aux Chapitres 5 et 6, des données d'observations de pollen, de polluants, de météorologie et de données médicales (indices sanitaires) concernant l'île de Montréal ainsi que de certaines régions représentatives ailleurs dans la province de Québec sont regroupées et

comparées afin d'établir des corrélations et de dégager des pistes pour comprendre les liens entre les maladies respiratoires (notamment l'asthme) et les facteurs environnementaux, ceci dans un contexte de synergie pollen-pollution-météorologie. Aussi, utilisant un système de classification de situations synoptiques, un nouveau concept a été proposé, appelé ici *frontal-asthma*. Ce concept est tout à fait original et résume bien l'analyse des données environnementales parues dans la littérature ainsi qu'effectuées dans cette thèse. De plus, ce nouveau concept apparaît être plus général qu'un concept déjà connu dans la littérature sous le nom de *thunderstorm-asthma*. Par ailleurs, l'hypothèse largement connue voulant que le fait d'habiter les zones rurales est une protection contre les maladies respiratoires allergiques [Kilpeläinen *et al.*, 2002] est revue en termes des interactions pollen-polluant au Chapitre 6.

Pour aborder la simulation numérique du pollen d'arbre, cette thèse propose qu'il serait préférable d'utiliser une méthode orientée vers la modélisation numérique des sources de pollen à l'aide d'un modèle météorologique couplé à un modèle de qualité de l'air. Un tel système de simulation peut profiter des bases de données géophysiques pour la surface (donnant la couverture de la végétation par exemple) afin d'obtenir des simulations de pollen à haute résolution⁸ (grille de modèle avec une tuile de 10 km X 10 km comme dans le modèle canadien GEM-MACH). Les sorties de modèles sous forme de cartes géographiques comportant à la fois les distributions spatio-temporelles du pollen et des polluants pourraient être ensuite utilisées par les épidémiologistes et étiologistes pour mieux cerner les effets de synergie pollen-polluant sur la santé humaine. Éventuellement, les idées proposées dans cette thèse pourront permettre d'améliorer le concept de monitoring et de prévision du risque environnemental [voir Georgopoulos *et Lioy*, 2006] celui-ci n'incluant pas, à l'heure actuelle, l'impact du pollen allergénique, du moins en Amérique. Ainsi, par exemple, les indices de qualité de l'air utilisés au Canada tel que la cote air-santé [i.e. Stieb *et al.*, 2008] devraient inclure l'impact du pollen.

Les problématiques de recherche et les éléments originaux de la thèse sont décrits ici pour chacun des chapitres :

Chapitre 3. Objectifs scientifiques : 1) construire un modèle statistique pour prédire les paramètres d'un module phénologique qui sert d'intrant au module d'émission pollinique; 2) investiguer la présence de signaux (tendance à long terme, périodicité interannuelle, etc.) dans les séries temporelles (1984-2012) de pollen *Betula* observées à Montréal.

⁸ La résolution d'un modèle est la distance moyenne entre deux points de grille mesurée à 45° de latitude.

Défis méthodologiques : 1) l'absence d'un réseau de données phénologiques au Québec et donc la rareté de ces données constitue ici le principal défi méthodologique; 2) facteurs de confusion nombreux présents dans les analyses de régression multiple et difficulté d'identifier les variables de cause à effet.

Contributions originales : 1) mise au point d'un modèle statistique de régression multiple de type STEPWISE (« pas à pas ») pour chacun des paramètres du module phénologique (prédicands ou variables endogènes) avec des prédicteurs environnementaux locaux, non-traditionnels et globaux tels que NAO (North Atlantic Oscillation index) et ENSO (El Niño Southern Oscillation); 2) analyse du périodogramme (analyse spectrale) des séries temporelles de pollen confirmant l'identification de deux types de saison (courte ou longue) d'où la nécessité d'appliquer une régression statistique de façon stratifiée en fonction de ces cycles interannuels pour un meilleur traitement statistique; 3) on note une tendance à la hausse de 2,6 jours par décennie ($p < 0,10$) de la longueur de la durée de la saison de pollen *Betula* à Montréal.

Chapitre 4. Objectifs scientifiques : 1) intégrer l'émission du pollen de bouleau (*Betula*) dans la plate-forme numérique du modèle canadien météo-qualité de l'air (GEM-MACH) afin de simuler sa dispersion atmosphérique; 2) valider les différentes composantes de la plate-forme de simulation en utilisant des données indépendantes (mesures de pollen prises à l'UdeM, prévision de pollen de Météo-Média ailleurs au Québec et comparaison avec la littérature).

Défis méthodologiques : 1) le modèle numérique GEM-MACH n'a pas été conçu pour traiter les aérosols biologiques qui sont moins denses et plus aérodynamiques que les aérosols traditionnels (e.g. particules fines et grossières, $PM_{2.5}$ et PM_{10}); 2) le modèle d'émission de *Helbig et al.* [2004] ne tient pas compte de la réduction de la probabilité d'émission pollinique au-delà du point d'anthèse (au-delà de ce point, le vent devient moins efficace pour disperser le pollen, ce phénomène étant connu sous le nom de *open-pocket principle*); 3) des tests de calibration doivent être effectués pour réduire l'incertitude des paramètres pour le bouleau car le modèle de *Helbig et al.* [2004] utilise d'autres taxons que le bouleau.

Contributions originales : 1) introduction du concept de la longueur de corrélation verticale pour mieux représenter la dispersion verticale du pollen qui autrement serait simulée et dispersé de façon inadéquate; 2) proposition d'une méthode pour valider le modèle phénologique (développé au Chapitre 3) et pour évaluer la représentativité spatiale des paramètres phénologiques obtenus de ce modèle. Ceci est réalisé en calculant le coefficient de corrélation entre les sorties du modèle numérique et la prévision journalière de pollen (fourni par Météo-Média pour des sites spécifiques) en fonction de la distance mesurée à partir de Montréal. La distance à laquelle ce coefficient chute en-dessous de 0,5 déterminera cette représentativité; 3) obtention d'une courbe d'émission pollinique (par rapport au point d'anthèse) pour traiter correctement le concept *open-pocket*

*principe*⁹; 4) simulation sous forme de cartes numérisées afin d'étudier la variabilité spatiale et temporelle en trois dimensions de la concentration des grains de pollen de *Betula*, une première au Canada ; 5) proposition d'une méthode originale pour évaluer l'apport d'une région source donnée (simulations réalisées par blocage successif de l'émission pollinique des autres régions sources), i.e. quantification de l'apport de chaque région source du pollen de *Betula* à la charge pollinique mesurées à Montréal; et 6) cartes géographiques combinées du pollen *Betula* ainsi que des polluants classiques (ozone, aérosols fins et dioxyde d'azote) ce qui permet d'évaluer les zones les plus dangereuses dans l'est du Canada au niveau de la santé respiratoire (présence simultanée de pollen et de polluants gazeux et particulaires).

Chapitre 5. Objectifs scientifiques : 1) analyser la relation entre les facteurs environnementaux (pollen, polluant, conditions atmosphériques) et l'occurrence de l'asthme sévère à Montréal, Canada; 2) améliorer la compréhension des mécanismes environnementaux déclencheurs de l'asthme et de leur synergie afin de supporter des prévisions ou simulations futures de pollen d'espèces arborescentes faites à partir de modèles numériques ou statistiques (tel que décrit dans les Chapitres 3 et 4).

Considérations méthodologiques : l'impact des facteurs de confusion (surtout météorologiques ou géographiques) est réduit en utilisant une méthode de stratification en classes météorologiques ou en régions géographiques, les variables stratifiées étant plus homogènes dans une classe donnée (*weather type*). De même dans un secteur géographique donné, certaines variables environnementales comme le type et l'intensité de la pollution (automobile, industrielle ou pollution de fond) ont tendance à être homogènes dans le cas d'une telle stratification (réduction des facteurs de confusion reliés à la variabilité géographique et aux facteurs socio-économique).

Contributions originales : 1) il a été trouvé que la fréquence journalière de l'hospitalisation pour asthme à Montréal durant la période d'étude (printemps 2006-2008) est significativement plus élevée pour les systèmes météorologiques suivants: crête de haute pression, fronts chauds ou occlus avec précipitation alors qu'il est significativement plus faible dans les autres situations ($p < 0.001$) ; 2) d'autre part, sans stratification en termes de situations synoptiques, la variance expliquée de l'occurrence de l'asthme due à la pollution ou au pollen n'est que de l'ordre de 3 à 7%, respectivement. Toutefois, lorsque les données sont stratifiées en termes de situations météorologiques (*weather type*), la variance expliquée de l'occurrence de l'hospitalisation pour asthme due à la pollution grimpe à environ 28% ($R=0,53$) alors que la variance expliquée par le pollen augmente également mais dans une moindre mesure; 3) de plus, certaines avancées conceptuelles sont proposées comme le développement du concept de *frontal-asthma* qui réconcilie plusieurs analyses, et englobe également le phénomène déjà connu de *thunderstorm-*

⁹ Ce principe se réfère au fait qu'en deuxième moitié de saison, le pollen contenu dans les anthères est moins nombreux et que le vent n'est pas aussi efficace pour déloger le pollen de celles-ci (par analogie à des particules localisées dans le fond d'une poche ouverte).

asthma.

Chapitre 6. Objectifs scientifiques : 1) Comprendre les véritables liens entre un indicateur de santé régional (nombre d'épreuves respiratoire administrées) et les facteurs de l'environnement atmosphérique (notamment le pollen de *Betula* et la pollution); 2) étudier la variabilité spatio-temporelle des maladies respiratoires au Québec.

Considérations méthodologiques : La prévalence ajustée du nombre d'épreuves respiratoire (PÉRA) est obtenue pour 16 régions de la province de Québec. Cette prévalence est utilisée comme *proxy* pour la santé respiratoire des populations (indicateur sanitaire régional) et est relié à deux indices de qualité de l'air connus (AQI et AQHI). Le contrôle des facteurs de confusion est effectué ici par deux techniques : 1) stratification spatiotemporelle; 2) correction pour la variation spatiale de la pyramide démographique et de la prévalence du tabagisme.

Contributions originales : 1) La PÉRA est significativement plus élevée ($p < 0.01$) dans les centres urbains ou ruraux industrialisés comparée aux régions rurales agricoles, forestières ou éloignées en dépit du fait que l'émission locale du pollen de *Betula* puisse être grande dans ces dernières régions; 2) l'indicateur de santé utilisé (PÉRA) augmente en fonction à la fois du niveau de pollution et du niveau d'émission pollinique de la région ce qui pointe vers une synergie pollen-polluant pour expliquer les résultats.

1.5 Structure de la thèse et liens entre les chapitres

La thèse présente les Chapitres 3 à 6 (sous forme de quatre articles scientifiques) qui aborderont les enjeux scientifiques posées à la section 1.4 et qui correspondent à trois volets. Le premier volet (Chapitre 3) consiste en la mise au point d'un modèle statistique (régression multiple) de la phénologie¹⁰ du *Betula*. Dans ce chapitre, les paramètres reliés à la phénologie sont obtenus de manière *off-line* (i.e. avec des données environnementales précédant le début de la saison de pollen et même de l'année précédente). Ceux-ci sont utilisés par la suite comme intrants invariables à la plate-forme de modélisation (i.e. dans le module d'émission de pollen). Dans le deuxième volet (Chapitre 4), on intègre le module d'émission basé, d'une part, sur un module de phénologie (fournissant les prévisions des paramètres phénologiques obtenues du Chapitre 3) et,

¹⁰ La phénologie représente la succession des événements de chaque étape du développement de la plante (ou stade phénologique). À la Section 2.5, on discute plus en profondeur de la phénologie.

d'autre part, sur les variables météorologiques dans le contexte d'une plate-forme de simulation météo-qualité de l'air déjà existante (GEM-MACH). Cette plate-forme de simulation est capable de reproduire de façon réaliste autant les concentrations des polluants chimiques que la météorologie et ce, aussi bien à l'échelle régionale (centaines de km) qu'à l'échelle urbaine (dizaines de km). Ce dernier modèle a été développé par Environnement Canada mais n'inclut pas le pollen à l'origine. Au Chapitre 4, on montre comment les modules développés dans cette thèse pour la simulation du pollen d'arbre pourraient éventuellement s'intégrer dans une plate-forme opérationnelle comme celle utilisée à l'heure actuelle pour les prévisions météorologiques et de qualité de l'air destinées au public canadien. Ainsi, on traitera dans la thèse aussi bien de la modélisation de l'émission, du transport et de la dispersion du dépôt du pollen que de l'intégration de ces nouveaux modules dans un modèle de transport chimique dans le modèle couplé météo-chimie GEM-MACH. Le but ici est d'étudier et de mettre en relation le « nuage pollinique » à l'échelle régionale (dizaines à plusieurs centaines de kilomètres) avec les conditions environnementales de l'échelle urbaine pour Montréal (quelques kilomètres à quelques dizaines de kilomètres). On se concentrera sur le pollen de bouleau aéroporté ainsi que sa présence simultanée avec les polluants gazeux tels que l'ozone et les PM_{2.5} (matière particulaire ou aérosols de diamètre inférieur à 2,5 microns). Ces substances contribuent le plus à la mauvaise qualité de l'air à Montréal [Ville de Montréal, 2015] de même qu'en Amérique du Nord [Robichaud et Ménard, 2014]. Notons que l'établissement d'un système de modélisation et de dispersion du pollen d'espèces arborescentes dans une plateforme utilisant un modèle météo-chimie serait aussi une première au Canada et constitue donc un élément original de la thèse. De plus, ce type de modélisation intégrée se veut le plus adéquat pour étudier la dispersion du pollen d'arbre et étudier la synergie pollen-polluant-météorologie. Il permet également de développer de multiples avenues intéressantes de recherche : i.e. avec un système couplé météorologie-qualité de l'air-aérobiologie, on pourrait étudier dans le futur les impacts des couplages et rétroactions multiples entre ces trois domaines scientifiques [Klein et al., 2012]. Le Chapitre 7 présentera le sommaire, les conclusions, les recommandations et les travaux futurs souhaitables découlant de cette recherche. À la toute fin de la thèse, l'annexe 9.7 fournit des copies des principaux programmes informatiques qui ont permis d'obtenir les principaux résultats présentés. Il s'agit des scripts *shell Linux* (pour le lancement des différentes tâches pour rouler le code pour la simulation), de programmes FORTRAN, des scripts *shell Linux* et TCL (*tool command language*) pour interpoler les sorties

de modèle aux points d'observation pour fin de validation et de nombreux programmes SAS® [*Statistical Analysis Software*] pour le traitement statistique des données exécutés sur un ordinateur portable. Tous ces programmes ont été élaborés par l'auteur spécifiquement et utilisé uniquement dans le cadre de cette thèse.

2 SYNTHÈSE DE LA LITTÉRATURE

2.1 Impact des facteurs environnementaux sur la santé respiratoire

2.1.1 Pollen, allergies et santé respiratoire

Le pollen provient des étamines des plantes à fleurs. Les grains de pollen anémophile, lorsqu'ils sont libérés, peuvent être dispersés dans l'atmosphère et venir se déposer sur le pistil de la fleur femelle. C'est le processus de pollinisation. Le rôle des grains de pollen est donc de transférer le gamétophyte male aux organes reproducteurs femelles afin de compléter le processus de fécondation formant ainsi une graine qui donnera naissance à une nouvelle plante [Scheifinger et al., 2013]. Le grain de pollen de certains taxons incluant le bouleau (*Betula spp.*) est cependant très allergénique. La Figure 2.1A montre un schéma d'un grain de pollen de *Betula* avec sa surface extérieure (exine), sa paroi interne (intine) et à l'intérieur le matériel cytoplasmique contenant des granules allergisantes. Le pollen de bouleau est tricolporé (présente trois pores) et a une exine plutôt dure comparativement aux pollens de la famille des graminées ou des herbacées. La Figure 2.1B montre une image obtenue d'un microscope à balayage électronique d'un pollen de *Betula* avec sa surface extérieure irrégulière et granuleuse et trois ouvertures dans son exine. Lors de la fécondation, le tube pollinique se déploie perçant le pore et libérant des granules contenant des allergènes protéinés. La Figure 2.1C décrit de façon schématique la morphologie de macromolécules allergéniques *Bet v 1*, l'allergène protéiné le plus puissant et abondant de sa catégorie (i.e. *Bet v*) et appartenant exclusivement au genre *Betula*. Selon Mogensen et al. [2002], *Bet v 1* est une protéine de 17 kDa abondamment présente notamment dans le grain de pollen du bouleau blanc (*Betula papyrifera*¹¹) et constitue une cause première d'allergies chez les humains. Notons que de façon générale, certaines conditions atmosphériques (humidité, pluie, polluants, turbulence, etc.) mènent à la rupture de l'exine ou du tube pollinique, les granules allergéniques de plusieurs espèces arborescentes peuvent ainsi s'échapper du grain et apparaître comme aéroallergènes [Schäppi et al., 1997; Taylor et al., 2004;

¹¹ *Betula papyrifera* ainsi que le taxon *Betula alleghaniensis* (bouleau jaune) constituent les deux espèces de bouleau les plus fréquents au Québec, notamment de la flore laurentienne (www.florelaurentienne.com).

Lacroix, 2005; Miguel et al., 2006; Visez et al., 2015; Puc et al., 2016].

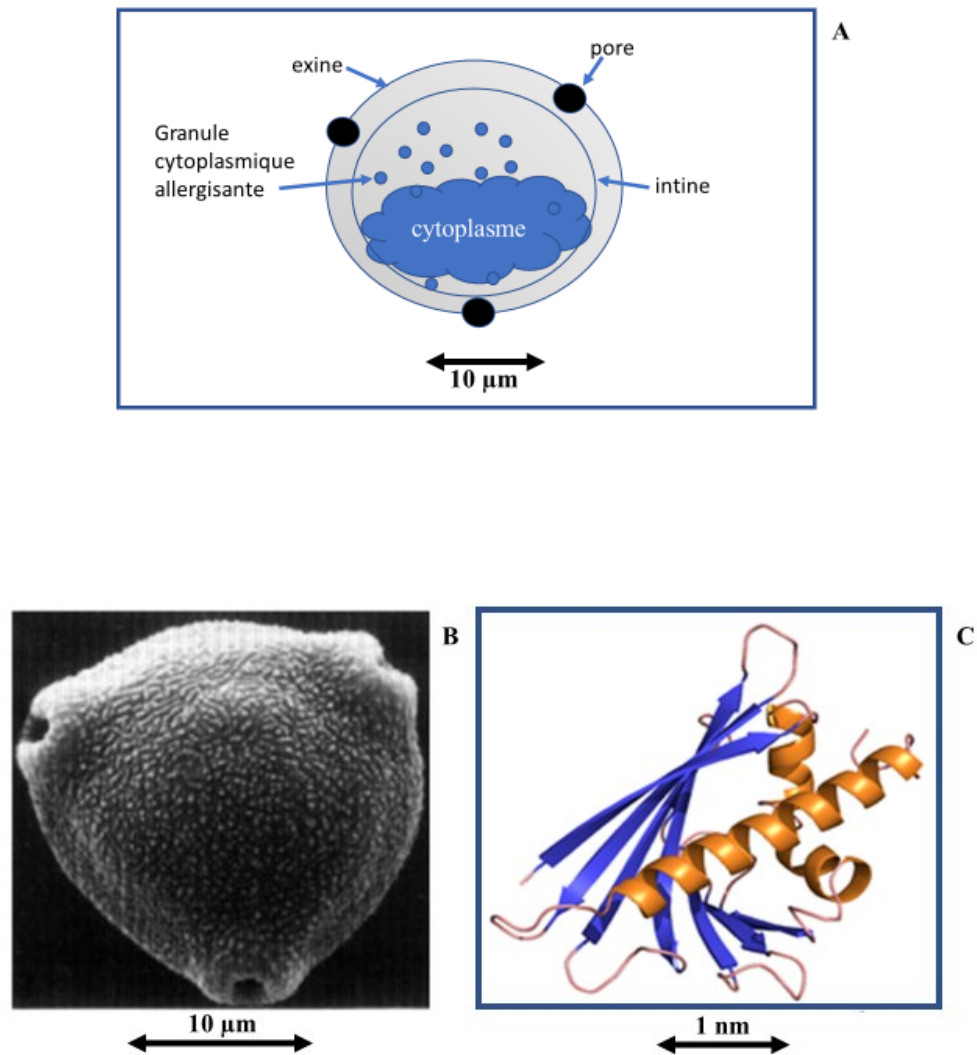


Figure 2.1 A) Schéma d'un grain de pollen et de son contenu, B) Photographie d'un grain de pollen de *Betula*. Les trois pores et la structure granulaire sur la surface (exine) sont évidents sur la photo. (Source : www.geog.qmul.ac.uk/popweb/betula/pollen.htm), C) Schéma descriptif d'une macromolécule allergénique *Bet v 1* contenu dans les granules allergisantes [Source : *Mogensen et al., 2002*].

Selon *Taylor et al.* [2002; 2004], les granules cytoplasmiques présentent un plus grand risque pour les asthmatiques car ces minuscules granules (diamètre inférieur à 3 μm) contiennent des allergènes respirables pouvant pénétrer plus profondément dans l'appareil respiratoire que le pollen lui-même, ce dernier étant de diamètre largement supérieur (plus de 20 μm).

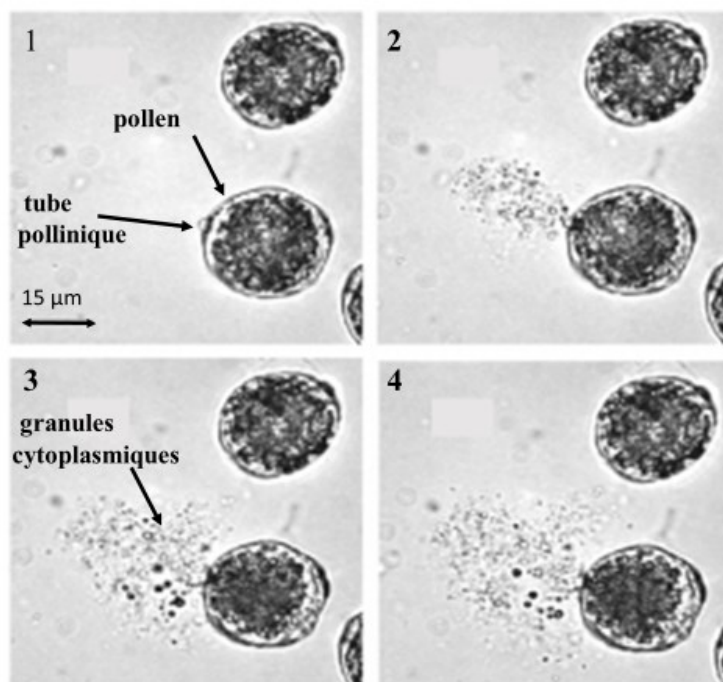


Figure 2.2 Séquence temporelle de rupture du pollen d'arbre (Chinese Elm) après 33 minutes d'immersion dans une goutte d'eau : entre chaque photo (1-4) il y a un intervalle de 1 sec. La libération des granules cytoplasmiques contenant les allergènes est indiquée par une flèche au panneau 3 [Source : *Miguel et al.*, 2006].

La Figure 2.2 présente une imagerie d'un pollen du taxon *Ulmus parvifolia* (Chinese Elm) en immersion dans une goutte d'eau. La rupture du grain et la libération des granules cytoplasmiques est évidente sur les photos prises au microscope optique [*Miguel et al.*, 2006]. Sous immersion dans l'eau ou sous forte humidité relative (supérieure à 98%), il arrive souvent que le tube pollinique émerge du pore (panneau 1 indiqué par une flèche sur la Figure 2.2). Dans le cas présent, quelques secondes plus tard la pression osmotique cause la rupture du pore et la libération du contenu cytoplasmique (panneaux 2, 3 et 4). Notez que la transposition des résultats de la Figure 2.2 au pollen de bouleau n'est pas immédiate car celui-ci possède une exine très dure de sorte que la libération des allergènes n'a pu être photographié après un court laps de temps comme c'est le

cas du pollen avec exine plutôt fragile comme le taxon *Ulmus parvifolia* (Chinese Elm) ou les pollens de graminées. Cependant, plusieurs auteurs (du domaine des sciences atmosphériques) ont démontré la libération du matériel cytoplasmique après 12 heures en immersion dans l'eau et brassage des grains de *Betula* ainsi humidifiés [Pummer et al., 2012; Augustin et al., 2013; O'Sullivan et al., 2015]. Ces évidences confirment ainsi la forte probabilité que le matériel cytoplasmique allergénique du grain de pollen de bouleau puisse être extrait du grain sous des conditions que l'on retrouve dans plusieurs situations météorologiques (pluie et brassage mécanique par le vent), notamment dans les orages et les fronts. Schäppi et al. [1997] propose deux mécanismes de libération du matériel cytoplasmique et des allergènes contenus dans le grain de pollen lorsque celui-ci est en immersion dans l'eau (e.g. situation de pluie). Ces deux mécanismes illustrés à la Figure 2.3 s'appliquent respectivement aux graminées (A. exine fragile) et aux pollens avec une plus grande dureté de l'exine (B. pollen de bouleau). Dans ce dernier cas, un grand nombre de granules et de matériel cytoplasmique a été observé sur les feuilles après une pluie faible. Ces granules (ainsi que les macromolécules allergéniques) peuvent être ensuite aérosolisées (en présence de vent) et transportés sur des distances considérables étant donné leur petite taille (généralement de diamètre submicronique) et affecter les patients asthmatiques généralement sensibles aux allergènes. Taylor et al. [2004] ont obtenu expérimentalement et ont photographié la rupture du grain de pollen de *Betula* et du tube pollinique après trois heures en immersion dans l'eau (Figure 2.4). Les fragments de cytoplasme contiennent des granules allergéniques (*Bet v 1*) qui deviennent des aérosols respirables après avoir séché peuvent être soulevés par le vent et la turbulence. Récemment, Puc et al. [2016] ont photographié des pollens de *Betula* sans cytoplasme à deux sites différents. Cette dernière étude suggère que 6.3 à 8.6% des grains de pollen de *Betula* aéroporté ont libéré leurs granules cytoplasmiques dans l'atmosphère.

Un phénomène digne de mention et souvent rapporté dans la littérature est connu sous le nom de « thunderstorm-asthma » une situation courante en Australie [Taylor et al., 2004; Taylor et Jonsson, 2004]. Une épidémie de patients apparaît alors aux urgences des hôpitaux. Une explication plausible est que la rupture du pollen et la libération des granules allergéniques se concentre le long du front de rafale d'orage et affecte ainsi de façon dramatique les patients asthmatiques car ces granules peuvent alors pénétrer profondément dans leurs poumons et déclencher l'asthme (Figure 2.5; voir plus de détails aussi dans D'Amato et al., 2015).

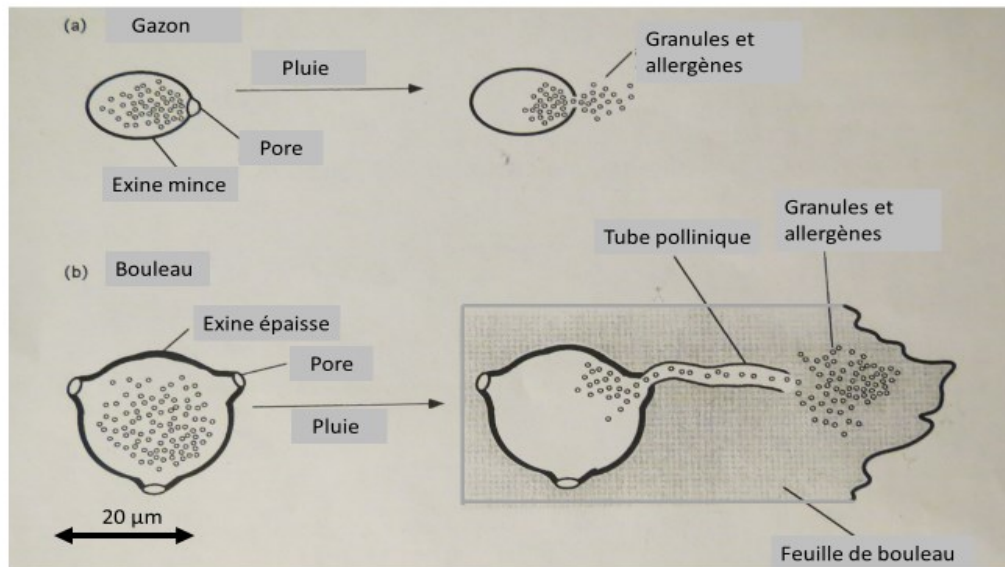


Figure 2.3 Schéma montrant deux formes possibles de libération des granules contenant les allergènes respirables a) rupture du pollen de gazon sous la pluie due à la pression osmotique libérant environ 700 granules, b) rupture du tube pollinique d'un grain de pollen de bouleau humidifié par la pluie libérant sur une feuille environ 400 granules [Adapté de *Schäppi et al.*, 1997].



Figure 2.4 Libération du matériel cytoplasmique d'un pollen de *Betula* après 3 heures en immersion dans l'eau. La flèche indique le tube pollinique et les têtes de flèche, le matériel cytoplasmique libéré contenant les allergènes *Bet v 1* [Adapté de *Taylor et al.*, 2004].

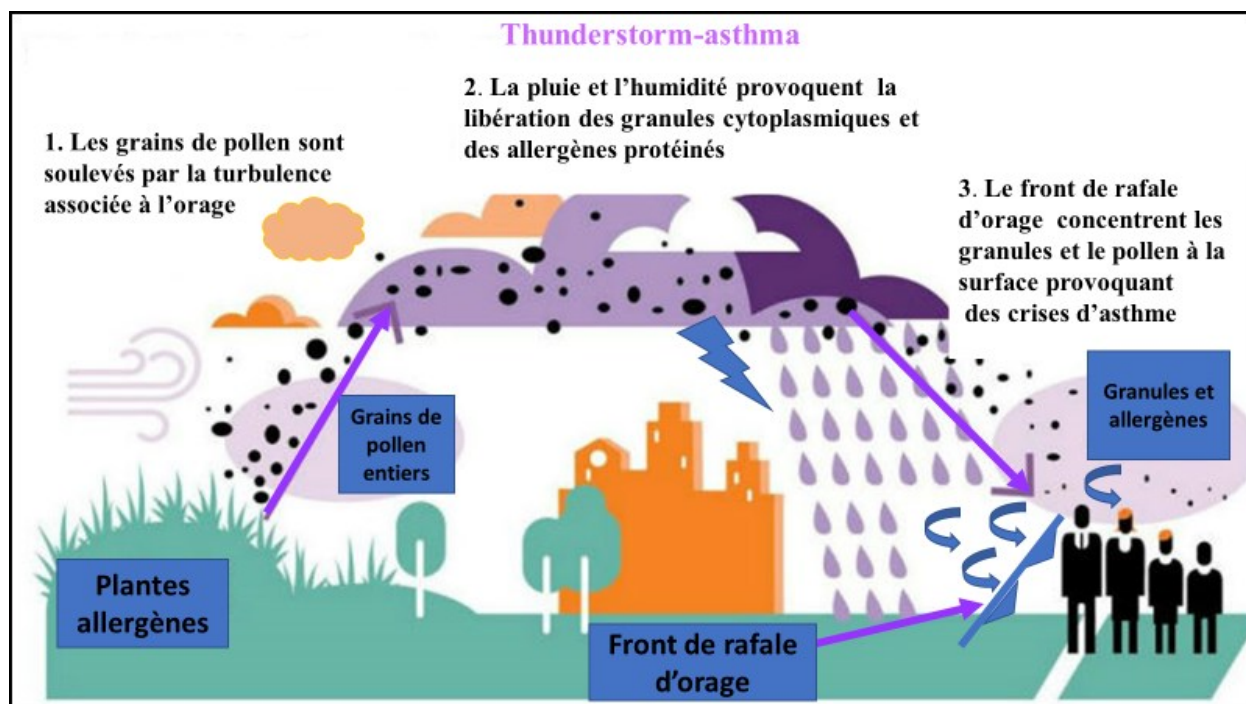


Figure 2.5 Description schématique du phénomène de thunderstorm-asthma [Source : Adapté de <http://www.abc.net.au/news/2017-10-01/thundestorm-asthma/9000320>].

Une fois que le pollen et/ou les allergènes sont inhalés ou se déposent sur différentes parties du corps, trois grands types de troubles allergiques peuvent être identifiés en relation avec les facteurs environnementaux et les aéroallergènes [EPA, 2008b; APC, 2015] :

- rhinite allergique ou rhume des foins (chronique, récurrente ou saisonnière),
- eczéma atopique ou affection cutanée caractérisée par des démangeaisons sévères,
- asthme.

Les allergies causées par le pollen sont les causes les plus fréquentes parmi toutes les sources confondues de maladies atopiques à travers le monde. L'exposition aux aéroallergènes chez les individus atopiques est associée à la rhinite allergique mais de façon moins claire à l'eczéma et l'asthme [EPA, 2008b]. Dans le cas de l'asthme allergique, cette incertitude s'explique en partie au phénomène de libération des allergènes de très petite taille dans l'atmosphère pouvant atteindre les parties les plus profondes des poumons [Schäppi et al., 1997 ; Taylor et Jonsson, 2004 ; D'Amato et al., 2015 ; O'Sullivan et al., 2015]. Par ailleurs, le pollen non seulement induit les allergies libérant des protéines stimulant des réponses immunitaires mais aussi des médiateurs lipidiques bioactifs pouvant causer une panoplie de problèmes de santé de nature inflammatoire [Traidl-Hoffmann et al., 2003 ; Traidl-Hoffmann et al., 2009]. De plus, de nombreux auteurs

réitèrent depuis plus d'une décennie que la quantité de pollen libérée dans l'air pourrait augmenter en relation avec les changements climatiques et à l'urbanisation croissante ce qui ferait augmenter l'incidence¹² des allergies [D'Amato et al., 2001 ; Garneau et al., 2005 ; D'Amato et al., 2007 ; EPA, 2008b; Cecchi et al., 2010 ; Martin et al., 2010 ; D'Amato et al., 2015]. Par exemple, en Allemagne, on rapporte que les patients souffrant d'allergies étaient au nombre de 2 millions en 1977 augmentant à 12 millions en 2004 [Helbig et al., 2004]. Au Québec, la prévalence de la rhinite allergique est passée de 6% en 1987 à 16,8% en 2008 [INSPQ, 2013]. Similairement, durant ces dernières décennies, à plusieurs endroits dans le monde, on a également noté une tendance lourde à la hausse du nombre de patients atteints de maladies respiratoires [Epstein, 2005 ; Eder et al., 2006 ; EPA, 2008b ; INSPQ, 2013 ; D'Amato et al., 2015]. Or, un lien important existe entre maladies respiratoires et maladies allergiques. Par exemple, la majorité des enfants et adolescents montrant des signes d'asthme, une maladie respiratoire parmi les plus communes, sont aussi sensibilisés aux allergènes [Tamburlini, 2002]. Ceci n'est pas une coïncidence car l'asthme est aussi reconnu comme ayant une forte composante allergique. Des trois grands troubles de santé mentionnés ci-haut, l'asthme est le plus problématique dans beaucoup de pays et est devenue la maladie respiratoire la plus commune dans les pays occidentaux affectant plus de 300 millions de personnes [Anandan et al., 2010; APC, 2015; D'Amato et al., 2015] mais touchant particulièrement les enfants [Akinbami et Schoendorf, 2002]. Au Canada, approximativement 3 millions de personnes sont affectés par la maladie avec des coûts directs et indirects du traitement de l'asthme dépassent le milliard de dollars [APC, 2015] alors qu'aux États-Unis, on estime à plus de 20 millions d'américains affectés étant la maladie chronique la plus commune chez l'enfant dans ce pays également [EPA, 2008a,b]. De plus, toujours aux États-Unis, l'asthme engendre annuellement des coûts totaux de plus de 20 milliards de dollars les hospitalisations constituant la plus forte partie de ces coûts [EPA, 2008a,b]. De ce total, Landrigan et al. [2002] estime que la partie des coûts attribuables à la pollution atmosphérique est d'environ 30%. Au Québec, on estime à plus de 600 000 le nombre de personnes atteintes d'asthme, dont plus de 350 000 enfants et adolescents. Selon l'étude du *Global Burden of Disease Study* [2014], la prévalence¹³ de l'asthme a subi une augmentation de 32.1% globalement à travers le monde entre 1990 et 2013 avec peu de signe d'une

¹² Incidence : nombre de nouveaux cas survenant durant une période de temps donné.

¹³ Prévalence : nombre de cas existants d'une condition particulière d'une maladie à un temps donné. Il est souvent exprimé en termes de fraction (i.e. nombre de cas par 100,000 individus).

décroissance globale [Asher *et al.*, 2006; EPA, 2008a,b ; Anandan *et al.*, 2010] ou de contrôle sur la maladie [Beasley *et al.*, 2015 ; Bush *et al.*, 2015]. Au contraire, une augmentation est encore notée dans plusieurs parties du monde [Anandan *et al.*, 2010 ; D'Amato *et al.*, 2015] et les raisons pour cette augmentation sont multifactorielles et pas entièrement claires [Ring *et al.*, 2001 ; Traidl-Hoffmann *et al.*, 2009 ; D'Amato *et al.*, 2015] de sorte qu'une meilleure compréhension des liens entre les facteurs environnementaux et les maladies respiratoires est certainement souhaitable [EPA, 2008b]. Pour Epstein [2005], l'occurrence de l'asthme qui a augmenté de façon significative aux États-Unis, surtout dans les années 80 et 90 est, en partie, relié aux facteurs climatiques. Par contre, von Hertzen et Haahtela [2005] mettent un bémol sur cette conclusion et prétendent qu'il y a eu une stagnation ou même peut-être un renversement de la tendance en plusieurs endroits probablement dû à des meilleures mesures préventives, à une meilleure information des parents, à des meilleurs traitements [suite à l'introduction de traitement inhalés de corticoïdes, selon Anandan *et al.*, 2010] et peut-être aussi à l'apparition de prévisions de pollen destinées au public qui sont facilement accessibles (par exemple, grâce à Internet ou les médias sociaux). Quoiqu'il en soit, la relation entre augmentation de l'asthme et des maladies allergiques et les changements climatiques n'est pas clair. L'étiologie des maladies allergiques, notamment l'asthme, est complexe car l'interaction des facteurs génétiques et environnementaux est mal comprise [EPA, 2008b]. Mais durant les 25 dernières années, les pays les plus industrialisés comme l'Australie, la Nouvelle-Zélande, le Royaume-Uni, le Canada et les États-Unis enregistrent encore des niveaux d'asthme alarmants qui continuent de présenter un poids appréciable sur les familles et la société bien que le taux de mortalité ait diminué [Global Burden of Disease Study, 2014 ; Beasley *et al.*, 2015 ; Bush *et al.*, 2015 ; CLA, 2017]. Selon von Mutius [2000], un « mode de vie occidental » serait peut-être lié à la manifestation des maladies allergiques car la prévalence de la rhinite allergique et de l'asthme est très basse dans les pays en développement. Notons, par ailleurs, le fait important que les disparités raciales et ethniques demeurent larges quant au poids exercé sur la société. Par exemple, aux États-Unis, selon l'*American Lung Association* [2010], la prévalence de l'asthme chez les américains de souche africaine est significativement plus élevée (10,55%) comparativement aux américains caucasiens (7,82%) alors que les américains d'origine mexicaine présentent le plus bas taux (6,83%).

La sensibilité génétique et l'exposition aux allergènes sont les conditions nécessaires (mais non suffisantes) au développement des maladies allergiques particulièrement dans l'enfance.

Même si les facteurs génétiques prédisposent davantage les enfants à développer des maladies allergiques tel que l'asthme, certains facteurs environnementaux ou nuisances environnementales (pollution de l'air intérieur et extérieur, spores, virus, conditions météo, etc.) contribuent également à favoriser l'apparition de symptômes cliniques [Garty *et al.*, 1998 ; Behrendt *et al.*, 2001; Ring *et al.*, 2001 ; D'Amato *et al.*, 2007 ; Frenguelli, 2014 ; D'Amato *et al.*, 2015]. Il apparaît désormais clair que les maladies allergiques sont le fruit d'une interaction complexe entre les facteurs génétiques et environnementaux. Pour von Mutius [2000], les causes dominantes sont liées à la génétique, au développement du système immunitaire durant l'enfance, à la nutrition et à l'hygiène.

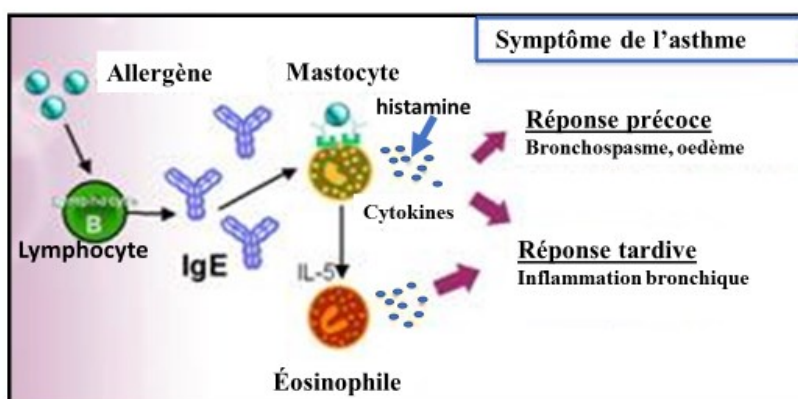
On distingue deux types de mécanismes reliés à l'asthme : les mécanismes **déclencheurs** de l'asthme (air froid, fumée, polluants chimiques, exercice physique, etc.) et les mécanismes **inducteurs** (poussières, pollen, spores, infection virale, etc.). Tous deux ont des impacts qui varient d'un individu à l'autre et d'une saison à l'autre [APC, 2015]. La relation pollen-asthme n'est pas claire car le pollen allergénique tel que le bouleau (*Betula spp.*) est de dimension d'environ 22 μm donc de diamètre trop large pour atteindre les voies respiratoires bronchiques et alvéolaires et causer l'asthme [Taylor *et al.*, 2002]. Cependant, il est admis de plus en plus que ce sont les granules cytoplasmiques de dimension beaucoup plus petite (de l'ordre du micron) libérés dans l'atmosphère à la suite de la rupture du pollen aéroporté qui en sont la cause puisqu'ils peuvent facilement atteindre les voies respiratoires inférieures [Taylor *et al.*, 2004; Guarnieri *et Balmes*, 2014]. Plusieurs chercheurs ont noté plusieurs modes par lesquels s'effectuent cette rupture dans l'atmosphère : par augmentation subite de l'humidité ou par la pluie [Schäppi *et al.*, 1997; Wright *et al.*, 2014; voir Figures 2.2 à 2.4], par impaction mécanique induite par le vent [Visez *et al.*, 2015], par oxydation causée par la pollution [Shahali *et al.*, 2013; Lacroix, 2005] ou par influence d'un fort champ électrique [Vaidyanathan *et al.*, 2006]. Dans les orages, toutes ces conditions sont présentes d'où le lien établi entre temps orageux et asthme comme montré à la Figure 2.5.

Quel que soit la source des bioaérosols allergéniques, au niveau physiologique, une cascade d'événements survient lors de la réaction allergique. D'abord, le système immunitaire est sollicité et réagit avec la production trop grande d'anticorps IgE (immoglobuline E) ou IgG qui se traduit

en une activation excessive de certains globules blancs appelés mastocytes¹⁴ et/ou basophiles résultant en une production d'histamines, la conséquence finale étant une réponse inflammatoire et son cortège de réactions : eczéma, fièvre des foins, asthme et même dans le pire des cas un choc anaphylactique entraînant la mort [Behrendt et al., 2001; APC, 2015]. Selon Comtois et Gagnon [1998], les seuils cliniques qui mènent à des symptômes allergiques pour l'herbe à poux peuvent être aussi bas que 1-3 grains de pollen par m³ d'air pour des sujets hypersensibles et de 10 à 50 grains pour la majorité des patients. Quant au pollen de bouleau, les seuils déclencheurs semblent être de 30 grains/m³ pour les patients hautement sensibles et de 80 grains/m³ pour 90% des patients [Viander et Koivikko, 1978]. Selon Yli-Panula et al. [2009 et références incluses], des comptes polliniques aussi faibles que 10 grains/m³ peuvent exacerber la rhinite allergique et l'asthme chez les patients sensibilisés au pollen de bouleau. Hormis l'herbe à poux, d'autres types d'herbacées peuvent aussi causer des réactions allergiques. Dans une étude réalisée en Australie, des hausses de concentration d'environ seulement 30 grains/m³ de pollen de *Poaceae* (famille des Poacées) étaient associés de façon statistiquement significative aux hausses du nombre d'admissions à l'hôpital pour cause d'asthme [Erbas et al., 2007]. Cependant, dans toutes ces études, l'interprétation doit être faite de façon prudente car on ne connaît pas la quantité exacte d'allergènes nécessaire (e.g. *Bet v 1* dans le cas du bouleau) au déclenchement des réactions cliniques, faute de mesure systématique de ces bioaérosols dans l'atmosphère. Seulement des liens plus ou moins précis entre la quantité de pollen et l'asthme sont utilisés alors que la quantité d'allergènes présente dans l'atmosphère représenterait mieux l'exposition réelle et le danger pour les asthmatiques [Buters et al., 2010; 2012]. Au cours d'un premier contact avec l'allergène (phase de sensibilisation), il est reconnu que le patient atopique produit des anticorps particuliers, les immunoglobulines E ou IgE, qui sont spécifiques à la substance allergénique. Ces anticorps vont se fixer sur certaines cellules des muqueuses. Ensuite, lors d'un nouveau contact avec le même allergène, celui-ci va croiser les mastocytes (cellules sur lesquelles les IgE se sont déposées). Il y aura alors libération d'histamines et de cytokines provoquant un cortège de réactions inflammatoires caractéristiques de l'asthme contribuant à une réponse rapide du système immunitaire (Figure 2.6). L'interleukine 5 (IL-5) intervient également dans la réponse immunitaire

¹⁴ Un mastocyte est une cellule de texture granuleuse présente dans les tissus conjonctifs et qui se caractérise par la présence dans son cytoplasme de médiateurs chimiques tel que l'histamine. Ces cellules sont notamment connues comme étant des cellules cibles impliquées dans les mécanismes effecteurs des processus inflammatoires et notamment allergiques [Anandan et al., 2010].

mais est caractérisée par une réponse tardive. Il s'agit d'une glycoprotéine jouant un rôle dans la stimulation des lymphocytes B, la production de leucocytes éosinophiles et la production des immunoglobulines A (réponse tardive résultant en une inflammation bronchique).



Source: www.doctissimo.fr/html/dossiers/asthme/articles/10361-xolair-asthme-severe.htm

Figure 2.6 Réponses du système immunitaire (rapide et tardive) à un allergène et symptômes de l'asthme (© Novartis).

2.1.2 Rôle de la pollution

Un environnement sain et absent de polluants néfastes n'est pas un privilège mais un droit humain fondamental [EEA-WHO, 2002]. Une quantité impressionnante d'études depuis les dernières décennies ont décrit les impacts négatifs de la pollution sur la santé humaine (voir un résumé non-exhaustif au Tableau de l'annexe 9.1 de cette thèse). Ces études incluent une panoplie d'effets néfastes sur la santé humaine tels qu'irritation des yeux, asthme, maladie pulmonaire obstructive chronique (MPOC), attaques cardiaques, cancer du poumon, mort prématurée, dommage au système immunitaire, reproductif et neurologique [Pope et al., 2002 ; Delfino et al., 2003 ; Sun et al., 2005 ; Ebtekar, 2006 ; Institute for Risk Research, 2007; Georgopoulos et Lioy, 2006 ; Reeves, 2011, IARC, 2013 ; Guarnieri et Balmes, 2014]. Il est connu que la pollution atmosphérique affecte tous les individus à différents degrés selon leur sensibilité et la condition physique de chacun. Les polluants environnementaux ont été reconnus comme étant cytotoxiques,

mutagéniques et cancérogènes [Ring et al., 2001]. On a récemment estimé, en utilisant des modèles couplés climat-chimie et des fonctions concentration-réponse sanitaire, que plus de 3,7 millions de décès surviennent annuellement due à la pollution de l'air par rapport à une année de référence avant l'ère industrielle, i.e. 1850 [Silva et al., 2013]. Des résultats similaires ont été rapportés dans l'étude *Global Burden Study 2014* qui place la pollution de l'air comme un des plus grands risques à l'échelle de la planète [Lim et al., 2012]. Finalement, selon une étude de l'Association Médicale Canadienne, 21,000 morts prématurés, 11,000 admissions dans les hôpitaux et 620,000 visites chez le médecin ont été répertoriés en 2008 en relation avec la pollution atmosphérique engendrant des coûts sociétaux de plus de 8 milliards de dollars [CMA, 2008]. Les enfants sont particulièrement vulnérables aux impacts de la pollution environnementale. Ils sont les premiers à en souffrir car ceux-ci ont un taux de respiration et de consommation calorifique par kilogramme plus élevé que les adultes. Ils ont aussi un taux métabolique plus élevé, un système respiratoire en développement donc plus fragile ce qui les rendent plus vulnérables à la pollution atmosphérique. Finalement, ils passent plus de temps à l'extérieur et donc plus exposés aux facteurs environnementaux néfastes [EEA-WHO, 2002 ; Guarneri et Balmes, 2014].

Notons que la pollution urbaine due au trafic véhiculaire est particulièrement néfaste selon Guarneri et Balmes [2014] particulièrement s'il s'agit de diesel [Riedl et Diaz-Sanchez, 2005 ; Traidl-Hoffman et al., 2009]. Il a été estimé que 15% de tous les cas d'asthme chez les enfants est dû à la pollution urbaine [Perez et al., 2013]. Parmi les polluants les plus importants en relation avec les maladies respiratoires et le trafic véhiculaire urbain, on note l'ozone, les matières particulaires et le dioxyde d'azote [D'Amato et al., 2015]. Ces trois polluants importants sont traités plus en détails dans ce qui suit.

2.1.2.1 Ozone (O_3)

L'ozone troposphérique est formé par des réactions photochimiques entre des polluants précurseurs (tels qu'oxydes d'azote et les composés organiques volatils) en présence d'ensoleillement et de températures élevées [Seinfeld et Pandis, 2006]. La présence d'ozone dans la troposphère¹⁵ est associée à des impacts environnementaux délétères incluant une dégradation possible de la santé humaine [EEA-WHO, 2002 ; Kopanakis et al., 2015 et références incluses].

¹⁵ La troposphère est la partie la plus basse de l'atmosphère située près du sol sous la stratosphère.

L'ozone est un oxydant puissant augmentant la réactivité bronchique, l'inflammation des conduits aériens provoquant une diminution de la fonction pulmonaire, une potentialisation de la réponse aux allergènes et une augmentation de la perméabilité épithéliale [D'Amato *et al.*, 2007 ; Laaidi *et al.*, 2011]. À long terme, l'ozone produit les effets suivants : inflammation chronique et vieillissement prématuré du poumon. Les symptômes cliniques de hauts niveaux d'ozone (rencontrés durant les périodes de smog) vont de l'irritation des yeux, de la performance diminuée chez les athlètes à l'exercice et de la réponse augmentée aux allergènes chez les asthmatiques atopiques [Lajoie, 1992 ; EEA-WHO, 2002 ; Ebtakar, 2006 ; Kopanakis *et al.*, 2015 et références incluses].

Environ 40 à 60% de l'ozone inhalé est absorbé par les conduits nasaux, le reste atteint le système respiratoire inférieur [de Weger *et al.*, 2013]. L'ozone peut briser les molécules organiques complexes et causer des irritations ou même, à de plus fortes concentrations, des lésions dans le système respiratoire. Mais, dans la plupart des cas, il agit comme un *primer* avec des effets inflammatoires plus ou moins intenses dépendant des doses [Molfino *et al.*, 1991 ; de Weger *et al.*, 2013]. Par ailleurs, l'ozone troposphérique, un oxydant photochimique, a également un effet nocif sur les écosystèmes naturels entraînant leur vieillissement prématuré [Villeneuve et Richard, 2005] ainsi qu'une réduction du rendement agricole [Tingey *et al.*, 1991]. Finalement, l'ozone briserait l'enveloppe du grain de pollen par oxydation libérant plus facilement les allergènes contenus à l'intérieur du grain [Buters *et al.*, 2010 ; 2012, voir une revue dans de Weger *et al.*, 2013]. Le processus de libération des allergènes dans l'atmosphère pourrait constituer un élément clé pouvant expliquer la synergie pollen-polluant dans le contexte des impacts sur la santé respiratoire plus particulièrement sur l'asthme.

Il a été montré que les hautes concentrations d'ozone en Ontario et au Québec, deux provinces de l'est du Canada, sont fortement contrôlées par les conditions météorologiques et en partie par le transport à longue distance en provenance des États-Unis [Leduc et Gagnon, 1992 ; Yap *et al.*, 1992 ; Robichaud, 1994 ; Heidorn et Yap, 1996]. D'autre part, les niveaux d'ozone troposphérique près du sol en plusieurs endroits dans le monde ont été en hausse constante entre 1990 et 2005 sur une base saisonnière [Derwent *et al.*, 2007 ; Staehelin et Poberaj, 2008 ; Adame et Sole, 2013]. Toutefois, durant cette dernière décennie (après 2005), il semble que les hauts niveaux d'ozone aient été à la baisse, du moins dans l'est de l'Amérique du Nord, dus à de meilleurs mécanismes de contrôle de la pollution alors que les niveaux de fond de l'ozone aient été à la

hausse surtout dans l'ouest américain et canadien [Cooper *et al.*, 2010 ; Cooper *et al.*, 2012 ; Robichaud et Ménard, 2014]. Ce dernier phénomène serait attribuable à l'augmentation croissant du transport intercontinental d'ozone par les vents en provenance des pays en développement [Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution (HTAP), 2010], du transport vertical lié à une fréquence plus élevée des intrusions stratosphériques apportant de l'ozone stratosphérique dans la troposphère [Lin *et al.*, 2015] ou des activités polluantes tels que les sables bitumineux dans l'ouest Canadien [voir Robichaud et Ménard, 2014].

2.1.2.2 Particules fines ($PM_{2.5}$) et grossières ($PM_{2.5-10}$)

Les particules fines (matières particulaires avec un diamètre aérodynamique de moins de 2,5 μm) et les particules plus grosses (de diamètres entre 2,5 et 10 μm) affectent la santé humaine et se retrouvent en quantité plus ou moins variable dans l'atmosphère. La composition et la distribution détaillée de ces particules varient selon le type de source (naturelle ou anthropique) et dépendent si le mode de production provient du processus de combustion ou non [Kelly et Fussell, 2012]. De nombreuses études ont montré que même de faibles concentrations de particules fines $PM_{2.5}$ présentes dans l'environnement atmosphérique pouvaient affecter la santé humaine et animale de même que les écosystèmes [voir CEPA/FPAC, 1999 pour une revue, Sun *et al.*, 2005 ; Reeves, 2011]. Les particules $PM_{2.5}$ représentent un plus grand impact que les particules plus grosses (supérieures à 2,5 microns) car elles pénètrent profondément dans le système respiratoire et, dans le cas des particules ultrafines (diamètre aérodynamique moins de 0,1 micron), atteignent les alvéoles où les échanges gazeux avec le système cardio-vasculaire se produisent. Des études épidémiologiques ont démontré clairement que les $PM_{2.5}$ peuvent causer des décès prématurés (notamment chez les personnes âgées), des problèmes respiratoires aigus (chez les sujets sensibles) et des impacts à long terme (chez la majorité des sujets) lorsque les niveaux de $PM_{2.5}$ augmentent significativement au-dessus d'une plage variant de 15 à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [CEPA/FPAC, 1999 ; Cifuentes *et al.*, 2000 ; Eftim *et al.*, 2008]. Sun *et al.* [2005] ont clairement montré le rôle des $PM_{2.5}$ dans l'évolution de la cardiopathie ischémique et cérébro-vasculaire en favorisant l'athérosclérose chez le rat exposé à des quantités de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 8 heures par jour. Or, ces concentrations de $PM_{2.5}$ se retrouvent souvent mesurées dans le centre-ville de Montréal [Ville de Montréal, 2015]. Reeves [2011] croit que la plupart des crises cardiaques à Montréal ou ailleurs sont reliées aux $PM_{2.5}$ par blocage des artères associé à l'origine par une inflammation des artères provoquant la coagulation

causée par les particules ultrafines ayant traversées la barrière sanguine. Finalement, sur la surface des matières particulaires inorganiques ou sur les poussières de sable peuvent être adsorbés des substances immunogéniques tels que virus, bactéries, spores fongiques, pollen, et autres aérosols biologiques qui sont associées à l'exacerbation des symptômes de l'asthme [Guarnieri et Balmes, 2014 et références incluses ; voir aussi la revue dans D'Amato et al., 2015]. De plus, les aérosols fins peuvent aussi servir de véhicule de transport intercontinental de ces mêmes substances [Kellogg et Griffin, 2006; Newark et al., 2006].

Durant la saison froide (novembre à avril), la fumée de combustion du bois (poêle à bois) est responsable d'une partie importante des niveaux de particules fines dans la région de Montréal et en plusieurs endroits au Canada tandis qu'en été, la pollution industrielle et automobile en sont les sources majeures [CEPA/FPAC, 1999 ; Gagnon et al., 2007]. Durant la saison estivale, les PM_{2.5} constituent une composante du smog à Montréal et surviennent à l'occasion en conjonction avec des niveaux d'ozone élevés [Gagnon et al., 2007 ; Ville de Montréal, 2015]. Les particules plus grosses (PM_{2.5-10}) sont également associées à la morbidité et la mortalité [Cifuentes et al., 2000] mais dans une moindre mesure car elles pénètrent moins profondément dans l'appareil respiratoire.

2.1.2.3 Dioxyde d'azote (NO₂)

Le dioxyde d'azote est formé par la réaction de l'ozone avec le monoxyde d'azote émis par la combustion des combustibles fossiles. Il est de couleur brun jaunâtre ou orangée (dépendant de la température) et, tout comme l'ozone et les PM_{2.5}, est souvent associé au smog. Les deux sources principales de dioxyde d'azote sont les moteurs à combustion interne et les centrales thermiques. Mais, en général, le dioxyde d'azote est surtout un marqueur du transport terrestre véhiculaire. On retrouve davantage ce polluant en milieu urbain et industriel et peu en milieu naturel étant donné son court temps de vie dans l'atmosphère [Seinfeld et Pandis, 2006]. Bien que le dioxyde d'azote soit un oxydant faible, il est très souvent relié à l'asthme dans les études épidémiologiques. En effet, ce polluant est associé à une morbidité chez les individus asthmatiques et constitue un des mécanismes déclencheurs de l'asthme [Shima and Adashi, 2000 ; Guarnieri et Balmes, 2014]. Plus spécifiquement, une étude portant sur 3049 Japonais de huit zones rurales et urbaines a montré une association positive entre les niveaux régionaux de NO₂ et la prévalence de l'asthme [Shima et al., 2003]. Notez que le pollen de *Betula* et ses allergènes (protéines) peuvent absorber le dioxyde

d'azote présent dans l'atmosphère de façon efficace. On retrouve d'ailleurs de telles protéines nitrifiées dans la poussière de rue et sur les particules fines ce qui indique un impact probable sur la maladie allergique [Franz et al., 2005].

2.1.2.4 Effet combiné des polluants, du pollen et des conditions météorologiques (synergie)

Depuis plusieurs décennies, on a noté un lien entre allergie respiratoire et période de pollinisation. Cependant, il n'y a pas de relation univoque entre les deux mais plutôt une relation de synergie pollen-polluants de concert avec les facteurs météorologiques selon Abou *Chakra et al.* [2010]. Les effets synergiques de la présence combinée de pollen et de pollution sont complexes et ont été étudiés principalement en Europe [Behrendt et Becker, 2001 ; D'Amato et al., 2001 ; 2007 ; 2015 ; Tamburlini et al., 2002 ; voir aussi une revue dans de Weger et al., 2013] et aux États-Unis par Newman-Taylor [1995], Lierl et Hornung [2003], Cashel et al. [2004] et Parker et al. [2009] parmi d'autres et, plus récemment, au Canada [Vanos et al., 2014 ; Hebborn et Cakmak, 2015]. Il n'est pas aisé, en dépit de toutes ces études, de déterminer quel est le pourcentage des cas de maladie respiratoire qui peut être attribuée aux aéroallergènes et encore moins dû aux effets synergiques avec la pollution ou les conditions météorologiques. Pourtant, on suppose depuis longtemps que le pollen allergénique d'arbre combiné à la pollution de l'air (principalement l'ozone, les aérosols fins et les oxydes d'azote) présente une double menace sur la santé humaine du moins en ce qui concerne les problèmes respiratoires [Gervais, 1994 ; Behrendt et al., 1997 ; de Weger et al., 2013 ; Franguelli, 2014]. La synthèse des études sur le sujet pointe vers une relation *triangulaire* entre pollen - pollution – allergies [Majd et al., 2004 ; Franguelli, 2014 ; D'Amato et al., 2015]. Mellin [2006] résume très bien la relation pollen-pollution en termes de *couple infernal* étant donné la synergie de ces deux types de co-stresseurs et son impact sur la santé respiratoire. Cette expression est aussi reprise par Tsicopoulos et al. [2009] pour décrire l'augmentation de la production d'anticorps IgE dans la double exposition pollen-polluant. Ainsi, la pollution chimique joue un rôle important, 1) sur les pollens pouvant modifier leur pouvoir allergénique (en augmentant la concentration en allergènes à l'intérieur du pollen) et/ou en provoquant la rupture de l'exine du pollen par oxydation libérant de minuscules bioaérosols [Lacroix, 2005; Shahali et al., 2013], 2) au niveau de la réactivité bronchique des patients allergiques pouvant provoquer une modification de la sensibilité individuelle aux allergènes, 3) en augmentant le stress oxydatif causant une inflammation et une réponse hyper-réactive de l'appareil respiratoire, et 4) en

induisant une augmentation de la libération d’histamine par les mastocytes [Jelks,1987; Gervais, 1994; Behrendt et Becker, 2001; Lacroix, 2005; Thibaudon, 2007; Tsiropoulos et al., 2009; de Weger et al., 2013; Franguelli, 2014; Guarnieri et Balmes, 2014; D’Amato et al., 2015]. Par ailleurs, les particules de pollution peuvent également agir comme des porteurs d’allergènes. Dans une étude portant sur quatre villes européennes, Nomak et al. [2006] ont détecté que des allergènes étaient adsorbés sur des particules issues de la combustion. Inversement, le pollen peut aussi constituer un vecteur de transport de la pollution. De nombreux débris présents sur les grains de pollen tels que poussières, suies, minéraux, etc. ont été observés au microscope [Behrendt et Becker, 2001 ; Majd et al., 2004 ; Lacroix, 2005]. Des particules de pollution peuvent aussi se déposer sur le grain de pollen favorisant la libération des allergènes. Majd et al. [2004] ont clairement démontré que lorsque le pollen de *Canna indica* est recueillie en zone non-polluée, il présente une structure sphérique uniforme sans déformation de son tectum (Figure 2.7A). Après 20 jours d’exposition à la pollution urbaine de Téhéran (Iran), une mégapole fortement polluée, la structure du tectum devient déformée avec apparition de matériel cytoplasmique près du pore et des particules polluantes adsorbées sur le grain (Figure 2.7B). De plus, ces mêmes auteurs démontrent que la réaction immunitaire d’IgE est augmentée significativement lorsque des souris préalablement sensibilisées aux allergènes sont exposées à des extraits de pollens pollués. La Figure 2.8 compare la production d’IgE chez un groupe de souris soumises à différents traitements; aucune exposition (groupe contrôle C), exposition à des extraits de pollen immature non-pollué (I), extrait de pollen mature non-pollué (M) et extrait de pollen pollué (P).

Par ailleurs, la pollution exacerbe le risque des symptômes dans les sujets sensibilisés en induisant des dommages sur les muqueuses facilitant l’accès aux cellules du système immunitaire [Jelks, 1987 ; Gervais, 1994]. Les interactions entre le pollen et l’ozone, par exemple, réduisent le niveau de pollen nécessaire pour initier une réponse asthmatique [Lajoie, 1992 ; Newman-Taylor, 1995]. À la lumière de ces nombreuses études, il n’est donc pas surprenant que la prévalence d’allergies dans les villes polluées soit plus élevée que dans les centres urbains moins pollués ou en milieu rural comme signalé par Morgenstein et al. [2008]. Quoiqu’il en soit, au Canada, plus particulièrement au Québec, de façon surprenante, les études sur ce sujet sont peu nombreuses et non concluantes.

Le trafic véhiculaire et les sources industrielles sont considérés comme les principaux responsables des polluants atmosphériques. Plus spécifiquement, Guarnieri et Balmes [2014]

définit le terme TRAP (*Traffic Related Air Pollution*) comme étant un mélange complexe de particules fines et d'émissions de gaz primaires incluant les oxydes d'azote produit par la combustion des moteurs à essence et autres sources associées aux véhicules (poussière des voies de circulation, usure et corrosion des pneus et des freins). À cette soupe chimique urbaine s'ajoute, au printemps, la présence de pollen d'espèces arborescentes comme facteur additionnel de stress sur les asthmatiques et les atopiques. En particulier, les particules de diésel provoquent une augmentation d'anticorps IgE (immunoglobuline E) typique d'une réaction allergique autant chez la souris [*Fernvik et al.*, 2002] que chez l'humain [*Diaz-Sanchez et al.*, 1997].

Les maladies respiratoires sont le fruit de facteurs multiples. La pollution de l'air intérieur joue également un rôle important. On rapporte que des enfants qui grandissent dans une maison où les moisissures et la poussière sont le lot du quotidien sont davantage enclins à développer de l'asthme [*EEA-WHO*, 2002]. Par ailleurs, le dioxyde d'azote, une source importante de pollution de l'air intérieur (e.g. combustion au gaz naturel) est aussi fortement associée à l'asthme [*Guarnieri et Balmes*, 2014].

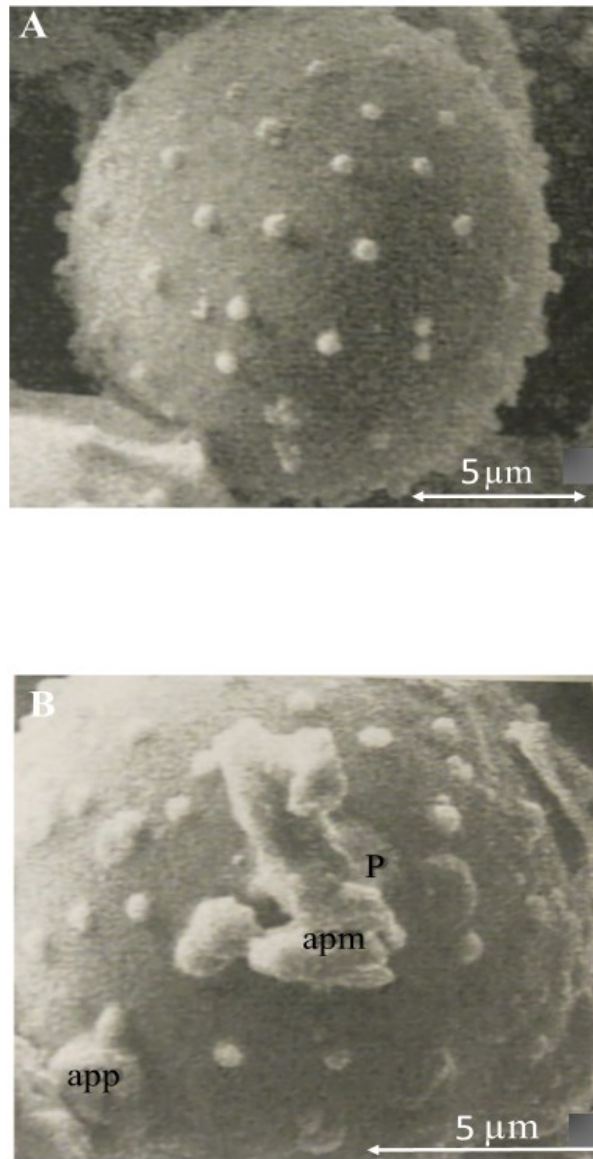


Figure 2.7 Grain de pollen de *Canna indica* (photographie de microscope à balayage électronique, 1700X) : A. collecté dans une région non-polluée , B. Exposé durant 20 jours à une zone urbaine fortement polluée (Téhéran, Iran). Le grain est déformé, des particules de pollution (app) sont adsorbés sur le grain et du matériel cytoplasmique (apm) apparaissent également près du pore (P). [Adapté de *Majd et al.* 2004].

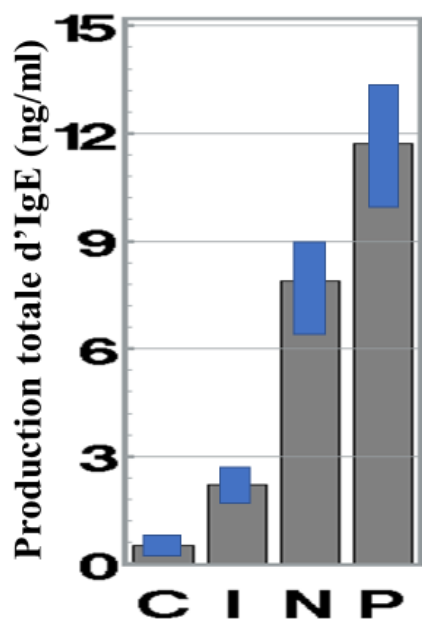


Figure 2.8 Quantité de IgE dans le sang de souris traitées avec différents extraits de pollen ou de solution saline. Les résultats montrent que les souris exposées au pollen contaminé par la pollution (groupe P) montre la plus forte réaction immunitaire suivie de l'exposition au pollen mature non-pollué (N) et finalement au pollen immature (I). Le groupe C (groupe de contrôle) a été traité uniquement avec de la solution saline. Chaque colonne représente la moyenne \pm l'erreur standard pour 8-10 animaux ($p < 0,05$) [Adapté de *Majd et al.*, 2004].

L'augmentation de la pollution atmosphérique, notamment des particules fines ($PM_{2.5}$) et de l'ozone troposphérique (près du sol) combiné avec une augmentation du taux d'émission du pollen pourrait être reliée à une forte augmentation dans les niveaux d'hospitalisation ou de visites médicales dans le cas de l'asthme ou des rhinites allergiques en Amérique vers la fin du siècle dernier selon de nombreux chercheurs [*Newman-Taylor*, 1995 ; *Cashel et al.*, 2004]. La situation météorologique joue aussi un rôle important mais plutôt encore mal défini à ce jour. Un enjeu qui se pose alors est de déterminer sous quelles conditions environnementales ou météorologiques, l'impact des allergènes se manifeste le plus sur la santé. Des masses d'air plus chaudes favorisent la formation d'ozone (sauf si le couvert nuageux est trop important). Quoiqu'il en soit, *IPCC* [2007b] estime que pour l'est de l'Amérique du Nord, l'augmentation des décès due à l'ozone troposphérique sera d'environ 4,5% avec une hausse de 68% dans le nombre moyen de jours d'été pendant lesquels les normes auront été dépassées (sur la base légale des 8 heures). Mais ces chiffres ne tiennent pas compte des synergies entre contaminants chimiques et pollen. *Laaidi et al.* [2002; 2011] décrivent les risques croisés entre pollen-pollution et allergies. Une étude mexicaine ainsi

que d'autres abondent dans le même sens et signalent aussi que la pollution augmente le potentiel allergénique [Terán et al., 2009]. Pour Gervais [1994], ce sont surtout les oxydants et les particules (PM_{2.5} et PM₁₀) qui en entraînant des microlésions bronchiques facilitent ainsi la pénétration des macromolécules allergéniques. D'autre part, une augmentation des températures et de l'ensoleillement peut favoriser la prolifération du pollen allergène mais également, en même temps, en plusieurs endroits, la pollution photochimique et les composantes du smog (tel que l'ozone troposphérique, le peroxyacétyle de nitrate, les dioxydes d'azote, l'ammoniac et aussi les aérosols fins). Pour Laaidi et al. [2002] et Buters et al. [2010 ; 2012], la pollution peut provoquer un dommage chimique aux grains de pollen par oxydation favorisant la rupture du grain de pollen et la libération des allergènes contenu à l'intérieur. À cet effet, les travaux d'équipes de recherche française sont à souligner dans ce domaine (voir la Figure 2.9 montrant la rupture d'un pollen de *Cupressacées* soumis à la pollution urbaine, Shahali et al. [2013]). Le contenu cytoplasmique à l'intérieur du pollen contenant les granules allergéniques est donc libéré sous forme de minuscules bioaérosols qui peuvent alors pénétrer plus profondément dans l'appareil respiratoire et causer l'asthme [Taylor et al., 2002; Traidl-Hoffmann et al., 2003; Taylor et al., 2004]. Certains aérosols comme le pollen peuvent aussi servir de véhicule en absorbant les métaux lourds, les nitrates et le soufre [WHO, 2003a]. Finalement, il a été montré que les particules de diesel augmentent la production d'IgE au niveau des muqueuses respiratoires [Lacroix, 2005 et références incluses] augmentant ainsi la sensibilité aux allergènes chez les patients atopiques. Quoiqu'il en soit, établir une relation claire entre la pollution par les aérosols, l'ozone, la charge pollinique et la situation météorologique serait très bénéfique pour les patients sensibles qui pourraient alors adopter des mesures préventives plus efficaces et qui tiendraient compte de la synergie entre les irritants et les conditions météorologiques.

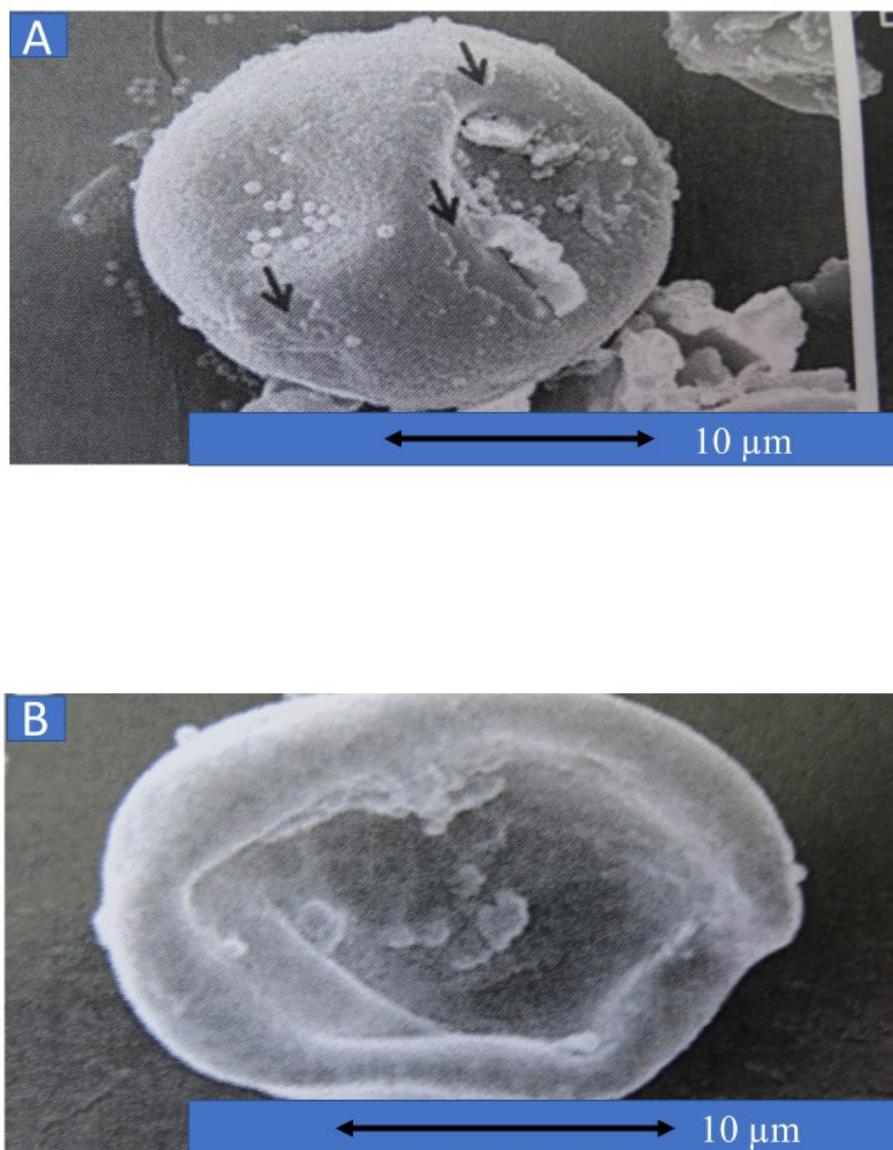


Figure 2.9 Effet de la pollution urbaine sur le pollen de cyprès d'Arizona (*Cupressus arizonica*). A. Les détériorations de l'exine du pollen contaminé par la pollution sont indiquées par des flèches. B. Rupture de la paroi du pollen et libération du contenu cytoplasmique [Source. *Shahali et al.*, 2013].

L'exposition combinée des matières particulaires et de l'ozone a aussi démontré des effets synergiques en relation avec les problèmes de santé dans de nombreuses autres études [voir *Lajoie*, 1992 ; *CEPA/FPCA*, 1999 pour une revue ; *EPA*, 2008b]. Il est pertinent de noter que le

développement de l'allergie respiratoire à l'origine (sensibilisation) peut être déclenché par une exposition à la pollution [Jelks, 1987, p. 2]. Par ailleurs, un lien existe entre les niveaux d'asthme, de rhinite allergique et les facteurs météorologiques comme discuté plus haut. Newhouse et Levetin [2004] ont trouvé des corrélations significatives avec le niveau de pollen (surtout *Ambrosia*), la température, l'humidité, la précipitation et les niveaux d'ozone. Miguel et al. [2006] montre clairement l'effet de l'humidité sur la rupture du pollen du taxon Chinese Elm et la libération des allergènes par choc osmotique¹⁶ (Figure 2.2). Normalement, les allergènes sont expulsés lorsqu'ils s'hydratent au contact des muqueuses orales, nasales et conjonctivales. Mais s'il y a rupture du pollen dans l'atmosphère, la situation est plus critique pour les patients atopiques car les allergènes libérés deviennent des aérosols fins allergéniques qui sont respirables et peuvent déclencher une crise d'asthme [D'Amato et al., 2007].

Plusieurs épisodes graves d'occurrence de l'asthme surviennent en coïncidence avec le front de rafale d'orage (*thunderstorm gust front outflow*) suggérant la rupture du pollen et la formation d'aérosols biologiques allergéniques causée par l'environnement particulier associé aux orages, ce phénomène étant connu sous le nom de *thunderstorm-asthma* dans la littérature [D'Amato et al., 2015]. La diminution subite de la température de l'air est aussi un facteur aggravant dans les symptômes de l'asthme [ALA, 2015]. Barnes et al. [2001b] ont démontré une hausse des concentrations de l'herbe à poux dans le centre des États-Unis liée souvent associée à des fronts froids produisant la convergence des particules dans le creux barométrique associé au front. Toutefois, il semblerait que ce soit la pluie qui serait le facteur météorologique le plus associé à l'asthme selon des études anciennes résumées par Thompson [1979]. Plus récemment, Schäppi et al. [1997] montre que la pluie peut provoquer l'augmentation des allergènes respirables associé au pollen de *Betula* (i.e. allergène *Bet v 1* contenu dans les granules cytoplasmiques de diamètre moins de 3,7 µm) et ainsi potentiellement déclencher l'asthme (Figures 2.3 et 2.4). Pummer et al. [2012], Augustin et al. [2013] et O'Sullivan et al. [2015] ont observé que le contact avec l'eau en plus d'un brassage mécanique est suffisant pour séparer une large quantité de granules de dimension submicronique du grain de pollen de *Betula*. Récemment, une étude de l'influence de la pluie sur l'abondance des bioaérosols fins et grossiers [Chaturika et al., 2017] montrent que durant les jours de pluie, le rapport de la masse d'aérosols respirables (diamètre moins de 2,5 µm)

¹⁶ Une augmentation de l'humidité cause une augmentation de la pression de turgescence à l'intérieur du grain de pollen. La rupture survient lorsque celle-ci excède la pression de rétention de l'exine du grain [Zhou, 2014].

sur la masse d'aérosols grossiers (diamètre entre 2,5 et 10 μm) augmentent considérablement durant les jours de pluie (quantité de pluie faible à modérée). Ces résultats, selon les auteurs, suggèrent fortement la libération des granules cytoplasmiques par la pluie (tel que montré aux Figures 2.2, 2.3 et 2.4). La Figure 2.10 (panneau de gauche) montre clairement la signature d'une augmentation spectaculaire de petites particules (par rupture du pollen libérant des granules cytoplasmiques) pour différents taxons au printemps associée au pollen d'arbre. Sur la figure on voit que le signal élevé de glucose, fructose et sucrose typique des granules cytoplasmiques allergéniques et du pollen durant une faible pluie (e.g. 2^e jour du mois de mai) est synchronisé avec le rapport élevé de la fraction de $\text{PM}_{2.5}$ ce qui ne laisse aucun doute quant à la présence de granules cytoplasmiques (dimension inférieure à 2,5 μm) libérées lors du contact de la pluie avec le grain de pollen [Chaturika et al., 2017]. En été (panneau de droite), le phénomène se produit également en relation avec le pollen de l'herbe à poux dont l'allergène est identifiable par une augmentation légère de glucose le 22 août associé à une faible pluie suffisante pour humidifier le pollen. Au total (printemps ou été), par temps pluvieux, le rapport de la masse des $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ est beaucoup plus élevé (d'environ d'un facteur 6) que par temps sec ce qui indique la prépondérance marquée de particules allergéniques beaucoup plus petites par temps pluvieux. Ces recherches supportent toutes les observations à savoir que l'asthme se manifeste davantage avec la pluie [Thompson, 1979; D'Amato et al., 2001, Mireku et al., 2009]. Cependant, si la pluie est soutenue toute la journée ou trop forte (cas du 3 et 4 mai, Figure 2.10), le phénomène de rupture devient moins évident probablement dû au lessivage complet des bioaérosols fins et grossiers. Notez également que les journées avec libération des aéroallergènes accompagnée de changements abrupts de glucose, fructose ou sucrose sont aussi des journées où il y a eu passage frontal¹⁷ (i.e. associé à des changements brusques de la température et de précipitation).

Il reste beaucoup de travail à faire afin d'éclaircir les liens et les impacts de la relation pollen-polluant-pollinose en rapport avec les conditions météorologiques. De façon inattendue, au Canada, peu d'études traitent de ces interactions dans le contexte de la relation entre facteurs atmosphériques et santé respiratoire. Ces interactions méritent une attention particulière et représente le fil conducteur de cette thèse.

¹⁷ Au Chapitre 5, nous résumons tous ces constats par la formulation du concept de « frontal-asthma ».

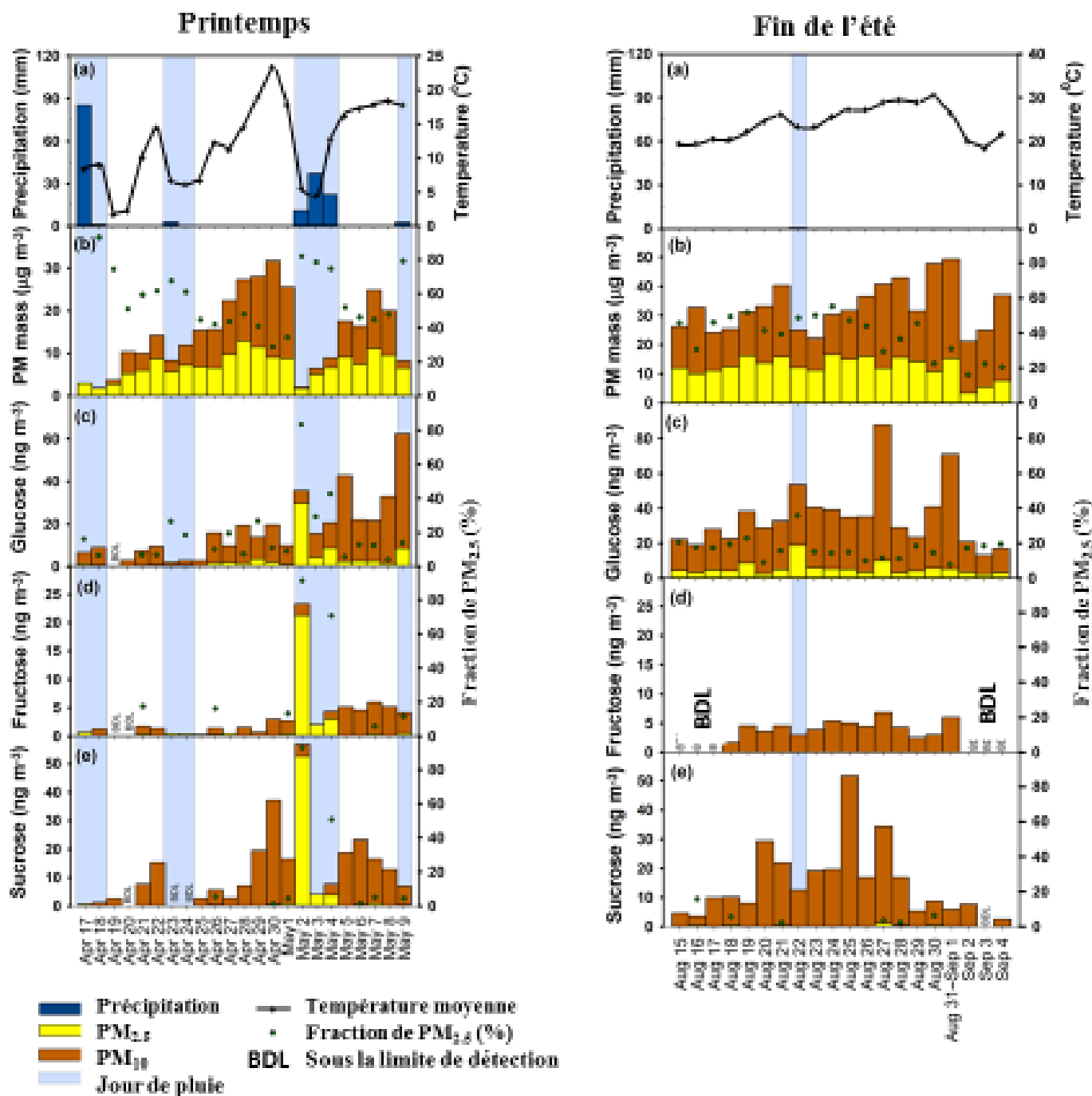


Figure 2.10 Variations temporelles de la précipitation et de la température moyenne pour la ville de Iowa en 2013. À gauche durant le printemps (saison du pollen d'arbre) et à droite à la fin de l'été (saison du pollen d'herbe à poux), a) précipitation et température moyenne, b) masse d'aérosols fins (PM_{2.5}) mesurée, c) niveau de glucose mesuré dans les bioaérosols, d) fructose et e) sucrose. La fraction mesurée dans les PM_{2.5} versus les PM₁₀ est indiquée dans une échelle à droite [Source : adapté de *Chaturika et al.* 2017].

2.2 Transport atmosphérique du pollen et des allergènes

Afin de mieux comprendre l'origine atmosphérique des symptômes des patients atopiques et asthmatiques et de mieux protéger ceux-ci, il faut simultanément traiter le problème de la détermination des sources de pollen, des allergènes et de pollution. Mais encore faut-il savoir s'il s'agit de sources locales, régionales ou de sources lointaines ou d'une combinaison des deux. On a longtemps cru que le pollen ne se dispersait que sur de courtes distances. On sait aujourd'hui que cette notion est erronée dû au fait que les modèles bi-dimensionnels (2-D) autrefois utilisés [e.g. *Chamberlain*, 1975] ne pouvaient pas reproduire la structure de la turbulence (en 3-D) et ne peuvent donc pas reproduire les conditions nécessaires au transport à longue distance [*Helbig et al.*, 2004]. Le vrai enjeu ici est de savoir quelle est la distance parcourue par les grains de pollen. Selon plusieurs auteurs, il est maintenant clairement reconnu que le transport atmosphérique des aérosols chimiques ou biologiques et des polluants gazeux s'effectue sur des échelles spatiales diverses : de l'échelle locale à l'échelle intercontinentale et même planétaire dans le cas des particules plus fines [*Stohl et al.*, 2002 ; *Kellogg et Griffin*, 2006]. Effectivement, les contaminants chimiques et biologiques selon *Stohl et al.* [2002] peuvent être aussi bien transportés à moyenne (30-500 km) ou longue distance (> 500 km) bien qu'ils soient produits localement très souvent sur des échelles urbaines (de moins de 30 km). Cette disparité des échelles nécessite l'utilisation de modèles de simulation multi-échelles de transport/dispersion des contaminants. Des organismes biologiques (pollens, granules cytoplasmiques, bactéries, spores, virus et insectes tels que les sauterelles, tordeuse du bourgeon d'épinette, etc.) peuvent aussi être transportés sur des distances correspondant à la méso-échelle ou même de plus grandes distances [*Pedgley*, 1982; *Isard et Gage*, 2001]. Selon *Kellogg et Griffin* [2006] de véritables ponts atmosphériques pour les bioaérosols (virus, bactéries, champignons fongiques) sont établis via le transport intercontinental des poussières de sable (particules de limon et d'argile) en provenance du désert du Sahara. Les aérosols biologiques ainsi adsorbés ou accrochés sur les particules de poussières peuvent ainsi migrer sur de longues distances.

Même si on sait depuis des décennies que la majorité du pollen se dépose près des sources [*Raynor et al.*, 1970 ; *Tampieri et al.*, 1977], le transport à longue distance a des impacts environnementaux parfois inattendus. Par exemple, sur 10 000 grains émis environ seulement 50 grains ont été transportés sur une distance de 200 km ou plus. Néanmoins, une telle quantité est

suffisante pour causer des problèmes allergiques à des patients sensibles à des centaines de kilomètres [de Weger et al., 2013 ; Siljamo, 2013]. De plus, le pollen soumis au transport/dispersion à moyenne et longue distance (TDMLD) peut avoir de plus grand impact que le pollen de proximité car 1) le pollen transporté sur de grandes distances est plus petit dans sa catégorie donc ayant une dispersion plus grande [Laaidi et al., 1997 ; Sofiev et al., 2006a ; Sofiev et al., 2013a], 2) le pollen soumis au TDMLD est plus dangereux pour la santé selon Wallin et al. [1991] et Laaidi et al. [1997] en particulier si le pollen est exposé à la pollution durant son parcours (par exemple, l'ozone ou d'autres oxydants) ainsi qu'à des conditions météorologiques spéciales (orages, forte humidité, etc.) pouvant provoquer sa rupture du pollen et la libération des allergènes plus petits sous forme de bioaérosols [de Weger et al., 2013] et 3) les niveaux de base au-dessus desquels il y a apparition de symptômes sont assez bas comme le montrent plusieurs études à travers le monde [Comtois et Gagnon, 1988; de Weger et al., 2013] de sorte que même en l'absence de sources locales, le pollen provenant du TDMLD peut amener des concentrations de pollen facilement au-dessus de ces seuils et ce même avant le début de la saison pollinique locale. Par exemple, en Finlande, en avril 1999, des comptes polliniques excédant 2000 à 3000 grains de pollen par mètre cube ont été enregistrés à Turku et Oulu un mois avant la floraison locale [Sofiev et al., 2006a]. En Scandinavie, selon Oikonen et al. [2005], le pollen d'origine lointaine contribue jusqu'à 70% de la charge totale annuelle du genre *Betula* lorsque les vents sont du secteur sud-ouest. L'évidence et l'importance du transport à moyenne et longue distance du pollen d'arbre même s'il est présent en faible quantité par rapport au pollen de proximité ont été reconnus par un grand nombre d'auteurs depuis plus d'un siècle comme jouant un rôle important pour les patients allergiques car les vents et la turbulence peuvent amener le pollen venant de régions lointaines avant le début de la saison pollinique locale [Erdtman, 1937; Gregory, 1973; Prentice, 1985; Di-Giovanni et al., 1989; Hjelmroos, 1991; Rousseau et al., 2003; Pasken et Pietrowicz, 2005; Sofiev et al., 2006a; Ranta et al., 2008 ; Siljamo et al., 2008b; Mahura et al., 2009; Sofiev et al., 2013a]. De nombreuses autres preuves de transport à longue distance de pollen ont été observées. À Moscou, les premiers grains de pollen sont enregistrés dans la première moitié du mois d'avril alors que la floraison locale survient seulement vers la fin du mois [Siljamo et al., 2008b]. Similairement, du pollen en provenance de la Yougoslavie est observée dans la vallée de Po en Italie [Mandrioli et al., 1982; 1984] Laaidi et al. [1997] rapporte que l'on recueille à Montpellier, en France des quantités appréciables de pollen d'une variété d'arganier qui pousse uniquement

dans la région d'Agadir, au Maroc (à une distance de plus de 2000 km). *Rousseau et al.* [2003] ont démontré clairement que les grains de pollen d'espèces arborescentes peuvent voyager de très longues distances et parvenir jusqu'au Groënland. *Sofiev et al.* [2006a] indiquent que le grain de pollen du bouleau peut demeurer dans l'air plusieurs jours parcourant des distances typiquement de l'ordre de 1000 km. Similairement, aux États-Unis, plus précisément à Tulsa, le taxon *Juniperus asheii* est régulièrement mesuré plusieurs centaines de kilomètres (200-600 km) de sa région source [*Rogers et Levetin*, 1998] et constitue un problème de santé publique dans cette communauté [*van de Water et al.*, 2003]. Le Québec ne fait pas exception : au printemps, on observe souvent des niveaux élevés de compte pollinique de différentes espèces d'arbres également avant le début de la pollinisation locale. Notons à cet effet que des prévisions de pollen d'espèces arborescentes sont émises au Canada dès le début d'avril (<https://www.meteoedia.com/plein-air/pollen/list>) alors que la floraison n'est pas commencée. Par conséquent, ceci suggère un transport régional en provenance du sud, probablement de la Nouvelle-Angleterre où la floraison débute plus tôt en saison et où la présence des Appalaches fait que les mouvements verticaux dans l'atmosphère sont plus forts, augmentant ainsi la dispersion atmosphérique du pollen. Au niveau régional, *Helbig et al.* [2004] ont démontré qu'en l'absence de mouvement vertical associé à la topographie, le pollen est transporté sur de courtes distances seulement alors qu'en présence d'une topographie accidentée, le mouvement vertical turbulent combiné au vent horizontal fait en sorte que le pollen voyage beaucoup plus loin. Ainsi en l'absence de mouvement vertical associée aux thermiques ascendantes ou de turbulence mécanique, le pollen ne pourrait pas voyager sur de longues distances. Ceci concorde avec les observations de *Jackson et Lyford* [1999] qui ont montré que la dispersion du pollen survient dans des conditions atmosphériques instables plutôt que dans des conditions neutres ou stables. Par conséquent, le TDMLD présente une nature plutôt épisodique et hautement variable d'une journée à l'autre et d'une année à l'autre [*Siljamo et al.*, 2008a,b] ce qui complique le problème de modélisation du transport/dispersion/dépôt. Quant à la production pollinique des arbres, elle est sensible aux conditions météo du printemps et de l'hiver qui précède. Par ailleurs, il semble que les arbres soient plus sensibles aux variations saisonnières des précipitations alors que les variations annuelles de température influencent davantage les graminées [*Bapikée*, 2005].

2.2.1 Modélisation numérique atmosphérique

La plupart des études aérobiologiques des dernières décennies ont été effectués à des endroits plus ou moins distants des régions sources de pollen de sorte que la nature réelle des relations entre les conditions météorologiques et la dispersion du pollen a été limitée par l'absence de modélisation de la turbulence, et du transport atmosphérique, tant horizontal que vertical [Martin *et al.*, 2010 et références incluses]. L'approche usuelle qui consiste à relier directement les conditions météorologiques avec le pollen aéroporté s'est donc avéré sans réel succès. De plus, pour mieux comprendre les interactions météorologie-pollen-polluant, il convient d'utiliser un modèle de transport météo-chimie. Ceci représente un grand défi mais des progrès récents de ces modèles et des bases de données de végétation ont permis des progrès importants en ce qui concerne la simulation et la prédiction du pollen aéroporté [voir la revue dans *Efstathiou et al.*, 2011 ; *Sofiev et al.*, 2013b ; *Zhang et al.*, 2014]. Notons que des modèles de méso-échelles tri-dimensionnels sont requis pour simuler correctement et augmenter la compréhension du transport et la dispersion du pollen et des polluants car des phénomènes complexes sont présents à cette échelle. Par exemple, une combinaison de mélange vertical (turbulence mécanique ou thermique¹⁸) et d'advection différentielle est nécessaire pour reproduire le transport atmosphérique. *Pasquill* [1969] est le premier à l'avoir précisé clairement. Par ailleurs, la présence d'un courant-jet de bas niveau dans la couche limite atmosphérique¹⁹ [Blackadar, 1957] est également efficace dans le transport des aérosols biologiques [Isard et Gage, 2001]. En conséquence, puisque seulement des modèles numériques atmosphériques peuvent adéquatement simuler les phénomènes mentionnés ci-haut, leur utilisation est essentielle dans ce contexte. Notons au passage que l'utilisation de rétro-trajectoires pour étudier l'origine du pollen est une méthode populaire pour investiguer les mécanismes de transport mais qui peut s'avérer parfois très imprécise étant donné l'irréversibilité des processus atmosphériques près de la surface terrestre et la complexité de la couche limite. Par exemple, la présence de topographie complexe, de zones frontales ou d'activité cyclonique forte rendent l'utilisation des rétro-trajectoires difficile [Sofiev *et al.*, 2013b] de sorte que l'utilisation des modèles atmosphériques de haute résolution soit désirable sinon essentielle dans ces cas. En

¹⁸ La turbulence est l'habileté à disperser dans toutes les directions les particules de fluide qui sont initialement groupées ensemble.

¹⁹ Couche de l'atmosphère près du sol où les polluants sont bien mélangés dans la verticale (épaisseur de quelques centaines de mètres la nuit à 1-2 km par un après-midi ensoleillé d'été).

effet, seul un modèle atmosphérique de haute résolution et multi-échelle peut simuler la distribution des variables météorologiques et des aérosols biologiques (pollens et allergènes) et chimiques à toutes les échelles spatio-temporelles dans les situations mentionnées ci-haut en tenant compte de la complexité de l'écoulement aérien [Sofiev *et al.*, 2013b].

2.2.2 Exemples de modèles de transport/dispersion

Les modèles de transport/dispersion peuvent simuler les différentes réactions chimiques qui se produisent durant le transport et la dispersion des contaminants. La complexité de ces modèles dépend des réactions qui sont considérés et du type de solveur. Ces modèles couvrent la plupart des échelles spatiales : de locale à globale et simulent les changements dans la concentration des polluants. Les processus chimiques et physiques sont explicités dans ces modèles et les efforts de modélisation sont souvent exhaustifs. Plusieurs modèles de ce type existent en Amérique du Nord, notamment :

- CMAQ– « Community Multi-scale Air Quality CMAQ ». Il s'agit d'un modèle américain qui possède tous les éléments requis (« state-of-the-science capabilities ») pour conduire des simulations à l'échelle locale, urbaine et régionale de plusieurs enjeux : ozone troposphérique, particules fines, substances toxiques, déposition acide et dégradation de la visibilité, [voir <https://www.epa.gov/cmaq>],
- CAMx – « Comprehensive Air quality Model » avec extensions qui simule la qualité de l'air à différentes échelles spatiales (modèle eulérien). Il traite une variété de polluants chimiques inertes et actifs incluant l'ozone, les matières particulaires (inorganiques et organiques), le mercure et autres éléments toxiques [voir www.camx.com],
- REMSAD – « Regional Modelling System for Aerosols and Deposition » qui simule les concentrations de polluants inertes et réactifs à des échelles régionales. Ce modèle est aussi eulérien [voir <https://gcmd.nasa.gov/records/REMSAD.html>],
- UAM-V – « The Urban Airshed Model » qui fût un modèle pionnier en ce qui concerne la modélisation photochimique au début des années 1970. Il est un modèle eulérien [voir uamv.icfconsulting.com/overview.htm],
- GEM-MACH –Modèle canadien de type semi-lagrangien développé par le Gouvernement Canadien qui est présentement en utilisation depuis novembre 2009 pour produire les prévisions en mode opérationnel de la météo et de la qualité de l'air au Canada (voir le Chapitre 4 et l'annexe 9.2 de cette thèse pour plus de détails).

À noter qu'aucun de ces modèles ne tient présentement compte du pollen ou des aérosols biologiques dans leur configuration de base opérationnelle. Le développement des modèles de floraison et d'émission pollinique demeurent un obstacle pour la prévision en temps réel dans un

contexte de prévision numérique [Pasken et Pietrowicz, 2005 ; Sofiev et al., 2006a; Siljamo, 2013]. Cependant, en Europe, dans certains modèles, on a modifié ceux-ci pour y inclure la possibilité de simuler le pollen (en temps réel). Nous étudions donc plus en détails ici un de ces modèles, soit le modèle KAMM/DRAIS. Ce modèle a déjà été intégré dans une plate-forme opérationnelle de prévision météorologique et de qualité de l'air, ce qui constitue l'équivalent de la plate-forme numérique canadienne, soit GEM-MACH.

Modèle KAMM/DRAIS

Ce modèle eulérien est un système de transport des polluants et aérosols applicable à la méso-échelle (dizaines à centaines de km) utilisé en Allemagne et qui simule également le pollen des espèces arborescentes. KAMM est un modèle météorologique couplé à un module de transport chimique DRAIS. Ce dernier est un modèle de méso-échelle non-hydrostatique qui inclut le traitement des aérosols [MADEsoot, Riemer et al., 2003]. Dans le modèle KAMM/DRAIS, un module d'émission pollinique et de re-suspension des grains de pollen du noisetier (*Corylus avellana*) et de l'aulne (*alnus*) basé sur des relations empiriques [Helbig et al., 2004] ont été ajoutées et testés avec succès en Allemagne. Une simulation a été effectuée avec le modèle KAMM/DRAIS durant la saison de pollen en ce qui concerne l'aulne dans un environnement où la topographie est inhomogène. Les résultats obtenus sont les suivants [voir Helbig et al., 2004] :

- la version uni-dimensionnelle du modèle (variations permises des variables météorologiques uniquement dans le temps mais nulles dans la verticale, e.g. vitesse verticale des vents est zéro) montre que le pollen n'est pas transporté plus loin que 250 mètres alors que la version complète tri-dimensionnelle (incluant la simulation de la turbulence et dans l'horizontale et dans la verticale) montre un transport qui disperse le pollen sur des distances supérieures de plusieurs ordres de grandeur (dizaines et même au-delà de centaines de km). Ceci est dû au mouvement vertical et à la turbulence qui sont tous deux simulés par le modèle en présence de topographie complexe. Ceci confirme l'importance du transport à longue distance du pollen du bouleau dans un contexte tridimensionnel et qui ne peut être prévu dans un modèle unidimensionnel ou même bi-dimensionnel,
- tel qu'anticipé, les plus fortes concentrations se produisent près des sources majeures de pollen et seulement une faible proportion est transportée à longue distance.

D'autres modèles d'émission et de transport atmosphérique du pollen existent. Un des plus connus en Europe est la plate-forme SILAM (*Langragian random walk particulate model*) qui simule les polluants chimiques ainsi que le pollen d'arbre [Sofiev et al., 2006a,b]. Un dernier

modèle digne de mention est celui de *Kawashima et Takahashi* [1999] qui ont développé un modèle de simulation de la dispersion atmosphérique pour le cédar japonais (*Cryptomeria Japonica*).

2.3 Modélisation numérique du pollen *Betula*

Au Canada, la simulation numérique du pollen des espèces arborescentes est pratiquement inexistante et les études sur la dispersion atmosphérique à moyenne ou longue distance du pollen d'arbre également très peu nombreuses. En fait, à travers le monde, mis à part certains efforts au niveau de la recherche mentionnés ci-haut, selon *Siljamo* [2013], seulement les modèles finlandais SILAM (silam.fmi.fi) [*Sofiev et al., 2006,a,b*] et COSMO-ART (<https://www.imk-tro.kit.edu/english/3509.php>) utilisé au centre météorologique allemand [*Vogel et al., 2009*] et à Météo-Suisse simulent de façon opérationnelle le pollen de bouleau (*Betula*) autant en Allemagne qu'en Suisse, d'abord à 7 km de résolution et, depuis 2017, à 1 km de résolution [*Dr. B. Clot, communication personnelle*]. Selon *Siljamo et al.* [2008a], le taxon *Betula* est l'un des plus importants en Europe en ce qui concerne son impact environnemental car :

- 1) l'aire et l'habitat occupé par le taxon *Betula* est très vaste ce qui favorise la dispersion extensive de son pollen,
- 2) le grain de pollen de ce taxon peut être transporté sur de grandes distances [*Sofiev et al., 2006a ; Siljamo et al., 2008b*],
- 3) le pollen de bouleau est particulièrement allergénique [*Guérin, 1993*].

Notons qu'au Québec, tout porte à croire que la situation est similaire pour ce taxon en termes d'impact environnemental. Le pollen de bouleau est du point de vue transport atmosphérique un aérosol grossier (diamètre d'environ 22 microns) mais ayant une densité inférieure à celle de l'eau (contrairement à la grande majorité des aérosols atmosphériques inorganiques). Qui plus est, sa forme aérodynamique (forme irrégulière) lui assure davantage de flottabilité et peut donc être transporté plus facilement sur de grandes distances comparativement aux aérosols de même diamètre. Bien que ceci permet l'application des modèles numériques météorologiques qui décrivent les mouvements de turbulence de petite échelle jusqu'aux grandes échelles spatio-temporelles [*Sofiev et al., 2006a,b*], il n'est pas clair comment rendre compte correctement de la dispersion du pollen arborescent dans ces modèles.

En résumé, la faisabilité de la modélisation numérique du pollen des espèces arborescentes

n'est pas entièrement démontrée malgré les travaux accomplis par *Helbig et al.* [2004], *Sofiev et al.* [2006a,b] pour l'Europe ou *Efstathiou et al.* [2011] et *Zhang et al.* [2014] pour les États-Unis étant donné, entre autres, la complexité du grain de pollen, la libération d'allergènes dans l'atmosphère et plusieurs autres enjeux discutés dans la prochaine section ci-dessous.

2.3.1 Simulation et problèmes reliés à la méso-échelle

Étant donné la grande facilité de dispersion du pollen de bouleau, la modélisation de cette dispersion apparaît d'autant plus complexe car soumise aux nombreux phénomènes de la méso-échelle et non seulement de l'échelle locale ou du transport à longue distance. Il est important de comprendre les problèmes reliés à la méso-échelle lorsque l'on interprète les résultats des modèles de dispersion et le comportement du « nuage pollinique » (voir résultats exposés aux Chapitre 4). La complexité de la dispersion à la méso-échelle comparativement à celle prenant place à l'échelle locale est exposée en détails, entre autres, par *Moran* [2000]. Dans le cas de l'échelle locale, les hypothèses nécessaires pour décrire correctement les mouvements atmosphériques sont plus simples. Tandis que les phénomènes de méso-échelle qui fluctuent doivent être représentés individuellement et explicitement, les phénomènes locaux peuvent être traités statistiquement en termes de dispersion gaussienne [*Sutton*,1953; *Chamberlain*, 1975; voir plus de détails dans *Seinfeld et Pandis*, 2006]. Les phénomènes de méso-échelle ont aussi une échelle spatiale plus longue que la dissipation moléculaire et significativement plus petite que la variation latitudinale de la force de Coriolis (échelle continentale et planétaire). Les phénomènes de méso-échelle surviennent donc à des échelles spatiales entre 10 et 1000 km correspondant à des échelles de temps de 1 à 48 heures. Or, c'est à cette échelle que s'inscrivent la majorité des travaux portant sur les simulations présentées dans cette thèse, c'est-à-dire, le transport et la dispersion du pollen à moyenne et longue distance. À l'échelle locale, la dilution survient surtout grâce à la diffusion turbulente et l'advection (transport horizontal) ainsi la turbulence (transport vertical) peut être négligée. À la méso-échelle, les distances et les temps parcourus sont plus longs (3-24 heures dans notre cas). Ceci signifie que le vent ne peut plus être traité comme constant durant la trajectoire des particules et le mouvement atmosphérique ne peut plus être considéré comme étant homogène. L'advection verticale affecte également la dispersion à la méso-échelle. Tandis qu'au niveau local, la dilution survient surtout par la diffusion turbulente, à la méso-échelle, les phénomènes sous-jacents sont beaucoup plus complexes et variés. À la méso-échelle, l'approximation

d'homogénéité horizontale et d'invariabilité temporelle ne tiennent plus car les mouvements de méso-échelle résultent de multiples sources : cycle diurne, instabilité, forçages thermiques et mécaniques, inhomogénéités du terrain. Le transfert d'énergie de phénomènes synoptiques ou de grandes échelles vers la méso-échelle se fait fréquemment par des interactions non-linéaires, telles que brise de mer, vents catabatiques, zones de turbulence [voir *Atkinson*, 1981 ; *Boybeyi*, 2000]. De plus, les processus de cisaillement des vents augmentent significativement et dominent souvent la diffusion horizontale pour des distances à la méso-échelle [*Moran*, 2000]. Finalement, la dispersion horizontale peut être augmentée et même dominée par le cisaillement vertical du vent par le biais de l'advection différentielle horizontale et le mélange vertical sur des périodes de quelques jours.

Par ailleurs, des phénomènes difficiles à modéliser tels que les ondes de gravité, l'instabilité de Kelvin-Helmholtz, l'instabilité symétrique [*Emanuel*, 1983], les courants-jets de bas niveau [*Blackadar*, 1957], les occlusions, ou les *trowals* (*TROugh of Warm Air aloft* ou creux d'air chaud en altitude) peuvent également causer des difficultés dans la représentation du transport et de la dispersion des aérosols et des gaz créant de grandes erreurs dans les modèles numériques [*Robichaud*, 2010] ce qui peut également potentiellement causer des problèmes avec le transport pollinique et son interprétation physique. Par exemple, l'instabilité inertielle-convective (instabilité symétrique) peut être la cause immédiate de plusieurs bandes de pluie ou de neige habituellement associées au front chaud ou à l'occlusion qui peuvent ne pas être prévues correctement par les modèles de prévision météorologique [*Boybeyi*, 2000] affectant du même coup les concentrations des aérosols biologiques et chimiques. Durant la nuit, la formation de l'inversion thermique peut résulter en un aérosol transporté à différentes vitesses et directions du vent en fonction du temps et de l'espace. Des ondes internes (ondes de gravité) et la turbulence induite par le cisaillement du vent sont aussi des sources additionnelles de complexité à la méso-échelle [*Gage et Nastrom*, 1986]. Finalement, la formation d'une inversion de surface causée par le refroidissement radiatif découple la couche de mélange nocturne de l'atmosphère libre. La couche résiduelle subit une oscillation inertielle résultant en la formation d'un courant LLJ (low-level jet) [*Blackadar*, 1957]. Étant donné la nature très complexe des mouvements atmosphériques de méso-échelle dans la couche limite atmosphérique décrits plus haut (couche d'air dans les premières centaines de mètres à quelques km), la prise en compte adéquate de ces mouvements nécessite l'utilisation de modèles atmosphériques multi-échelle qui est essentielle pour simuler

avec un certain réalisme la dispersion atmosphérique des aérosols (chimiques ou biologiques) aussi bien à la méso-échelle qu'aux échelles locales.

Les observations décrites ci-haut ont un impact également sur des disciplines connexes. Par exemple, les modèles simples de transport et de dépôt pollinique tels que préconisés dans la reconstitution quantitative de la végétation du passé utilisés par les paléopalinologues et paléoécologistes [Sugita, 2007a,b] ou en agriculture dans le contexte de l'écoulement des gènes (« gene flow ») sont nettement trop simplistes car ils présentent les points faibles suivants [Jackson et Lyford, 1999] :

- 1) le vecteur vent (vitesse et direction) est considéré constant,
- 2) on suppose que seul le vent transporte le pollen (pas de diffusion horizontale et verticale, i.e. pas de turbulence, la vitesse verticale des vents étant considérée nulle),
- 3) les autres conditions atmosphériques sont considérées constantes ou inexistantes (humidité relative, longueurs de rugosité, mouvements verticaux, etc.).

De plus ces modèles simples ne tiennent pas compte de la rupture du pollen dans certaines conditions environnementales et de son lessivage par les précipitations. L'utilisation de modèles atmosphériques plus complexes est donc nécessaire et se justifie également dans ces domaines connexes étant donné l'importance, par exemple, du transport à longue distance sur la reconstruction des végétations du passé [Sugita, 2007a,b], de l'écoulement des gènes (transport du matériel génétique et des pathogènes sur de grandes distances) et du transport des allergènes [Siljamo et al., 2008b].

2.3.2 Le modèle chimique MACH

Les modèles de qualité de l'air visent à protéger la santé des populations en générant des prévisions qui seront comparés aux standards pancanadiens de la qualité de l'air. S'il y a lieu, des avertissements de smog ou de dépassements des normes ou standards de qualité de l'air seront alors émis basés sur ces prévisions. Le modèle chimique MACH (Modèle de la qualité de l'Air et de la Chimie) est inspiré de l'ancien modèle de prévision du smog *CHRONOS* (*Système canadien hémisphérique et régional de l'ozone et des NO_x*) en opération de 2001 à 2009 au Canada [Pudykiewicz et al., 1997]. Ce dernier est un modèle détaillé de la chimie atmosphérique et du transport des polluants. Il a été aussi développé par Environnement Canada et était de type CTM (Chemical Transport Model) ce qui signifie qu'il était piloté par le modèle météo GEM mais de

façon non-couplée. Le modèle de transport GEM-MACH, quant à lui plus moderne, est dit en-ligne (*on-line*) en ce sens que les deux modèles GEM (météo) et MACH (chimie) sont maintenant intégrés en un seul et même modèle. Ceci est équivalent en fait à un CTM dit semi-couplé (la météo influence la chimie mais pas le contraire). Que le modèle soit couplé ou non avec la météorologie, il doit simuler correctement le cycle de la pollution atmosphérique et ses différents éléments, soit :

Émission → transport (dispersion + réactions chimiques) → dépôt.

Dans le cas des aérosols biologiques, le cycle est, en principe, semblable à celui de la pollution (i.e. cas des aérosols inorganiques) mais l'on ne tient pas compte des réactions chimiques durant le transport atmosphérique dans le cas du pollen. GEM-MACH est un modèle régional (couvrant des échelles de 10 km à plusieurs milliers de km) qui simule les particules atmosphériques, l'ozone et les épisodes de smog qui sont le résultat du transport et du mélange sur de moyennes et longues distances des composés chimiques émis par des sources d'émission locales et diffuses [Moran *et al.*, 2012]. Les sources d'émissions anthropogéniques sont obtenues à partir des différents inventaires d'émission de sources déclarés au niveau provincial au Canada et pour chacun des états dans le cas des États-Unis. Pour calculer les émissions biogéniques, on doit utiliser les intrants suivants : la température, la radiation, l'humidité et ce à haute résolution. Notons que les modèles de qualité de l'air nécessitent des informations à une échelle beaucoup plus fine que ce que les réseaux de mesure peuvent fournir selon Byun [2000] ce qui rend incertain les calculs d'émission et les processus de surface. La résolution actuelle du modèle (10 km) permet une analyse aussi bien à l'échelle régionale qu'à l'échelle urbaine. Il est principalement conçu pour effectuer des prévisions pour l'ozone et les NO_x (oxydes d'azote) mais peut également simuler les AOS (aérosols organiques secondaires) et plusieurs autres composés chimiques. Le développement de la version originale du modèle de transport chimique MACH est décrite plus amplement dans les références scientifiques suivantes : Makar [1995], Pudykiewicz *et al.* [1997], Moran *et al.* [2011] et Moran *et al.* [2012] pour les processus advectifs, diffusifs et numériques et Lurmann *et al.* [1986] pour les processus chimiques.

2.3.3 Modèle météorologique GEM

Il y a trois importantes applications connues de la modélisation de l'atmosphère par le modèle GEM : la prévision du temps, l'étude des changements climatiques et la qualité de l'air (smog, amincissement de la couche d'ozone et les pluies acides). Une nouvelle application proposée dans ce projet de thèse est la simulation du pollen d'arbre et de ses composantes majeures, soit l'émission pollinique, le transport, la dispersion et le dépôt du pollen dans un but d'effectuer éventuellement des prévisions numériques de pollen. Pour ce faire, le modèle de prévision météorologique canadien GEM ou modèle **G**lobal **E**nvironnemental **M**ulti-échelle [Côté *et al.*, 1998a,b ; Mailhot *et al.*, 2006] apparaît comme un outil approprié. Il s'agit d'un modèle météorologique intégré servant à la simulation et à la prévision des conditions météorologiques mais aussi potentiellement des traceurs aérobiologiques et chimiques et ce couvrant toutes les échelles spatiales et temporelles supérieures à sa résolution (ici 10 km). Il a été développé par la division de recherche en prévision numérique et le Centre Météorologique Canadien d'Environnement Canada et sert présentement comme base des prévisions météorologiques destinés au public, au transport aérien et maritime et à l'industrie. Le modèle météorologique utilisé est un modèle exhaustif simulant les processus météorologiques et physiques sur des échelles variées, soit de l'échelle globale à l'échelle méso- γ (échelle locale, soit de quelques km). L'annexe 9.2.1 fournit les caractéristiques principales du modèle météorologique GEM. Le modèle météorologique est tridimensionnel et inclut la présence de topographie non-homogène créant de la turbulence mécanique, les mouvements ascendants générés font en sorte que la distance de transport du pollen peut être considérablement augmentée (comme démontré dans Helbig *et al.* [2004]) par rapport au cas en terrain plat. Le modèle GEM peut potentiellement tenir compte de ces effets.

2.4 Émission par bouffée versus émission continue

Dans le contexte de l'émission pollinique, il convient de spécifier les deux formes de diffusion turbulente : 1) diffusion d'un nuage de contaminants ou de pollen autour de son centre de masse, 2) diffusion à partir d'une source continue. Ceci revient à distinguer entre les deux concepts suivants : émission par bouffée ou de type panache continu [*Seinfeld et Pandis, 2006*],

Émission par bouffée (*puff release*) :

Le cadre de référence naturel est un système de coordonnées qui se déplace avec le centre de masse de la bouffée, c'est-à-dire un système de référence lagrangien. La quantité la plus intéressante est la dimension de la bouffée.

Émission de type panache (*plume release*) :

Il s'agit d'une émission continue à partir d'une source fixe. Le cadre de référence est fixe par rapport à la source (cadre de référence eulérien).

Si le temps de parcours T est plus grand que le temps d'émission, le cadre "émission par bouffée" est utilisé. Au contraire, si le temps d'émission est beaucoup plus grand que le temps de parcours, alors le cadre « émission continue » s'applique [*Hanna, 1982*]. En ce qui concerne le pollen, il n'est pas clair *a priori* lequel des deux cadres de références est le plus approprié. Cependant, selon *Jackson and Lyford [1999]*, le pollen est émis sous forme de bouffées (« puff ») plutôt que sous forme de panache continu. De plus, selon *Martin et al. [2010]*, dans le cas du taxon *Ambrosia artemisiifolia*, par exemple, l'émission est plutôt synchronisée avec un pic le matin ce qui ne peut pas vraiment être considéré comme une émission continue. Ainsi, dans cette thèse, il a été choisi de considérer l'émission pollinique sous forme de bouffées avec une émission synchronisée (pic matinal). Nous reviendrons sur ce problème plus loin dans ce projet de thèse.

Avant de décrire plus en détails les travaux de la thèse (i.e. Chapitres 3 à 6), nous allons passer en revue la littérature en ce qui concerne la phénologie dont le résultat (modèle phénologique) représente un des intrants importants à la modélisation de l'émission pollinique.

2.5 Modélisation de la phénologie

La phénologie a récemment émergé comme étant un enjeu important de la recherche en écologie notamment car elle représente un bon indicateur de changements climatiques [D'Odorico et al. 2002 et références incluses ; Schwartz, 2003]. Les liens intimes entre la température de l'air et le développement des plantes particulièrement sous les moyennes et hautes latitudes font des observations phénologiques des indicateurs biologiques puissants pour évaluer les impacts possibles des variations climatiques interannuelles et des tendances à long terme [Chmielewski, 2003 ; Gu et al., 2003]. Depuis la fin des années 1980, des hausses de la température de l'air ont été observés dans de nombreux pays d'Europe et aussi à travers le monde principalement en hiver et au printemps. Or ces changements sont décisifs dans le développement des plantes au printemps [Chmielewski, 2003]. La vie des plantes obéit à un rythme dicté par des événements périodiques, qui se succèdent sensiblement à la même période chaque année. Pour Schwartz [2003], une définition moderne de la phénologie est la suivante : il s'agit de l'étude de l'apparition d'événements biologiques périodiques (généralement sur une base annuelle) dans le monde vivant déterminée par les variations saisonnières du climat. Chaque étape du développement est ce que l'on appelle un « stade phénologique ». Il s'agit de la période repère individualisée dans la croissance ou le développement d'une plante pendant laquelle peuvent intervenir des facteurs biotiques (i.e. des pathologies spécifiques) ou abiotiques, notamment les variations ou anomalies météorologiques durant une saison [Moret, 2009]. La date de ces stades phénologiques peut donc grandement varier d'une année à l'autre particulièrement dans le cas d'un climat changeant où une augmentation de la variabilité des phénomènes atmosphériques ou des phénomènes intermittents tel que *El Niño* est attendue [OURANOS, 2004 ; Garneau et al., 2005 ; Cai et al., 2014].

Les différents stades phénologiques du point de vue botanique sont [Moret, 2009] :

- débourrage (sortie des bourgeons)
- feuillaison
- floraison (émission de pollen)
- fructification
- changement de couleur
- dormance.

Le début du stade phénologique de la floraison ou date de début de la pollinisation (DDP) est influencée à la fois par les besoins en froid de la plante pendant l'hiver et par les températures

au printemps [*Chuine et al.*, 1998 ; *Chuine*, 2000]. L'apparition variable de ces événements chaque année est un indice de la variabilité interannuelle des facteurs météorologiques ou climatiques.

2.5.1 DDP et modélisation de la phénologie

Pour initialiser correctement un module d'émission pollinique, les dates de début, fin et maximum pollinique ainsi que la probabilité d'émission pollinique tout au long de la saison (modèle phénologique) doivent être déterminées avec le plus de précision possible. Il existe beaucoup d'études sur la modélisation ou la prévision des dates de floraison. Cependant, il semble exister beaucoup de confusion voir même parfois des travaux contradictoires sur le sujet dans la littérature. Le premier modèle connu prédisant la date d'éclosion des bourgeons et la floraison fût introduit par *de Reamur* [1735] qui supposait une relation linéaire entre l'énergie thermique et l'état de croissance des bourgeons. Ainsi, l'éclosion des bourgeons et la floraison apparaissent donc après une quantité précise de chaleur accumulée au printemps. *Faust* [1989] rapporte que la date de floraison est fortement dépendante des températures plus tôt au printemps dans les semaines précédentes alors que *Jones* [1995] croit que la floraison est dépendante des précipitations enregistrées plusieurs mois auparavant. *Spiexsma et al.* [1995] ont constaté que la température de l'air dans les deux mois précédant le début de la saison du taxon *Betula* en Europe est fortement corrélée avec la DDP. Finalement, *Andersen* [1991] a utilisé les degrés-jours de refroidissement et les degrés-jours de croissance pour produire une prévision réaliste (avec une erreur de 3-5 jours) pour la phénophase du début de la saison pollinique du bouleau au Danemark. En revanche, *Oikonen et al.* [2005] ont trouvé peu de corrélation entre le début phénologique de la saison pollinique et les degrés-jours de croissance au-dessus d'un seuil de 5°C. Cependant, *Rousi et Heinonen* [2007] prétendent pratiquement le contraire en concluant que la date d'éclosion des bourgeons peut être prédite de façon précise en Scandinavie avec la somme des degrés-jours supérieure à 5°C. Quant à *Emberlin et al.* [2002], ils soutiennent que la phénologie du bouleau dépend de la balance non-linéaire entre le refroidissement hivernal requis pour mettre fin à la période de dormance et les températures printanières durant la période de quiescence²⁰. Finalement, *Laaidi* [2001] suppose que la date de début de la saison pollinique dépend grandement

²⁰ La quiescence se produit durant l'hiver juste après la période de dormance (état d'inactivité des plantes) lorsque la plante a l'habileté de répondre aux signaux environnementaux.

de la température, les autres variables environnementales (édaphiques et climatiques) étant secondaires. Cet auteur a testé également deux méthodes pour prédire le début de la saison pollinique : a) une première méthode basée sur la somme cumulative des températures au-dessus d'un certain seuil, et b) une seconde méthode utilisant la régression multiple. Il a été trouvé que la température maximale sur une période de 10 jours au mois de février était la variable la plus représentative de la date de floraison qui survient en mars. Ceci montre l'impact de période de redoux dans le mois précédant le début de la saison pollinique. Quant à la deuxième méthode (régression statistique), elle s'est avérée moins précise. Quoiqu'il en soit, de façon générale, il est clair qu'il existe une relation forte entre la température et la phénologie de la plante particulièrement chez les arbres [Schwartz, 2003 ; García-Mozo *et al.*, 2002; 2008 et références incluses; Siljamo *et al.*, 2008a,b]. Par ailleurs, des modèles plus complexes ont été développés par Chuine *et al.* [1998] en Europe pour le taxon *Quercus* et pouvant être regroupés en deux grandes catégories : 1) modèles thermiques (seulement l'action du forçage des températures printanières), 2) autres modèles qui considèrent aussi l'action du refroidissement hivernal. Ces derniers modèles supposent que l'état du refroidissement et du forçage par les températures sont définis par le nombre de jours où la température est en-dessous ou au-dessus de seuils prédéfinis. Chuine *et al.* [1998] concluent que le modèle thermique avec forçage printanier des températures est le modèle optimum en vertu du principe de parcimonie (moins complexe tout en étant aussi performant que les autres). Häkkinen *et al.* [1998] semblent obtenir une conclusion similaire et précisent que pour le taxon *Betula pendula* la dormance peut être omise dans la formulation d'un modèle phénologique pour le cas de la forêt boréale. Ils ajoutent, cependant, que les conditions de radiation (lumière solaire) doivent être tenues en compte en plus de la température pour obtenir des prévisions exactes du début de la saison pollinique. Une seule exception à retenir, soit pour les espèces à floraison hâtive (*Quercus*), où l'on suggère de tenir compte de la période de quiescence et également des conditions de l'été précédent [García-Mozo *et al.*, 2008] ainsi que des conditions de refroidissement hivernal [Chuine *et al.*, 1998].

Il faut noter ici que ces résultats obtenus en Europe (et pour d'autres genres que le bouleau) ne sont pas nécessairement transposable directement en Amérique. Par exemple, en Europe de l'Ouest, la neige permanente au sol durant l'hiver est un phénomène moins courant voir peu probable, par exemple dans l'extrême sud de l'Europe, alors qu'au Canada, l'hiver est plutôt rude et d'une durée plus longue garantissant suffisamment de froid hivernal et de couverture neigeuse

durant la période de quiescence [Dr. Paul Comtois, communication personnelle]. Il faudrait donc donner, en principe, plus de poids aux méthodologies développées dans les pays scandinaves [e.g. Andersen, 1991 ; Häkkinen et al., 1998 ; Rousi et Heinonen, 2007] pour la transposition au cas du Canada car ces pays ont un climat davantage similaire au nôtre. Ainsi, dans les pays scandinaves, il semble que les modèles linéaires basés sur la somme des températures sont au moins aussi performants et même souvent meilleurs que les modèles phénologiques complexes [Linkosalo et al., 2006 ; 2008]. Puisque les processus physiologiques et biophysicochimiques derrière les événements phénologiques sont peu connues [Schaber, 2002 ; Linkosalo et al., 2006], l'utilisation de modèles complexes augmente aussi le risque de sur-paramétrisation [Linkosalo et al., 2008].

2.5.2 Intensité et durée de la saison pollinique

Une fois la date de début de la saison pollinique connue ou prévue, il est important également de connaître l'intensité et la durée de la saison pollinique ainsi que la forme de la courbe des concentrations polliniques en fonction du temps. Laaidi [2001] a trouvé que la durée de la saison pollinique du bouleau en France était donnée par deux prédicteurs : l'humidité relative minimale du mois d'octobre précédant et la température maximale du mois de février de l'année en cours. Physiquement, ceci signifie que la saison pollinique est courte lorsque le mois d'octobre de l'année précédente est humide et/ou lorsque le mois de février de l'année en cours est froid. En Californie, Fairley et Batcheler [1986] ont observé une forte corrélation entre la quantité de pollen mesurée durant la saison et la somme des précipitations de l'année précédente pour le chêne (*Quercus spp.*). Emberlin et al. [1993] prétendent que les variables telles que l'humidité relative, la direction et vitesse du vent ont un impact significatif dans la prévision quotidienne de pollen une fois la saison commencée. Similairement, en Pologne, la précipitation tend à raccourcir la saison et le vent à la rallonger [Latalowa et al., 2002]. Notons finalement que les modèles phénologiques ou de date de floraison trouvent également une utilisation potentielle dans les modèles du climat. En effet, la chaleur latente émise par la vapeur d'eau lors du phénomène d'évapotranspiration influence la balance d'énergie dans l'atmosphère [Sellers et al., 1997]. La phénologie a aussi des impacts sur le cycle annuel des arbres et des implications significatives sur la balance énergétique et hydrique de l'atmosphère et a été reconnu comme jouant un rôle majeur sur la productivité des écosystèmes [Lieth, 1971]. Garnaud et al. [2014] ont montré que l'introduction de la phénologie interactive améliorerait significativement la performance des modèles

de climat au-dessus de l'Amérique du Nord. Au chapitre 3, nous développerons un modèle phénologique pour le genre *Betula* (bouleau) applicable pour le sud du Québec. Mais d'abord, nous définissons de façon plus précise certains concepts de phénologie.

2.5.3 Définitions de la DDP (date de début de la saison de pollen)

Dans la littérature, on retrouve plusieurs façons de définir la date de début de la saison de pollen (DDP) :

- 1) **SUM75** : la date où le compte journalier cumulatif depuis le début de l'année atteint 75 grains [Jones, 1995],
- 2) **seuil 2,5%** : la date où 2,5% de tous les grains de pollen dans les mesures aérobiologiques sur la saison entière est atteint [Adams-Groom et al., 2002]. Le désavantage est que l'on doit attendre la fin de la saison pour établir la DDP. Aussi, ce seuil est parfois atteint avant même la fonte de la neige dans les pays nordiques tel que la Finlande [Andersen, 1991 ; Oikonen et al., 2005],
- 3) **autre définition** : pour García-Mozo et al. [2002], le début de la saison de pollen est défini comme le premier jour où 1 grain de pollen est enregistré avec des journées subséquentes avec 1 ou plusieurs grains de pollen mesurés par mètre cube.

Peu importe la définition adoptée pour la DDP, le début de la saison de pollen est difficile à prévoir car la variabilité des conditions météorologiques est très grande d'une année à l'autre et d'un endroit l'autre [García-Mozo et al., 2008]. De plus, la détermination du début de la saison de pollen requiert l'identification du pollen d'origine locale et non-locale [Oikonen et al., 2005] : i.e. on doit comparer les données phénologiques et les observations aérobiologiques pour séparer les deux. Les mesures de dépôt pollinique (trappe de Tauber) sont également utiles dans ce contexte [Oikonen et al., 2005]. La date de début de la saison de pollen est cruciale pour la modélisation des émissions [Helbig et al., 2004] mais également, d'un point de vue médical, pour aider les patients allergiques à mieux se préparer à la saison pollinique. Dans cette thèse, on utilise la définition de la DDP correspondant au seuil 2,5% (voir section 3.2.4).

2.6 Modélisation de l'émission pollinique

Une des composantes les plus importantes d'un système de modélisation est le module d'émission pollinique bien que l'un de ses intrants les plus importants soit la phénologie (discutée plus haut). Les concentrations atmosphériques de pollen sont le résultat de l'émission pollinique qui, elle, dépend de plusieurs facteurs. Les mécanismes d'émission pollinique sont complexes et

le module d'émission est considéré comme un des aspects les plus difficile à modéliser. L'émission pollinique est un domaine encore peu connu où les recherches doivent se poursuivre [Martin et al., 2010]. Néanmoins, on sait que les facteurs de l'environnement atmosphérique jouent un rôle primordial [Laaidi et al., 1997 ; Helbig et al., 2004 ; Dahl et al., 2013 ; Sofiev et al., 2013a,b]. Selon Laaidi et al. [1997], l'émission pollinique est fortement dépendante de la météorologie. Dans ce contexte, on distingue les facteurs primaires, secondaires et tertiaires (Tableau 2.1)

Tableau 2.1 Facteurs atmosphériques affectant l'émission pollinique.

1) facteurs primaires ou facteurs phénologiques (commandent la maturation de la plante) :

- cumul des températures à partir de la levée de la dormance hivernale (degrés-jours de croissance),
- rayonnement solaire (indispensable au développement des bourgeons floraux),
- apport en eau dans le sol (qui doit être adéquat),

2) facteurs secondaires (lors de la libération des grains de pollen lorsque les anthères, parties fertiles des étamines, sont parvenues à maturité) :

- pluie ou trop forte humidité relative freine l'ouverture des étamines alors que de l'air sec favorise leur éclatement,

3) facteurs tertiaires (transport et dispersion des pollens) :

- vent (disperse les pollens dans le plan horizontal),
- turbulence (dictée par la stabilité des couches d'air)
i.e. la turbulence thermique augmente la dispersion verticale et horizontale,
- topographie (augmente le brassage vertical, i.e. turbulence mécanique),
- pluie (augmente le lessivage des pollens) ou forte humidité relative qui augmente le poids des pollens hygroscopiques et donc limite la dispersion.

Source : Adapté de Laaidi et al. [1997].

La libération du pollen des anthères survient en deux étapes : 1) le fluide « loculaire » s'évapore à la suite d'une réduction de l'humidité relative, 2) l'anthère éclate et le pollen est libéré [Dahl et al., 2013]. L'émission pollinique a lieu durant le jour seulement selon Helbig et al. [2004] coïncidant souvent avec le minimum de température matinal [Dahl et al., 2013]. Le pollen émis sous des conditions de turbulence atmosphérique peut être transporté sur de grandes distances et est présent aussi dans toute la couche limite [Smith et al., 2008 et références incluses]. Une couche limite atmosphérique profonde favorise donc le transport à longue distance car les particules sont

fortement soulevées par la turbulence et peuvent être transportés par le vent. Par exemple, un grain de pollen de bouleau soulevé jusqu'à 500 mètres et ayant une vitesse de sédimentation de 1,2 cm/sec [Gregory, 1973] mettra environ 12 heures pour compléter la sédimentation (en l'absence de turbulence durant son parcours sauf au point d'origine). Sous un vent modéré de 25 km/h, il sera donc transporté sur pratiquement 300 km. Pour un grain de pollen soulevé jusqu'au sommet de la couche limite (1,5 km d'altitude au printemps par temps ensoleillé) par vents forts (50 km/h) pourrait être transporté sur plus de 1700 km (en l'absence de précipitation ou de rupture du grain). Ces estimés sont en accord avec ceux de Sofiev et al. [2006a] qui rapportent que des distances de transport supérieures à 1000 km ont été observées pour le pollen de bouleau en Europe.

L'émission pollinique est liée à l'apparence de la floraison [Cecchi et al., 2010] et aux conditions météorologiques favorables d'autre part [Helbig et al., 2004]. Les quantités de pollen dans l'air augmentent normalement après le lever du soleil, une fois que les vents se lèvent [Gehrig et al., 2011]. Plus précisément, Bianchi et al. [1959] rapportent que l'ouverture des anthères chez le taxon *Ambrosia artemisiifolia* survient entre 6:30 et 8:00 AM ce qui coïncide avec une hausse des températures, une chute de l'humidité relative et aux vents qui augmentent après le lever du soleil. Plus récemment, Martin et al. [2010] confirment qu'un maximum dans l'émission pollinique survient quelques heures après le lever du soleil mais que l'émission peut se produire sur plusieurs heures dépendant de l'humidité relative, le profil d'émission n'étant pas gaussien mais plutôt bimodal pour l'herbe à poux (*Ambrosia*).

Un des modèles les plus populaires pour l'émission pollinique est celui de Helbig et al. [2004] car il rend bien compte des facteurs secondaires et tertiaires décrits plus haut au Tableau 2.1. Ce modèle d'émission a été utilisé ou adapté dans plusieurs cas pour le pollen d'arbre en Europe [Sofiev et al., 2006a,b ; Sofiev et al., 2013a] et aux États-Unis [Efstathiou et al., 2011 ; Zhang et al., 2014]. Il doit cependant être adapté au genre *Betula* et pour le sud du Québec (région qui fait l'objet de cette thèse). Dans ce modèle, la paramétrisation du flux d'émission de pollen (F_e) s'écrit:

$$F_e = c_e \times K_e \times c^* \times u^* \quad (2.1)$$

[unités: (grains/m²/s = (grains/m³) x (m/s)]

où c^* et u^* représentent respectivement les valeurs caractéristiques de concentration de pollen (grains/m³) et la vitesse de frottement (en m/s), c_e un facteur spécifique à la plante (sans

dimension) décrivant la probabilité d'émission des étamines. Ce dernier facteur est nul en dehors de la saison pollinique d'où l'importance de connaître les dates de début et fin de la saison de pollen (i.e. paramètres phénologiques). Le début de la saison de pollen est souvent une fonction du nombre de degrés-jours ou d'autres variables météorologiques qui prévalent avant le début de la saison (comme discuté à la section précédente). Finalement, K_e est un interrupteur également sans dimension mis à zéro si la vitesse de frottement (*friction velocity*) descend en-dessous d'un seuil prédéterminé. Notez que F_e est le flux d'émission résultant et est alors donné en grains/m²/s. En général, toute autre chose étant égale, plus la turbulence sera élevée (valeur élevée de u^*), plus l'émission pollinique sera intense et vice-versa. Plus de détails apparaissent dans *Helbig et al.* [2004] quant à la forme de ces termes qui sont paramétrisés en fonction des caractéristiques des grains de pollen à l'étude (densité, diamètre et autres caractéristiques géométriques), du type de plante (*leaf area index* et hauteur de la canopée), des variables météorologiques tels que u^* , l'humidité relative, la température, vitesse du vent. La concentration caractéristique c^* dans l'équation 2.1 est donnée par la relation suivante :

$$c^* = Q_p / (LAI \times h_c) \quad (2.2)$$

avec LAI, l'indice foliaire (*Leaf Area Index*), Q_p , la quantité totale de pollen dans une saison par unité d'aire (grains/m²) et h_c , la hauteur de la canopée (m). Q_p est estimée de la façon suivante : pour chaque arbre (*Betula*), on compte de 100 à 1500 chatons [*Siljamo*, 2013]. Les chatons contiennent les anthères et les grains de pollen (voir Figure 2.11). D'autre part, *Erdtman* [1943] estime la production annuelle de chaque chaton à 6 million de grains. En combinant ces deux chiffres, on obtient une fourchette de 600 à 9000 millions de grains de pollen émis par chaque arbre dans une saison²¹. Une simulation utilisant ce modèle d'émission (Equations 2.1 et 2.2) a été effectuée avec succès en Allemagne durant la saison de pollen en ce qui concerne l'aulne et le noisetier dans un environnement où la topographie est plutôt non-homogène [*Helbig et al.*, 2004]. Notons que dans ce modèle, les plus fortes émissions de pollen ont lieu sous des conditions qui peuvent favoriser la distribution à large échelle (journée venteuse et ensoleillé favorisant les mouvements turbulents). Les équations ci-haut montrent une forte dépendance avec la vitesse de

²¹ La moyenne géométrique des valeurs extrêmes de cette fourchette donne environ 2 milliard de grains. Nous adoptons donc cette valeur dans les simulations numériques au Chapitre 4.

frottement u^* , la température et l'humidité relative ce qui est corroboré par des études indépendantes [Laaidi *et al.*, 1997 ; Martin *et al.*, 2010 et références incluses] qui ont montré une forte corrélation entre le pollen dans l'air et les paramètres météorologiques mentionnés ci-haut.



Figure 2.11 Chatons suspendus dans un arbre de bouleau (*Betula*). (©Dwight Kuhn).

Le modèle de *Helbig et al.* [2004] pourrait être directement appliqué dans le cas du taxon *Betula*, mais d'abord une calibration des facteurs apparaissant aux équations 2.1 et 2.2 doit être faite (voir Chapitre 4). Par ailleurs, on doit s'assurer que ce modèle reproduit bien les cycles diurnes des comptes polliniques et que les maximums de compte pollinique soient optimaux durant les jours ensoleillés et secs (voir *Mahura et al.* [2009] pour le cycle diurne du bouleau). *Barnes et al.* [2001a] ont montré, par ailleurs, que la libération du pollen de l'herbe à poux au Kansas débute généralement autour de 6 heures du matin au moment du lever du soleil lorsque la température augmente et l'humidité relative diminue. De façon similaire, le pollen du frêne (*Fraxinus spp.*) montre un pic d'émission à 7 heures le matin (heure locale) à Taipei City [*Yang et al.*, 2003]. Cependant, il n'est pas clair dans l'article de *Helbig et al.* [2004] si ces contraintes sont respectées en ce qui concerne le cycle diurne du modèle (i.e. pas de pollen émis la nuit, maximum le matin, etc.). Notons finalement que le modèle d'émission [*Helbig et al.*, 2004] nécessitent les intrants suivants : 1) distribution de la végétation et d'indice foliaire (*LAI* : leaf area index), 2) date et début et fin de la saison de pollen, forme de la courbe de probabilité c_e et 3) amplitude maximale Q_p . En résumé, les facteurs c^* et c_e sont obtenu d'un modèle phénologique alors que K_e et u^* sont liés à la météorologie et peuvent être obtenus d'un modèle météorologique.

Paragraphe de liaison

Le Chapitre 2 a fait le point sur la littérature et a introduit un cadre conceptuel et théorique utile pour les prochains chapitres. Avant de présenter les simulations numériques (au Chapitre 4), un modèle de phénologie est toutefois requis pour initialiser le module d'émission pollinique utilisé dans le système de modélisation car les valeurs estimées des paramètres phénologiques doivent être connues avant le début de la saison de pollen (notamment la DDP et la durée de la saison). Ce module de phénologie est le sujet du prochain chapitre qui décrit un modèle statistique original de régression multiple utilisant la procédure statistique STEPWISE (« pas-à-pas ») de SAS (Statistical Analysis Software) permettant d'obtenir les paramètres phénologiques. L'étude a déjà été publiée en 2017 dans la revue *Aerobiologia*, DOI: [10.1007/s10453-017-9488-0](https://doi.org/10.1007/s10453-017-9488-0). L'auteur principal est Alain Robichaud qui a proposé l'idée originale, écrit les programmes informatiques et rédigé l'article. Paul Comtois, le second auteur, a fourni les données de pollen et a révisé l'article de façon significative.

3 Statistical modelling, forecasting and time series analysis of birch phenology in Montreal, Canada

Alain Robichaud and Paul Comtois
(Department of Geography, Université de Montréal)

ABSTRACT

The aim of this study was to analyse birch pollen time series observed in Montreal (Canada) in order to understand the link between inter-annual variability of phenology and environmental factors and to build predictive models for the upcoming pollen season. Modelling phenology is challenging, especially in Canada, where phenological observations are rare. Nevertheless, understanding phenology is required for scientific applications (e.g. inputs to numerical models of pollen dispersion) but also to help allergy sufferers to better prepare their medication and avoidance strategies before the start of the pollen season. We used multivariate statistical regression to analyse and predict phenology. The predictors were drawn from a large basin (over 60) of potential environmental predictors including meteorological data and global climatic indices such NAO (*North Atlantic Oscillation index*) and ENSO/MEI (*Multivariate Enso Index*). Results of this paper are summarized as follows: (1) an accurate forecast for the upcoming season starting date of the birch pollen season was obtained (showing low bias and total forecast error of about 4 days in Montreal), (2) both NAO and ENSO/MEI indices were found to be well correlated (i.e. 44% of the variance explained) with birch phenology, and (3) a long-term trend of 2.6 days per decade ($p < 0.1$) towards longer season duration was found for the length of the birch pollen season in Montreal. Finally, perturbations of the quasi-biennial cycle of birch were observed in the pollen data during the pollen season following the Great Ice Storm of 1998 which affected south-eastern Canada.

3.1 Introduction

A significant proportion of Canadians and citizens throughout the world suffer from pollinosis [WHO, 2003a,b; CLA, 2017]. To improve the quality of life of sufferers (by avoidance strategies, adjust medication or desensitization programs), physicians need aeropalynological information and knowledge of phenology as accurate as possible before the start of the pollen season²². An increasing atmospheric variability is likely to occur in the context of the ongoing climate change [IPCC, 2007a,b] therefore impacting phenology [Walther *et al.*, 2002] making the forecast of phenology and spatio-temporal distribution of airborne pollen more challenging in the future. Globally, for many plant species, the pollen season duration has already increase of about 10 days on average during the period from 1970 to 2000 in Europe [Tamburlini *et al.*, 2002]. Since birch pollen is the most allergenic airborne pollen in Canada during springtime [Gu erin, 1993; Dales *et al.*, 2008], phenological models of birch are therefore crucial to support pollen forecast today as well as in a changing climate of the future. However, phenology is challenging because: 1) it shows large inter-annual variations for most plant species [Andersen, 1991; Laaidi, 2001; Laaidi *et al.*, 2002], and 2) there is at the current time no suitable phenological model available to represent the large scale [Siljamo *et al.*, 2008a,b] and no consensus on which modelling approach is the best [Chuine *et al.*, 1998; see also the review in Scheifinger *et al.*, 2013]. Two broad classes of phenological models emerge from the literature: a) thermal forcing models based on the amount of spring warming, and b) more complex models including the effect of winter chilling [see a review in Sofiev and Bergmann, 2013]. Due to its simplicity, thermal models have been mostly used to represent phenological models [Andersen, 1991; Laaidi, 2001; Siljamo, 2013].

The first known model predicting the date of bud bursting for plants was introduced by *de R eamur* [1735] who deduces a general linear relation between thermal energy and the state of bud growth. More than two centuries later, *Faust* [1989] similarly reports that the spring blooming date for deciduous fruit trees is strongly dependent on temperatures in the weeks before pollination while *Speksma et al.* [1995] noticed that air temperature during the period of two months preceding the start of the season is the dominant factor. *Emberlin et al.* [2002] found out that the birch phenology in Europe depends on the non-linear balance between winter cooling required

²² Asthmatic patients usually need to begin their anti-allergic treatment one or two weeks before pollination [Laaidi, 2001].

during the dormancy period and spring temperatures during quiescence period. For *Rousi and Heinonen* [2007], the blooming date in Scandinavia is regulated by the sum of degree-days greater than 5°C (blooming occurs when the sum reaches 160 ± 10 degree-days accumulated since January 1st). On the other hand, *Oikonen et al.* [2005] found little correlation between the starting day of the birch pollen season and growing degree-days for the same region. *Clot* [2001] showed that an accurate forecast of the onset of the birch pollen season in Neuchâtel (Switzerland) can be made by using the cumulative temperature sum above zero from February 1st onward until 270°C is reached. The trees are then ready to bloom as soon as the daily averaged temperature exceeds 10°C. More complex models using local meteorological variables to define a state of forcing (warming) and state of chilling have also been proposed [*Chuine et al.*, 1998; *Rea and Eccel*, 2006] as well as mechanistic models [*García-Mozo et al.*, 2008]. However, other authors found that phenology might also depend on other meteorological factors not only prior to the pollen season but also occurring in the preceding year. *Jones* [1995] pointed out that the blooming is dependent on the amount of rainfall from several months prior to the start of the birch pollen season. *Laaidi* [2001] found that the length of the birch pollen season is given in France by the following two predictors: the minimum relative humidity of October of the previous year and the maximum temperature of February of the current year. Physically, this means that the duration of the season will be short if last October was humid and/or February of the current year was cold. Similarly, *Rasmussen* [2002] also noted a negative correlation between the total annual *Betula* airborne pollen concentration and precipitation in the previous growing season for *Betula* in Denmark. Similarly, in California, *Fairley and Batchelder* [1986] observed a strong correlation between the oak pollen abundance measured during the current season with the sum of precipitation of the previous year in California (USA). *Andersen* [1991] showed that the intensity of birch and alder pollen seasons in Denmark is related to the precipitation in April of the previous year whereas for oak and beech, the intensity would depend on the average temperature of the previous year. Other authors in Europe have confirmed the importance of the meteorological conditions during the previous years for tree pollen production to predict the upcoming season severity [*Stanley and Linkens*, 1974; *Faegri and Iversen*, 1989]. The influence of the NAO (North Atlantic Oscillation index) on phenological processes is another feature which has emerged within the last decade or so in Europe [*D'Odorico et al.*, 2002 and references therein; *Avalo et al.*, 2008 and references therein]. *Stach et al.* [2008] recognized that the severity of the birch pollen season in Poland and the United Kingdom

is linked in some way to the different phases of the NAO. Winter NAO index is one of the most important predictor of the start of grass pollen season in Poznań (Poland) according to *Stach et al.* [2008]. In general, in Europe, it seems that NAO governs the temporal variability of the lower atmosphere and thus phenology [*Scheifinger et al.*, 2002]. In any cases, NAO is considered as one of the most important teleconnection patterns in all seasons [*Barnston and Livezey*, 1987]. Small changes of NAO can produce large impact in terrestrial ecosystems [*Ottersen et al.*, 2001]. The NAO index is based on the difference of normalized sea level pressure anomalies between Azores and Iceland. The NAO can be described as a north-south dipole anomaly which shows considerable intra-seasonal and inter-annual variability and produce very significant changes in temperature and precipitation patterns from eastern North America to western and central Europe. In the northern hemisphere, the NAO index shows a significant correlation with temperature and precipitation [*Hurrell and van Loon*, 1997]. In order to show the importance of the different phases of NAO, Table 3.1 summarizes its impact on the weather in the northern hemisphere. ENSO (*El Niño/La Niña-Southern Oscillation*) is another prominent teleconnection pattern. ENSO is the most important coupled ocean-atmosphere phenomenon to cause global climate variability on inter-annual time scales. It is a quasi-periodic climate pattern that occurs across the tropical Pacific Ocean roughly every five years [*Trenberth et al.*, 2007]. The *Southern Oscillation* refers to variations in the temperature of the ocean surface (warming and cooling known as *El Niño* and *La Niña* respectively) as well as in air surface pressure pattern. *El Niño* is characterized by high air surface pressure in the western Pacific, while the cold phase, *La Niña* is associated with low air surface pressure in the western Pacific. Precise mechanisms that cause the oscillation remain unclear [*Trenberth et al.*, 2007].

Table 3.1 Impact of NAO (adapted from NOAA, 2012a and references therein).

Weather pattern and link with NAO	Positive NAO	Negative NAO
Atmospheric pressure patterns across the high latitudes of the North Atlantic	Below	Above
Pressure over Central North Atlantic, Eastern US and Canada and Western Europe (increase of the zonal flow)	Above	Below
Temperatures in Eastern North America and across Western Europe	Above	Below
Temperatures in Greenland, Iceland and Southern Europe	Below	Above
Precipitation over Northern Europe, Scandinavia in winter	Above	Below
Precipitation over Southern/Central Europe	Below	Above

Below: weaker than average, *Above*: stronger than average

ENSO in its acute phase causes extreme weather in many regions of the world in any season and any location particularly those bordering the Pacific Ocean which is the most affected. One of the specific forms of ENSO is the MEI (Multivariate ENSO Index) which is the atmospheric expression of ENSO and is based on the six main observed variables over the tropical Pacific (sea-level pressure, zonal and meridional components of the surface wind, sea surface temperature, surface air temperature, and total cloudiness fraction of the sky) [NOAA, 2012b]. ENSO was also found related to phenology. For example, *Rozas and García-González* [2011] showed a relationship between the growth of oak in the Northwest Iberian Peninsula and the ENSO of the previous year. In our study, NAO and ENSO indices of the previous months up to about one year are introduced as predictors for the phenological parameters of the upcoming season in addition to more traditional precursors (e.g. mostly based on temperature and precipitation). The aim of this research is to study the time series of birch airborne pollen for Montreal (Canada) in order to: 1) build statistical forecast of phenology parameters for the upcoming season (starting date, length and severity of the pollen season), 2) analyse the link between phenology and the environmental factors described above, 3) evaluate current trends over the study period of the phenological parameters, and 4) perform a spectral analysis of the phenological observations during the period 1996-2012.

3.2 Material and methods

3.2.1 Area of study

The region of study comprises the Montreal metropolitan area which lies in the extreme south of the province of Quebec (Canada) near the USA border (see location of Montreal identified by a star in Figure 3.1). Montreal is an island which covers about 365 km² with a population of about 1.7 million inhabitants²³. The latitude of Montreal is 45°30' North and the longitude is 73°33' West with an altitude of approximately 30 to 45 meters above the sea level. This region is interesting because airborne birch (*Betula spp.*) pollen concentration can be at times quite high [Bapikée, 2005] then affecting a large human population basin while the abundance of local birch tree population is low (density is less than 0.05, i.e. 5%) over the island of Montreal and immediate surroundings (see distribution of birch tree density in Figure 3.1). In fact, hardwoods, pine and hemlock are the most characteristic tree species in Montreal [Braun, 1950]. Birch typically flowers at the end of April or beginning of May in Southern Quebec. Montreal is characterized by a temperate climate with short and warm summers but long and cold winters with yearly precipitation around 1000 mm annually.

3.2.2 Airborne pollen data

In the province of Quebec, phenological records are rare and, in any cases, not available for this study (no existing network of phenological observations). This could represent a handicap but according to Scheifinger *et al.* [2002] and García-Mozo *et al.* [2008], phenological models fitted with airborne pollen and meteorological data measured locally yield the best results. All pollen data used in this study were collected at Université de Montréal (thereafter UdeM) and concerns birch (*Betula*) tree. Birch pollen is studied here since it is considered the most allergenic tree species in eastern Canada [Guérin, 1993]. Beside UdeM site, no other location in Quebec has recorded a long series of pollen data necessary to build and test statistical models such as presented in this paper and so this is also why Montreal is convenient for our study. The airborne pollen concentration in Montreal has been measured for more than 25 years at this site. A Lanzoni VPPS

²³ ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=6897.67887840&_dad=portal&_schema=PORTAL

sampler (two stages vacuum pump) based on the Hirst method [Hirst, 1952] was used. This is a seven-day recording volumetric pollen and spore trap installed on the rooftop of the geography department at UdeM roughly 20 meters above the street level which has been providing routine pollen monitoring for the whole study period. The sampler at the site is calibrated to handle a flow of 10 litres of air per minute which roughly corresponds to human breathing. Pollen grains impact a plastic transparent band (Melinex) tapecoated with an adhesive substance (silicon fluid) placed on a cylindrical drum. A 7-day clockwork is synchronized with the rotation of the drum which allows an hourly resolution [Mandrioli *et al.*, 1998]. The last step is the pollen counting which is done under a light microscope. Laboratory methodology, microscope manipulation, and other errors may introduce biases [INSPQ, 2013].

In the Montreal area, since there is no phenological recording site, the correspondence between local pollination and measured pollen is not available. However, Figure 3.1 suggests that the distribution of birch in the Montreal area is rather weak (less than 5% density, i.e. < 0.05) which implies that most of the birch pollen measured at the site comes from the regional transport of scale of up to several hundreds of kilometres from different source regions: Eastern Townships and the Appalachian Mountains to the east, New England in USA to the south-east, the Laurentian region to the north and to the west. Therefore, we assume here for Montreal that most of birch pollen is of foreign origin, i.e. from outside the Greater Montreal area (as suggested in *Bapikee*, 2005 and becoming obvious with modelling, see Chapter 4).

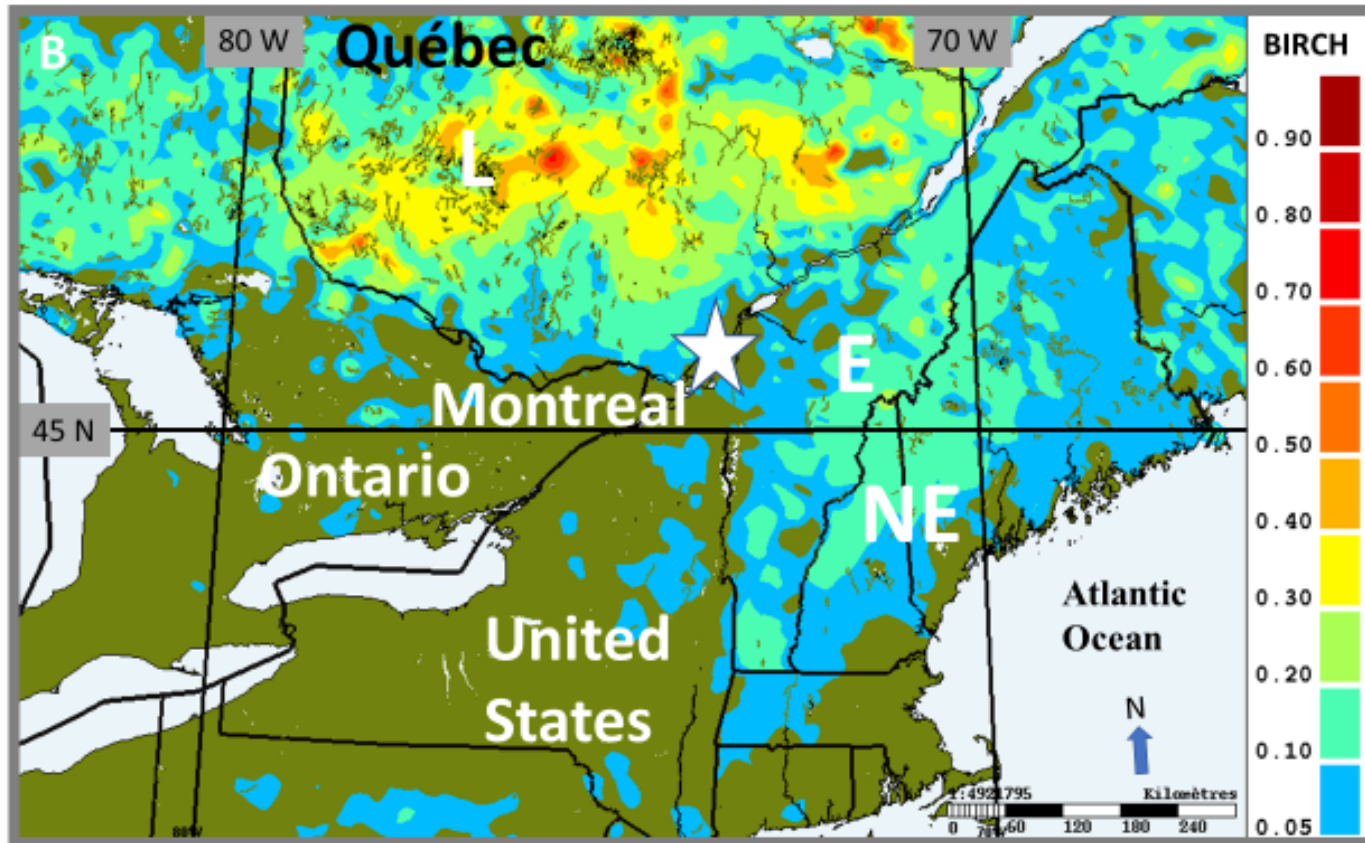


Figure 3.1 Distribution of birch (*Betula*) vegetation fraction (density from 0 to 1) around the region of Montreal (white star) and in the southern part of Canada and New England states in USA. The major birch pollen area sources are indicated on the figure: Laurentians to the north (L), Eastern Townships (E) to the east and New-England (NE) to the south-east. The figure was processed from raw data obtained from US/EPA (BELD3 database, <https://www.epa.gov/air-emissions-modeling/biogenic-emissions-landuse-database-version-3-beld3>). Note: values below 5% are not shown.

3.2.3 Meteorological data and global weather indices

Temperature and precipitation were available from the Meteorological Service of Canada at Dorval-Trudeau airport (latitude 45.47°N, longitude -73.75°W) located at a distance of 13.4 km to the south-west from the pollen monitoring station (latitude 45.50°N, longitude -73.62°W). Since the pollen data (measured at UdeM) is representative of an area of 250 km² [Comtois and Gagnon, 1988], we then consider that the meteorological measurements were taken within the same atmospheric environment as the pollen site (i.e. urban conditions). Only under an east and south-east winds, the effect of topography (from nearby Mount Royal, about 250 m height) will be felt at the pollen site and not at the airport. However, these wind directions are less frequent so on a statistical basis, meteorology conditions are not expected to be significantly different between the two sites. Note that birch trees are almost non-existent in a radius of few kilometers around the monitoring site of UdeM (see <http://www.quebio.ca/fr/arbresmtl>) so that birch pollen measured at UdeM has not a local origin. NAO index is taken from the following NOAA website as a form of bi-monthly average index (see https://www.esrl.noaa.gov/psd/gcos_wgsp/Timeseries/NAO/ for further information). ENSO index used is the MEI normalized bi-monthly values (multivariate ENSO index), and average values were also taken from NOAA website. Note also that we limit ourselves to the period after 1995 since ENSO index time series entered a different regime compared to the period before. Moreover, the methodology changed after the mid 90's on how to compute MEI index which limits the use of data before that period (see <https://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/index.html>). Table 3.2 summarizes the data used in our study.

Table 3.2 Description of data used in this study and their source.

Data	Institution	Method/instrument/ variable measured	Curve fittings (Years used)	Cross-validation (Years used)
Pollen (<i>Betula</i>)	UdeM	Lanzoni VPPS volumetric pollen trap (pollen count)	1996-2009 1996-2010 1996-2011	2010 2011 2012
NAO index ^a	NOAA	Bi-monthly mean NAO indices	idem	Idem
ENSO index ^b	NOAA	Monthly mean ENSO/MEI indices	idem	Idem
Meteorology ^c	Environment Canada	Monthly temperature and precipitation at Trudeau-Dorval Airport (YUL)	idem	Idem

^ahttps://www.esrl.noaa.gov/psd/gcos_wgsp/Timeseries/NAO/, ^b<https://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/index.html>, ^c<http://climate.weather.gc.ca>.

3.2.4 Definition for the phenological parameters

In here, the start of the pollen season is defined as when 2.5% of the total pollen annual catch is reached and the end of the season as when 97.5% of the total pollen of the season has been recorded [following *Goldberg et al.*, 1988]. *Bapikée* [2005] found that, for the airborne pollen measured at the UdeM site, the latter definition was the most robust for the purposes of phenological studies. In the rest of this study we will then refer as to the D2 method following *Bapikée* [2005]. The definition for the duration of the season (in unit of days) is simply the difference between the Julian day corresponding to the end and the start of the season respectively. Similarly, the total airborne pollen concentration or seasonal pollen index (SPI) is calculated as the cumulated sum of daily pollen concentration during the same period, i.e. when the total annual pollen is greater or equal than 2.5% and less or equal than 97.5% of the total annual catch [see *Andersen*, 1991 or *Goldberg et al.*, 1988]. Finally, the peak value is defined as the maximum daily concentration for a given pollen season.

3.2.5 Statistical method

In order to model phenology, we need to establish a relation between a phenological stage (the predicted or response variables P) and several weather factors or aeropalynological parameters (explanatory independent predictors Y). Formally, the relation between a predictand P_j (endogenous variables) and n predictors (exogenous variables) can be written as [*Weisberg*, 2013]:

$$P_j = a_{0j} + a_{1j}Y_{1j} + a_{2j}Y_{2j} + a_{3j}Y_{3j} + \dots + a_{nj}Y_{nj} + \varepsilon \quad (3.1)$$

where a_{nj} are the coefficient of regression, Y_{nj} the values of the predictors and ε a term which accounts for the random error. In this study, more than 60 different predictors were initially considered and selected according to information found in the literature (see a review in Section 3.1). These predictors include both monthly and seasonal temperature (minimum, average and maximum), monthly and seasonal precipitation (autumn or winter rain amount) of both the current and the previous year, different combination of sum of degree-days, various combination of past NAO and ENSO indices of the current and previous year, various combinations of past phenological parameters (e.g. previous year starting date, length of the season and SPI). The

complete list of potential predictors initially considered in this study is given in Annex 9.3.1. The four statistical predictands P are *mstart* (model for the start of the birch pollen season expressed in Julian day), *mlength* (model for the length duration of the pollen season expressed in number of days), *mspi*²⁴ (model for the total pollen seasonal index, which is unitless) and *mpeak* (model for the highest peak of the season given in grains per cubic meter).

Multivariate linear regression methods have been used to solve Equation 3.1. These methods include regression models in which the final selection of predictive variables is carried out by using an automatic robust statistical procedure (stepwise regression, SAS®, 1989) with the input and output scrutinized by the researcher (see description of the methodology in Annex 9.3.2). SAS-STAT® (Statistical analysis software package) version 9.2 (for Windows) has been used for all statistical treatment (using different stepwise procedures) except for the spectral analysis of time series where SAS-ETS® was used. First, simple correlations between the potential predictors and the predictand were calculated according to the Pearson's coefficient of correlation to screen out undesirable variables and obtained pre-selected predictors (i.e. those having a p-value < 0.15). Then the methodology described in Annex 9.3.2 was used for each predictand in a sequential way with this subset of the initially pre-selected variables in to identify the best non colinear predictors. Avoidance of over-fitting the model to the noise in the data is addressed by the C_p statistics which is used as a stopping rule in the process of stepwise regression. C_p is given by the following [Mallows, 1973]:

$$C_p = SSE_p/S^2 - n + 2m \quad (3.2)$$

where SSE_p is the error sum of squares for the model with m regressors, S^2 is the residual mean square after regression on the complete set of predictors and n is the sample size. Whenever C_p is roughly equals to the number of predictors m , the model is not considered to be over-fitted. As C_p drops below m , adding up predictors would cause model over-fitting [Mallows, 1973; Daniel and Wood, 1980]. Note that if the data set is too small (i.e. n not larger than m in Equation 3.2), inflated regression coefficient in multiple regression could appear [Scheifinger et al., 2013]. Note also that multi-collinearity between predictors is avoided by checking the correlation of the final predictors and carefully removing those predictors being correlated (i.e. having $R^2 > 0.5$) with others since they do not bring new information. Note that another stopping criteria has also been used as an

²⁴ *mspi* is not technically a phenological parameter (i.e. not a timing but an abundance) but it is included here as part of the phenological prediction module and statistically treated with a similar statistical method.

alternative to check the robustness and the validity of the main predictors found with the stepwise multiple regression procedure. This alternative method is based on the minimization of the information content called the Akaike's information criteria (thereafter AIC) for objectively selecting the predictors [see *Beal*, 2005 for more details]. This latter method was found to give slightly better coefficient of determination (few percent higher) and slightly better curve fit but was giving poor performance with independent tests and statistical global F-test and t-test.

The statistical predictors tested in our study (Annex 9.3.1) can be classified into four groups: 1) local meteorological predictors from the current year (e.g. March temperature (*tmarch*), degree-days over 5°C accumulated since January 1st at a specific Julian day before the pollen season (e.g. *sum05_115*)), 2) local predictors from the previous year (e.g. autumn rainfall (*lrainf*), mean maximum temperature of the previous summer (*lsummax*)), 3) global index such as NAO, ENSO of the current (prior to blooming) and from the previous year, and, finally, 4) predictors based on persistence in order to take advantage of the time autocorrelation of the predictands, e.g. duration of the season (*llength*), end date registered last year (*lendD2*) and SPI for the previous year (*lspi*). Note that the letter *l* stands for one-year lag for the predictors. Many other studies have noticed similar correlation with several of these predictors mentioned above (see Section 3.1). But it is the first time, as far as the authors are aware that these correlations are made with Canadian or North America data and with a very large basin of potential predictors (over 60 here). Finally, it is important to be aware that it is not proven that explanatory variables (right-hand side of Equation 3.1) describe any cause and effect direct link with the predictands. Since our primary goal is not to find cause and effect but to construct a phenological *forecast* model for the upcoming season, we will take advantage of these correlations for mostly prediction purpose of the phenological parameters. Nevertheless, the physical meaning and the possibility of causal behaviour of predictors will be discussed.

3.2.6 Periodogram

Periodograms are plots of spectral energy whose peaks identify return periods or phenological cycles. We have used the procedure SPECTRA of SAS/ETS (SAS®, 1989) to plot the periodograms of the four phenological parameters under study. The SPECTRA procedure computes the spectral densities of a time series.

3.2.7 Cross-validation

A way to validate phenological models created by multiple regression is to assess the curve fittings against a set of data that was not used to create them [Mayers and Forgy, 1963; Mark and Goldberg 2001]. This is referred to as “leave-one-out” cross-validation procedure. Three periods, 1996-2009, 1996-2010 and 1996-2011 were chosen to build curve fittings and the corresponding verification years 2010, 2011 and 2012 respectively are used as independent validation data (but were not utilized in the data set used to build the main curve fittings). Regression equations were calculated for the three periods above mentioned and applied sequentially in a predictive mode to the year following the end of the corresponding retrofit period. These three periods are called training periods thereafter. For example, to produce a forecast for 2010, we use the period 1996-2009 curve fitting, for the forecast of 2011 we use the period 1996-2010 and for the forecast of 2012, the fitting 1996-2011. We then have a sample of three years to validate the statistical model in the forecast mode in a total independent way. Comparisons with a model based on average aeropalynological data (average values of the predictand over a long period, i.e. calendar’s method) and persistence (last year predictand value) are also presented for comparison purpose. We then evaluate the true forecast skill of the models for the upcoming pollen season while testing them using the following year after the end of the fitting period. Finally, we compare the results with a forecast based on LTAA (calendar’s method) or persistence. Accuracy is measured by the standard deviation and mean of the error residuals (Observed minus Predicted values, thereafter OmP) in both cases: for independent (external) data validation (2010-2012) and as well as for internal validation (period 1996-2009). The choice of this set-up for validation is justified by the desire to forecast phenology for the upcoming season as explained above. Note that a similar validation procedure has been used by both Laaidi [2001] and Adams-Groom *et al.* [2002] for predicting birch phenology in Europe for the upcoming year.

3.3 Result

Basic descriptive statistics of the phenological parameters observed in Montreal (UdeM site) for the period 1996-2012 are given in Table 3.3. A lot of inter-annual variability is noticeable for each of the phenological parameter as can be seen from the standard deviation and the range (max – min) which are both very large. This is also true for the observed seasonal pollen index

(SPI) as well as for the peak value. As an example, SPI ranges from 173 (year 2000) to 11570 (year 1998). For the rest of this chapter, the results presented in Table 3.3 will be used to represent the LTAA (long term aeropalynological average). Note that an LTAA based forecast is equivalent to the so-called *calendar's* method (e.g. DDP averaged over a long period). We now examine predictive models for the four phenological parameters.

Table 3.3 Basic statistics for the phenological parameters observed for birch pollen for the period 1996-2012 in Montreal.

Variable	N	Mean	Median	Standard deviation (days)	Min	Max	Q1 (25%)	Q3 (75%)
start date (Julian day)	17	May 4 th (124.2)	May 2 nd (122.5)	9.68	April 21 st (111)	June 6 th (157)	May 1 st (121)	May 5 th (125)
length (nb days)	17	30.0	29.0	7.77	12	67	25	37
SPI (unitless)	17	3629.7	2520	3135.4	173	11570	1566	5166
peak (grains/m³)	17	742	561	859.3	24	3774	289	816

Note. Start date of pollen season is indicated in both Julian and calendar date. Length is the duration of the season, SPI stands for the seasonal pollen index and peak refers to the highest peak of the pollen season. Q1 and Q3 are the 25% and 75% quantiles respectively.

3.3.1 Predictive model for the starting date of the birch pollen season (*mstart*)

One of the most important phenodate is the starting date of the pollen season [*Latalowa et al.*, 2002 and references therein]. Among the list of all potential predictors (Annex 9.3.1), the pre-selected predictors are those having significant coefficient of correlation with the observation *d2start* (i.e. $p\text{-value} < 0.15$; see Table 3.4). Equations 3.3 through 3.5 below give the linear relationships for the final model selection for three training periods obtained from the stepwise procedure for the phenodate (predictand *mstart*) among a very large possibility of models²⁵. Annex 9.3.3 (Table A) shows that the strongest three predictors are *lrainf* (autumn total rainfall of the previous year), *ltsummax* (average maximum temperature during the summer of the previous year) and *tmarch* (average temperature of the month of March of the current year). Note that these three main predictors remain the same in Equations 3.3 through 3.5 indicating some stability of the equations against removing one specific year (as required by the cross-validation procedure).

²⁵ The number of possible model is $2^p - 1$. With $p=22$ pre-selected predictors (see Table 3.4), this gives over 4 million possible models which requires the use of automatic selection procedures.

According to table A (Annex 9.3.3: final stepwise summary), the secondary independent predictors which succeeded the numerous selection tests are linked with NAO and ENSO phenomena of the previous year (e.g. lnao1, lenso6 and lenso1). For the period 1996-2011 (Equation 3.5), the final predictors retained from the STEPWISE procedure are lrainf (partial $R^2=0.4041$), lsummax (partial $R^2=0.2437$), tmarch (partial $R^2=0.1846$), lnao1 (partial $R^2=0.0434$), lenso6 (partial $R^2=0.0405$) and lenso1 (partial $R^2=0.0235$). For other retrofit periods (1996-2009 and 1996-2010) similar results were found (corresponding to Equations 3.3 and 3.4 respectively). Although the predictors have not necessary a causative link with the predictand, this nevertheless suggests that a dry (wet) autumn, combined with a warm (chilly) summer during the previous year would be associated with a late (early) date of birch pollination for the current year upcoming season in the Montreal region. Similarly, a cold (warm) March temperatures of the current year is associated with a late (early) start of the season. Note that the main selected predictor of the statistical model (lrainf) shows some co-linearity with the mean autumn ENSO/MEI index (i.e. $R=0.54$ between ensowin and lrainf, $p\text{-value} < 0.05$) and consequently according to the procedure of Annex 9.3.2, ensowin does not appear in the final list of predictors. Nevertheless, this collinearity suggests a control of ENSO/MEI on lrainf.

The fact that NAO/ENSO seems to play a minor role in the final selection of predictors (see Annex 9.3.3, table A) even if their correlation coefficient were high with the predictand (ensowin, lenso12, lensof, nao1, etc., see Table 3.4) could be explained the following way: since their variability was already explained by local predictors (such as lrainf, lsummax and tmarch) some NAO/ENSO predictors will tend to be removed by the statistical procedure mostly because they show less predictive power and lower coefficient of correlation (see Table 3.4) than the three main predictors but also to avoid multi-collinearity between predictors. Nevertheless, these predictors are considered to have an indirect effect on phenology. Figure 3.2 shows the retrofit curve fitting for the statistical model compared with observations for three periods 1996-2009, 1996-2010 and 1996-2011. Note that the observed value for year 2000 (d2start occurred on Julian day 157 for that year) is considered here as an outlier (since the observed d2start is outside a range of 2.5 standard deviation, according to the statistics of Table 3.3 and identified as having an abnormal Cook's distance: *Cook, 1977*) as computed by the SAS procedure and therefore not used

in building the retrofit models, nor used in the verification²⁶. The fitting of the model value for the start of the birch pollen season (*mstart*) against observation (*d2start*) are remarkable with coefficient of determination $R^2=0.9079$ (period 1996-2009), 0.911 (period 1996-2010) and 0.9397 (period 1996-2011) respectively.

Table 3.4 Pre-selected predictors with significant Pearson's coefficient of correlation (i.e. $p \leq 0.15$) for the *d2start* (*day of the start of the birch pollen season*). The description of the variables used is given in Annex 9.3.1 Current year predictors are indicated by bold character and last year predictor by a letter starting by l (for lag).

Predictor	Coefficient of correlation	p-value
lrainf	-0.6357	0.0081
ltsummax	0.6147	0.0233
rainm	-0.5990	0.0142
ensowin	-0.5661	0.0223
tmarch	-0.5097	0.0437
lenso12	-0.5080	0.0445
ltsum	0.5077	0.0450
lensof	-0.5000	0.0484
nao1	0.4956	0.0510
lenso10	-0.4936	0.0520
lenso11	-0.4924	0.0530
lenso6	-0.4757	0.0625
lensosum	-0.4735	0.0640
lenso9	-0.4687	0.0671
lenso8	-0.4549	0.0766
lnao1	0.4532	0.0780
tfev	-0.4502	0.0802
twinmin	-0.4410	0.0872
twinavg	-0.4140	0.1113
nao2	0.3885	0.1370
lenso1	0.3882	0.1370
lnao5	-0.3820	0.1440

The complete equation of the fitting obtained for the three periods for the phenodate are given below:

²⁶ Filtering the outliers or extreme values is essential to obtain the best estimation of parameters and the best adjustment (see <http://d-scholarship.pitt.edu/7948/1/Seo.pdf>). It turns out, after verification, that the data might have been incomplete for the year 2000 justifying the removal of this particular year.

Period 1996-2009 (R²=0.9079)

$$mstart = 38.81395 - 1.18656 * tmarch + 4.6 * lenso9 - 6.74 * lensosum + 3.3462 * ltsummax - 0.11281 * lrainf \quad (3.3)$$

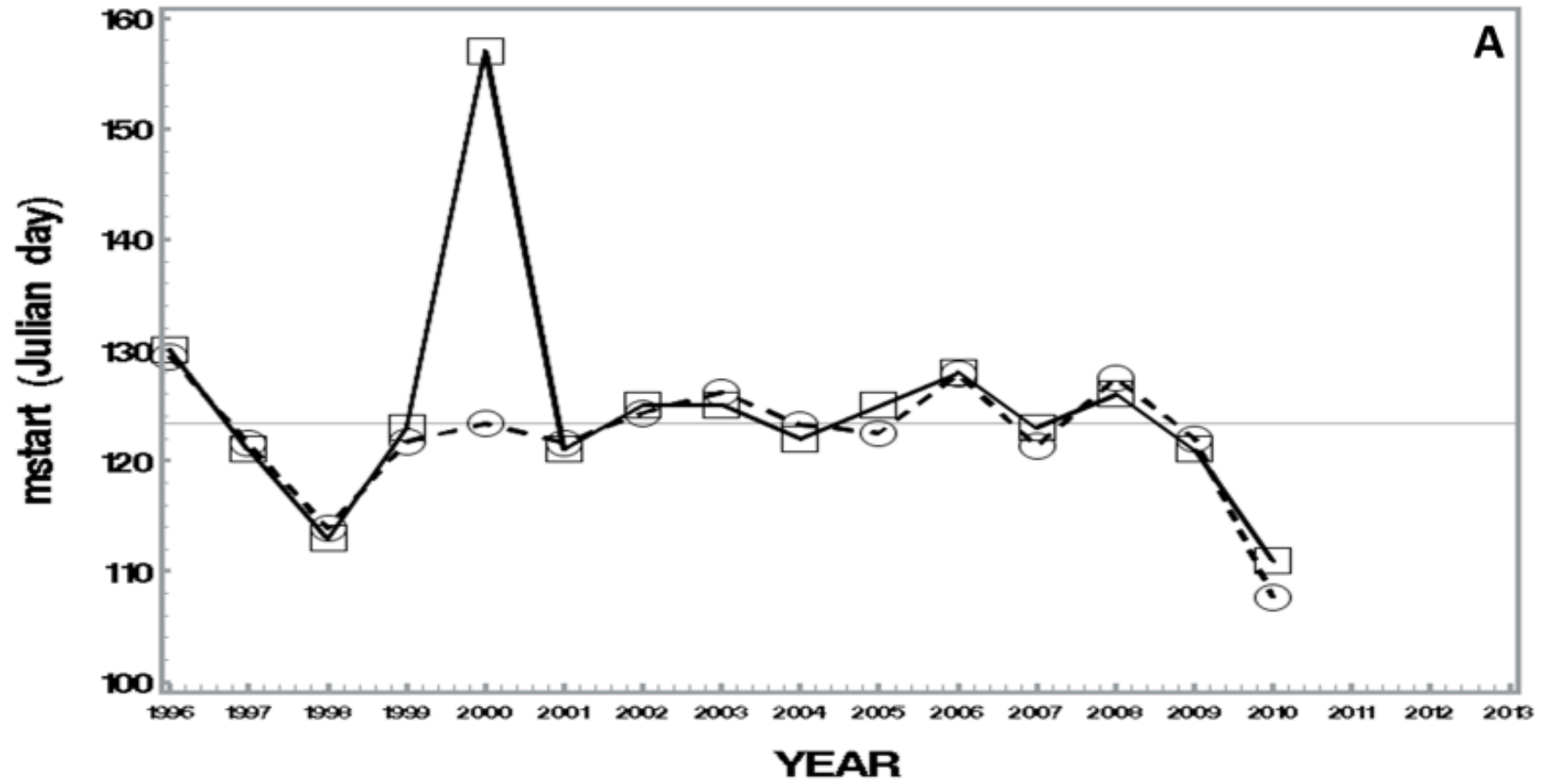
Period 1996-2010 (R²=0.911)

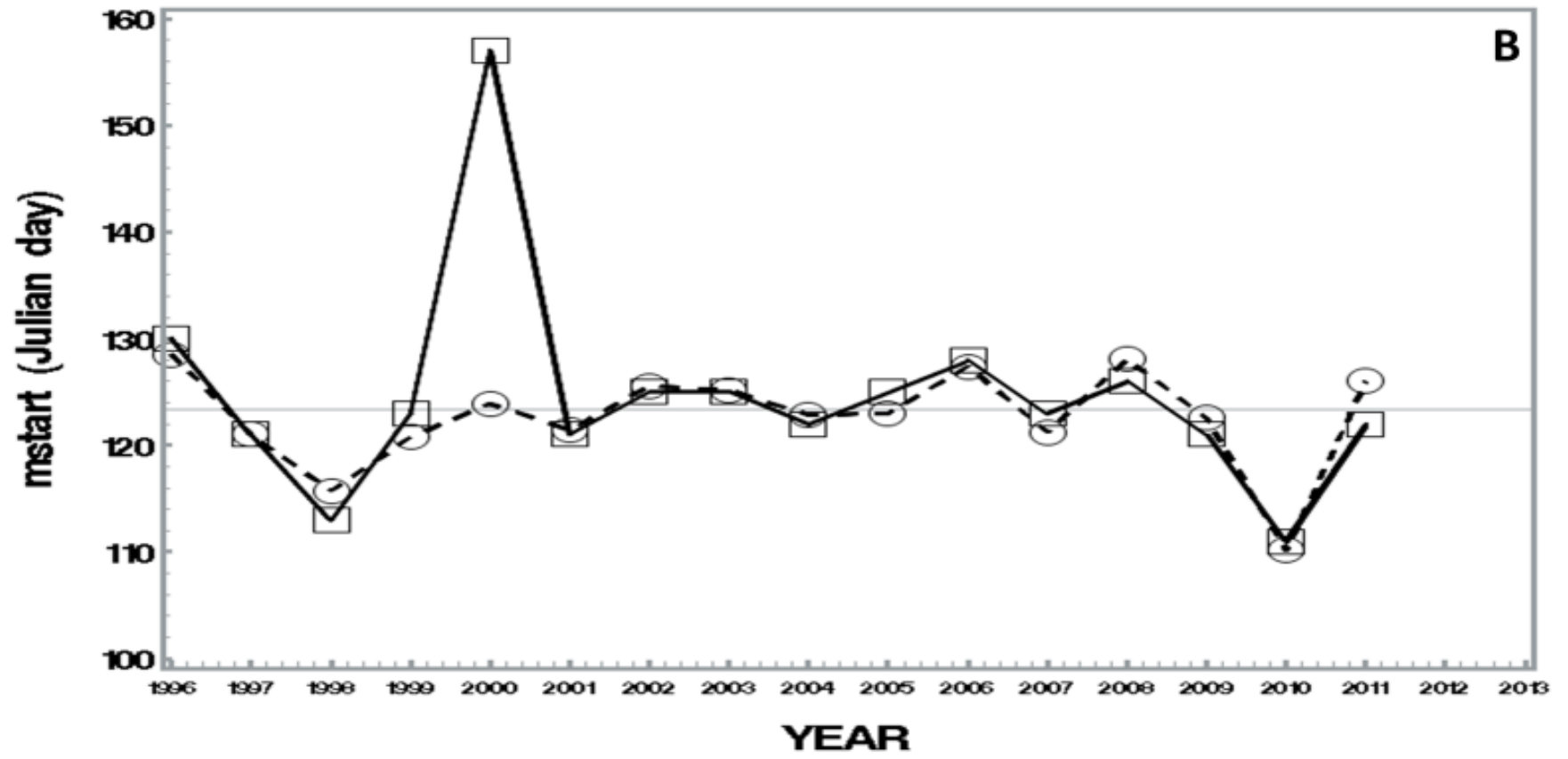
$$mstart = 47.6025 - 0.9415 * tmarch - 1.84058 * lenso6 + 2.9961 * ltsummax - 0.09949 * lrainf \quad (3.4)$$

Period 1996-2011 (R²=0.9397)

$$mstart = 66.2478 - 0.9545 * tmarch + 1.8356 * lnao1 + 0.8856 * lenso1 - 1.86 * lenso6 + 2.2258 * ltsummax - 0.05878 * lrainf \quad (3.5)$$

The fact that the coefficient of determination R² does not change much from one equation to the other indicate robustness of the statistical procedure. Moreover, the main predictors (lrainf, ltsummax, tmarch and various forms of ENSO/NAO indices) remain present in all equations indicating consistency between the different training periods. Some variation of the coefficients and intercepts from one equation to another is due to the small number of data used (N ~ 15 years). Equations 3.3-3.5 provide three training periods which allow for 3 independent validations for 2010, 2011 and 2012 respectively (see details in Section 3.7.2).





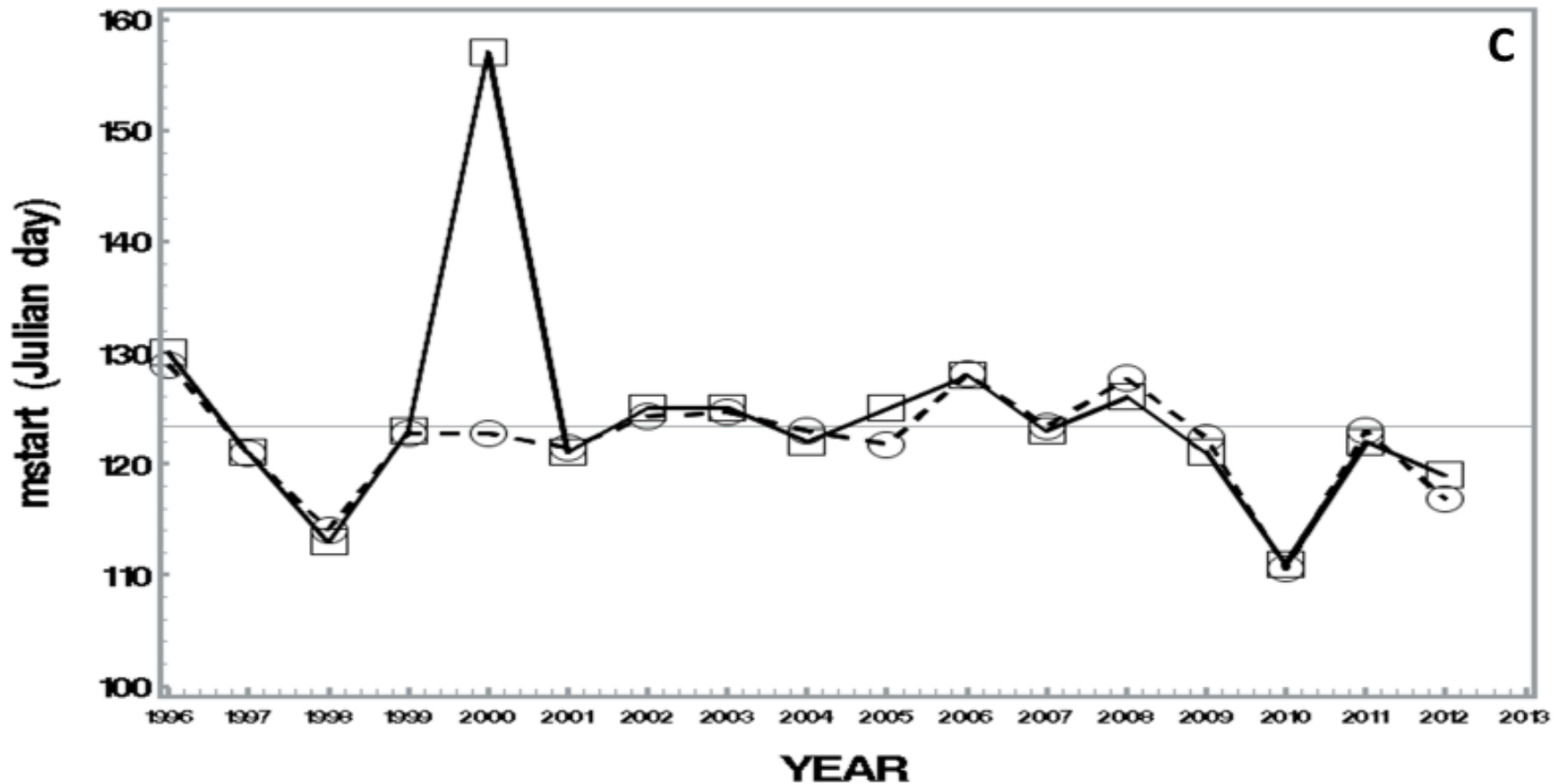


Figure 3.2 Statistical model (*mstart*: dotted lines) versus observed *start of the season* (*d2start*: solid lines). The curve fittings hold for the period A) 1996-2009, the forecast is for 2010, B) 1996-2010, the forecast is for 2011 and C) 1996-2011, the forecast is for 2012. The variance explained (R^2) corresponding for each period is given in Equations 3.3-3.5. Note: Year 2000 is an outlier and not used in the regression model. The horizontal line plotted corresponds to the long-term average (LTAA).

3.3.2 Predictive model for the length of the birch pollen season (*mlength*)

Using the same statistical methodology as above for the date of start of the season, we now examine the case of another phenological parameter: the duration of the pollen season (predictand *mlength*). The pre-selected predictors in this case are given in Table 3.5. With 18 pre-selected predictors, there are up to about 260,000 possible combinations of statistical models. The best model for the fitting period 1996-2011 and the final selected predictors appear in Table B of Annex 9.3.3. For this case, the variance of the predictand length is best explained by the following predictors: the ENSO/MEI index of the month of May of the previous year (*lenso5*, partial $R^2=0.5059$), the NAO index of March of the previous year (*lnao3*, partial $R^2=0.1545$), the Julian date corresponding to the end of the season of the previous year (*lendD2*: partial $R^2=0.0775$), the pollen season duration of the previous year (*llength*: partial $R^2=0.1040$), the average annual ENSO/MEI index of the previous year (*lensoa*, partial $R^2=0.0377$), the February average temperature of the previous year (*ltfev*: partial $R^2=0.0316$), the NAO index of August of the previous year (*lnao8*, partial $R^2=0.0345$), the March temperature of the current year (*tmarch*, partial $R^2=0.0189$) and, finally, the ENSO/MEI index of April of the previous year (*lenso4*, partial $R^2=0.014$). The link established here between *mlength* (pollen season duration) and its predictors suggests that a strong positive value of ENSO/MEI (multivariate ENSO index) of May of the previous year (i.e. *lenso5*) tend to be associated with a short duration of the birch pollen season in the current year (due to the negative correlation, see Table 3.5). Note that a long duration of the previous year pollen season (*llength*) is negatively correlated with the current year duration suggesting some memory of the previous year phenology. In fact, most of the best predictors are related with variables during the previous year. Finally, according to our results, an above normal March temperature (*tmarch*) will tend to be associated to a longer than normal duration of the current year pollen season which reproduces known results found elsewhere (see a review in *Scheifinger et al.*, 2002 and Discussion section below). Figure 3.3 provides model and observed curves for the period 1996-2009, 1996-2010, and 1996-2011, respectively.

Table 3.5 Pre-selected predictors with significant Pearson's coefficient of correlation (i.e. $p \leq 0.15$) for the duration of the season.

Predictor	Coefficient of correlation	p-value
lenso5	-0.66630	0.0035
lnao6	0.59670	0.0115
lensospr	-0.58221	0.0142
lnao3	-0.56360	0.0287
llength	-0.50651	0.038
lenso4	0.49988	0.0410
lensoa	0.44287	0.0750
lenso1	-0.41007	0.1021
lenso2	-0.40496	0.1069
lensow	-0.40265	0.1091
lenso6	-0.39478	0.1168
ltfev	0.38065	0.1198
lenso3	-0.37924	0.1333
tmarch	0.37561	0.1390
lnao7	0.37330	0.1403
lnao8	0.36587	0.1467
lnao5	0.36498	0.1503
lendD2	-0.36151	0.1509

The description of the variables used is given in Annex 9.3.1. Current year predictors are indicated by bold character and last year predictor by a letter starting by l (for lag).

The overall fitting between model and observation is remarkable ($R^2=0.9892$ or 99% of the variance explained for the period 1996-2009, see Equation 3.6). The complete equation of the fittings obtained for all training periods are presented below:

Period 1996-2009 ($R^2=0.9892$)

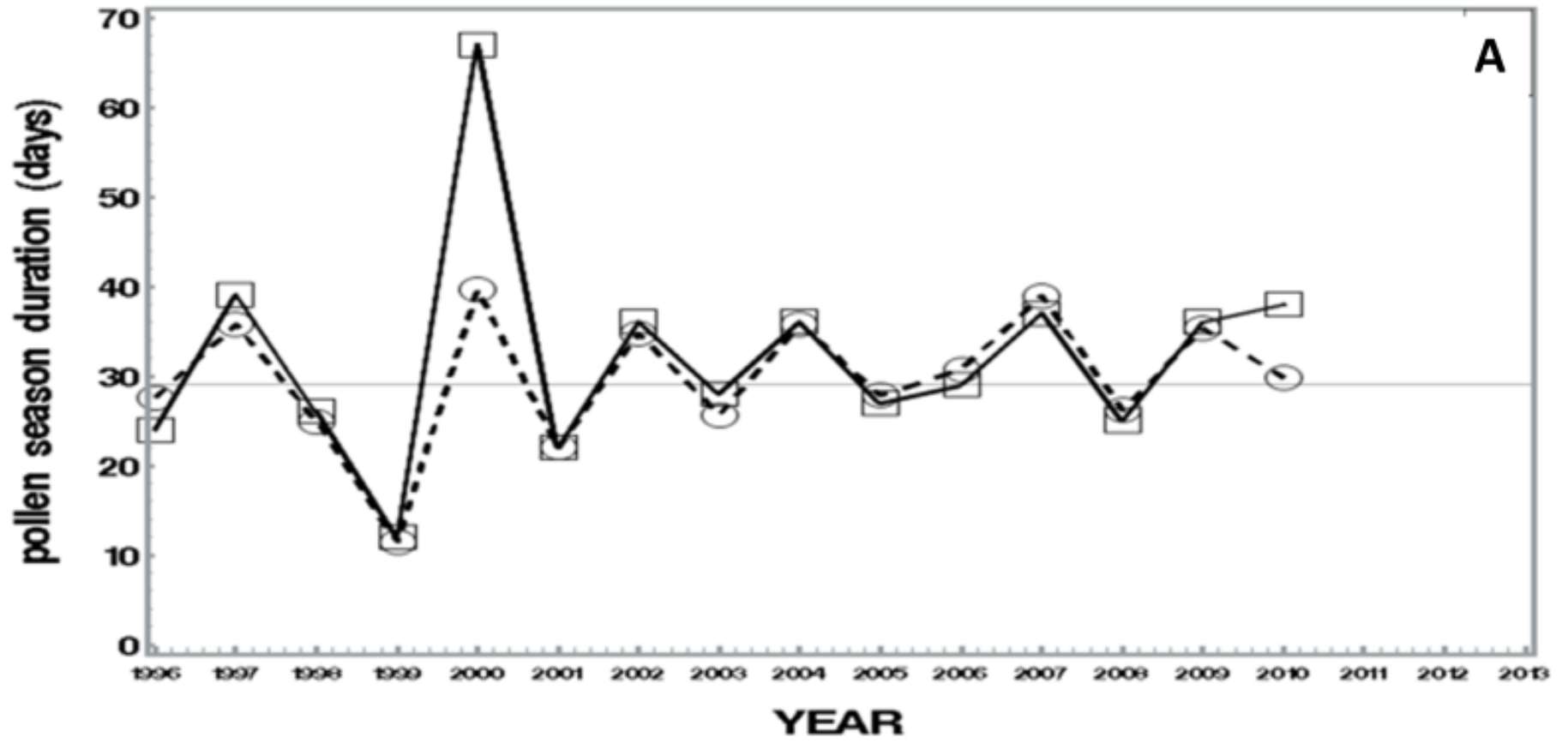
$$mlength = 65.95095 - 13.02086 * lenso5 + 1.9640 * tmarch - 0.40245 * llength + 1.549 * ltfev + 3.61 * lnao5 + 2.75312 * lnao7 \quad (3.6)$$

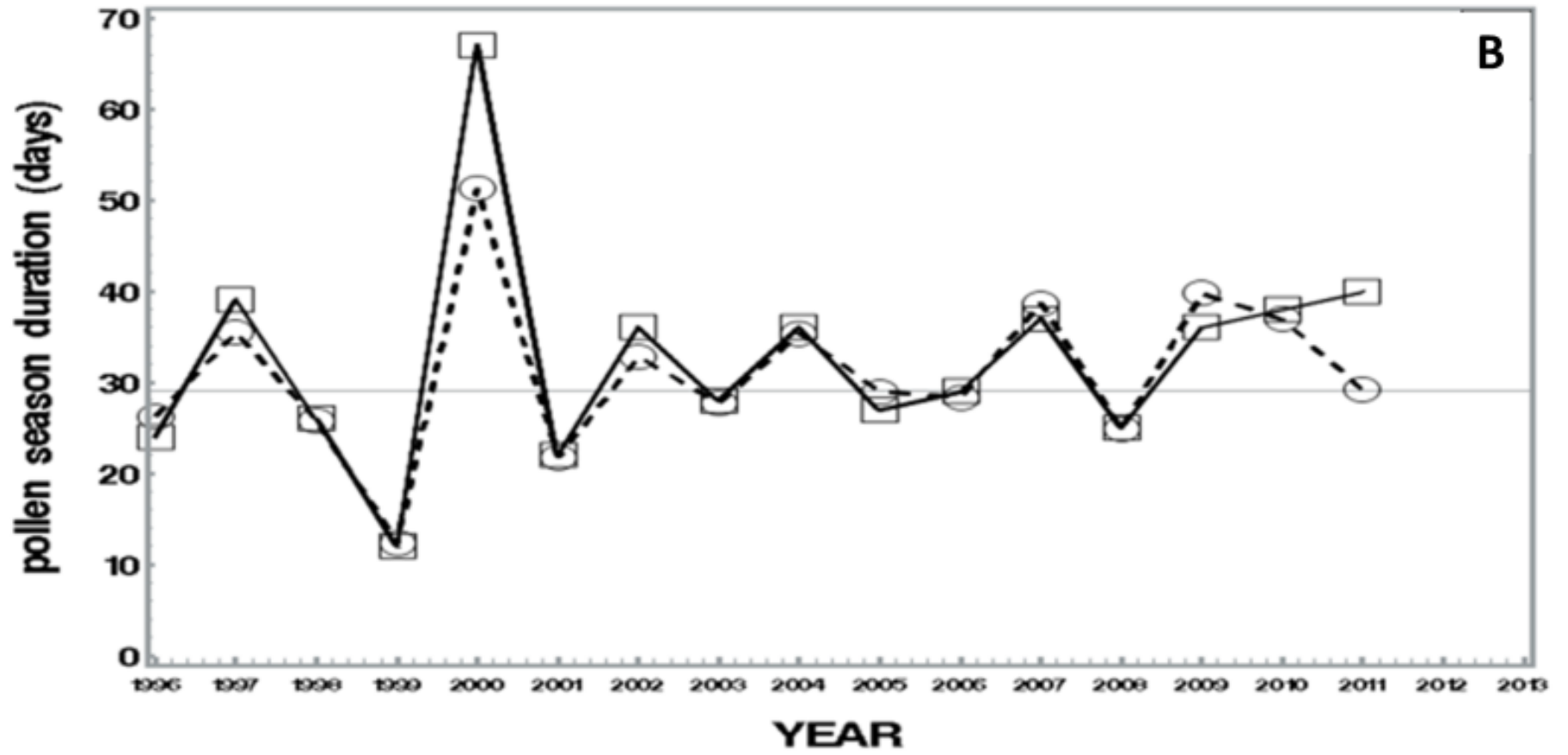
Period 1996-2010 ($R^2=0.9732$)

$$mlength = 61.11932 - 13.41878 * lenso5 + 1.8412 * tmarch - 0.29984 * llength + 1.417 * ltfev + 2.1738 * lnao5 + 2.99488 * lnao7 + 1.33674 * lnao8 \quad (3.7)$$

Period 1996-2011 ($R^2=0.9787$)

$$mlength = 109.37 - 24.87 * lenso5 + 0.63087 * tmarch + 0.72614 * llength + 1.765 * ltfev - 1.864 * lnao3 - 0.49804 * lendD2 + 4.661 * lensoa + 2.1704 * lnao8 + 4.163 * lenso4 \quad (3.8)$$





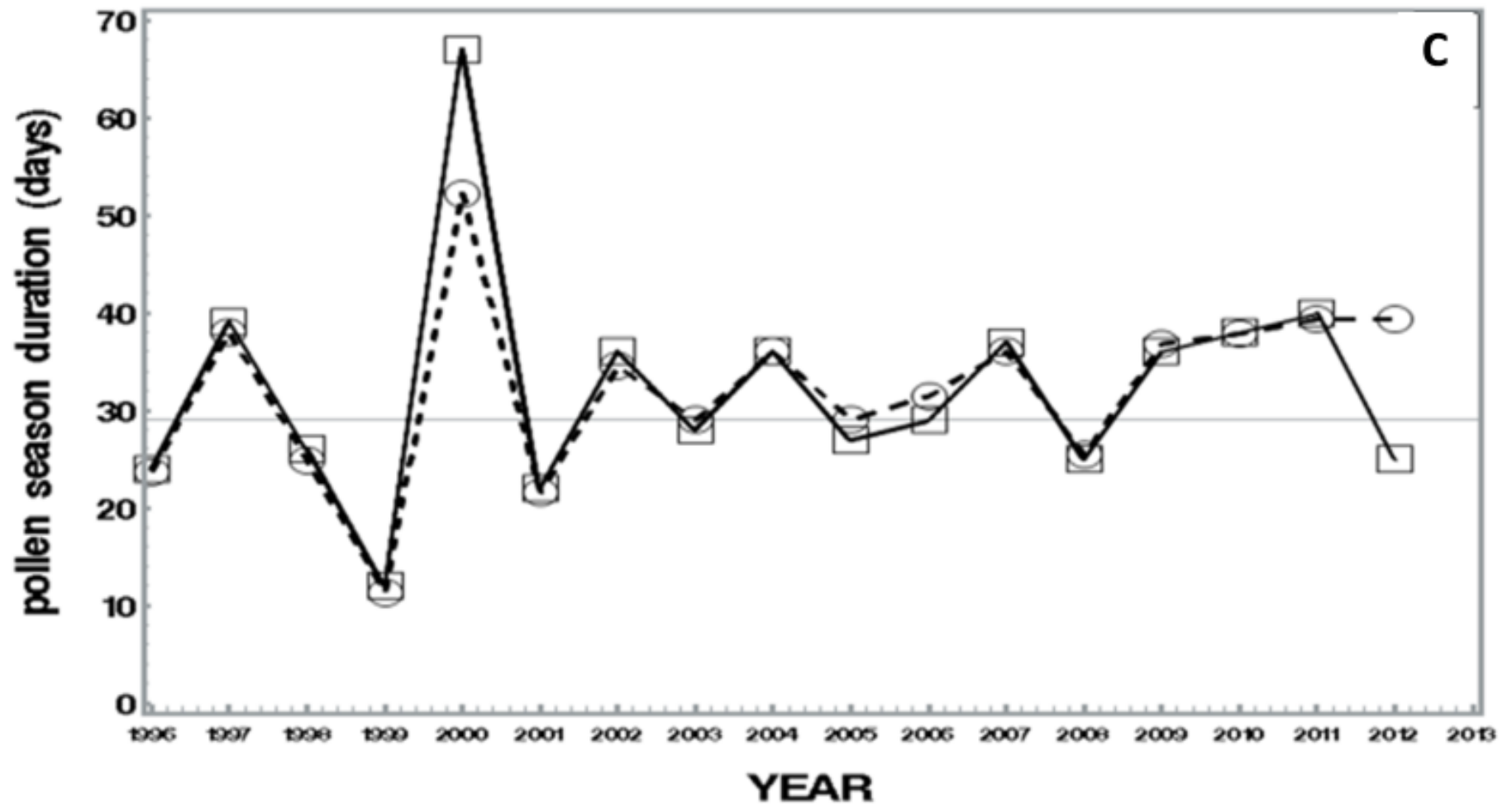


Figure 3.3 As figure 3.2 but for the *duration of the season*. The curve fittings hold for the period A) 1996-2009, the forecast is for 2010, B) 1996-2010, the forecast is for 2011 and C) 1996-2011, the forecast is for 2012. The variance explained corresponding for each period is given in Equations 3.6-3.8. Note: the dotted line represents *mlength* (model) and the solid line the observations. The horizontal line is the long-term average (LTAA).

3.3.3 Predictive model for the birch seasonal pollen index (*mspi*)

The pre-selected predictors for *mspi* are given in Table 3.6 and the final predictors selected among many possible models by the automatic procedure as used above are provided in Table C, Annex 9.3.3 (for the period 1996-2011). For the seasonal pollen index curve fitting, results from the stepwise procedure provide the following results for the best independent predictors: average maximum temperature of the previous summer (*ltsummax*, partial $R^2= 0.3881$), duration of the season of the previous year (*llength*: partial $R^2= 0.1919$), temperature sum above 5°C cumulated up to Julian day 115 of the current year (*sum05_115*, partial $R^2=0.1851$), NAO index of May of the previous year (*lnao5*, partial $R^2= 0.0790$) and NAO index of August of the previous year (*lnao8*, partial $R^2=0.0740$). As previously seen for *mstart* and *mlength*, Figure 3.4A shows that the fitting between model and observation is quite remarkable (for example, $R^2=0.9181$ for the period 1996-2011). Note that the results for other training periods (1996-2009 and 1996-2010) show similar results and are shown in Figure 3.4B and C, respectively. The link between the model seasonal pollen index (*mspi*) and its predictors suggests again an influence of NAO index but no dependency with ENSO/MEI in this case. However, the dependency is stronger with local variables (*ltsummax*, *llength* and *sum05_115*) for this phenological parameter. Note that in Table 3.6, various forms of the sum of temperature prior to the start of the season are well correlated with *mspi* but only one of these predictors (*sum05_115*) is selected to avoid redundancy (i.e. multicollinearity). Note also that the peak of year 1998 is considered here as an outlier (according to Table 3.3, i.e. greater than 2.5 standard deviations and because it shows an abnormal Cook's distance). Therefore, this specific year was not included in the computation of the statistical model for this predictand. However, the peak of 2006 was not considered as an outlier here (since it lies within 2.5 standard deviations) and, in fact, is very well reproduced by the statistical model (Figure 3.4). Equations 3.9-3.11 (see below) present the results of the stepwise procedure summary associated with *mspi* for the three training periods:

Period 1996-2009 ($R^2=0.9316$)

$$mspi = -51844 + 1857.3 * ltsummax - 60.073 * sum05_115 + 134.6 * llength - 1127.92 * lnao5 + 1009.05 * lnao8 \quad (3.9)$$

Period 1996-2010 (R²=0.9195)

$$\begin{aligned}
 mspi = & -59402 + 2153.36 * ltsummax - 51.56498 * sum05_115 + 147.85 * llength \\
 & - 1207.82 * lnao5 + 896.33 * lnao8
 \end{aligned}
 \tag{3.10}$$

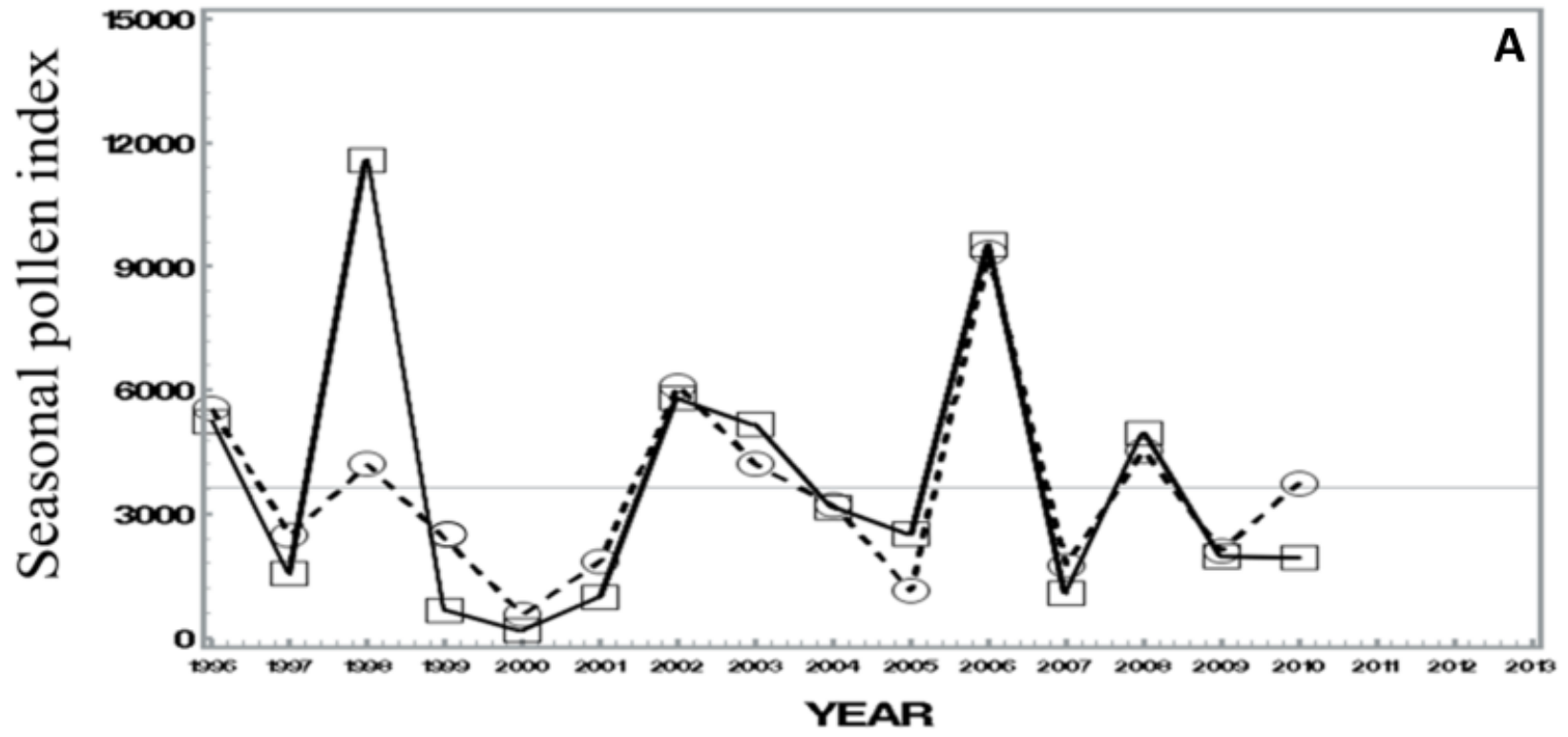
Period 1996-2011 (R²=0.9181)

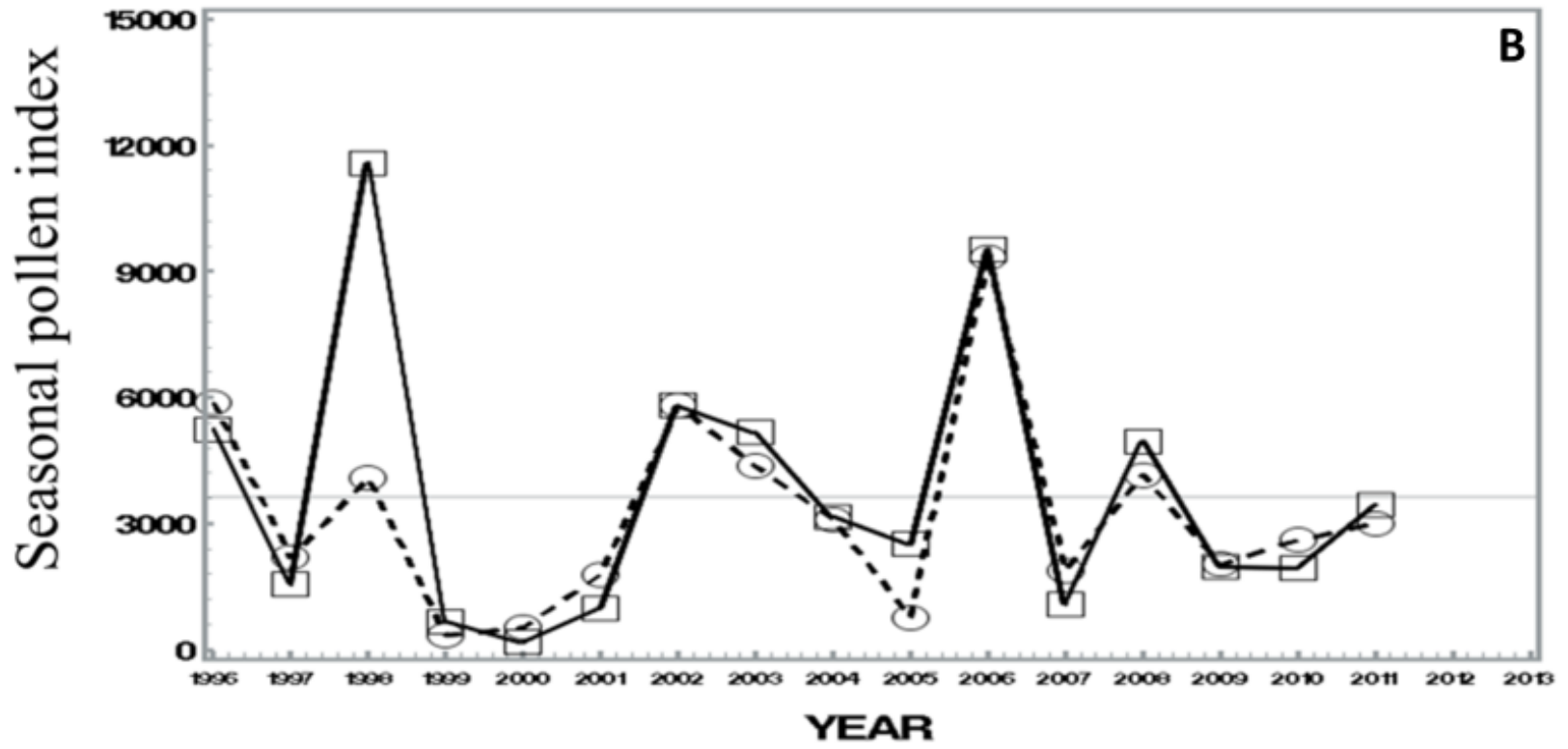
$$\begin{aligned}
 mspi = & -60129 + 2180.25 * ltsummax + 51.0377 * sum05_115 + 150.61 * llength - \\
 & 1229.07 * lnao5 + 851.93 * lnao8
 \end{aligned}
 \tag{3.11}$$

Table 3.6 Pre-selected predictors with significant Pearson's coefficient of correlation (i.e. $p \leq 0.15$) for SPI (seasonal pollen index).

Predictor	Coefficient of correlation	p-value
precipw	0.66286	0.0098
sum03_110	0.57579	0.0312
sum05_110	0.54703	0.0429
sum03_115	0.51000	0.0624
nao2	-0.48312	0.0801
lnao5	-0.48297	0.0802
nao1	0.48281	0.0803
sum05_115	0.45790	0.0997
ltsummax	0.45578	0.1014
llength	0.45356	0.1015
nao3	-0.45248	0.1043
ltsum	0.40822	0.1473
lnao8	0.37981	0.1455
rainj	0.28298	0.1445

Note. The description of the variables used is given in Annex 9.3.1. Current year predictors are indicated by bold character and last year predictor by a letter starting by l (for lag).





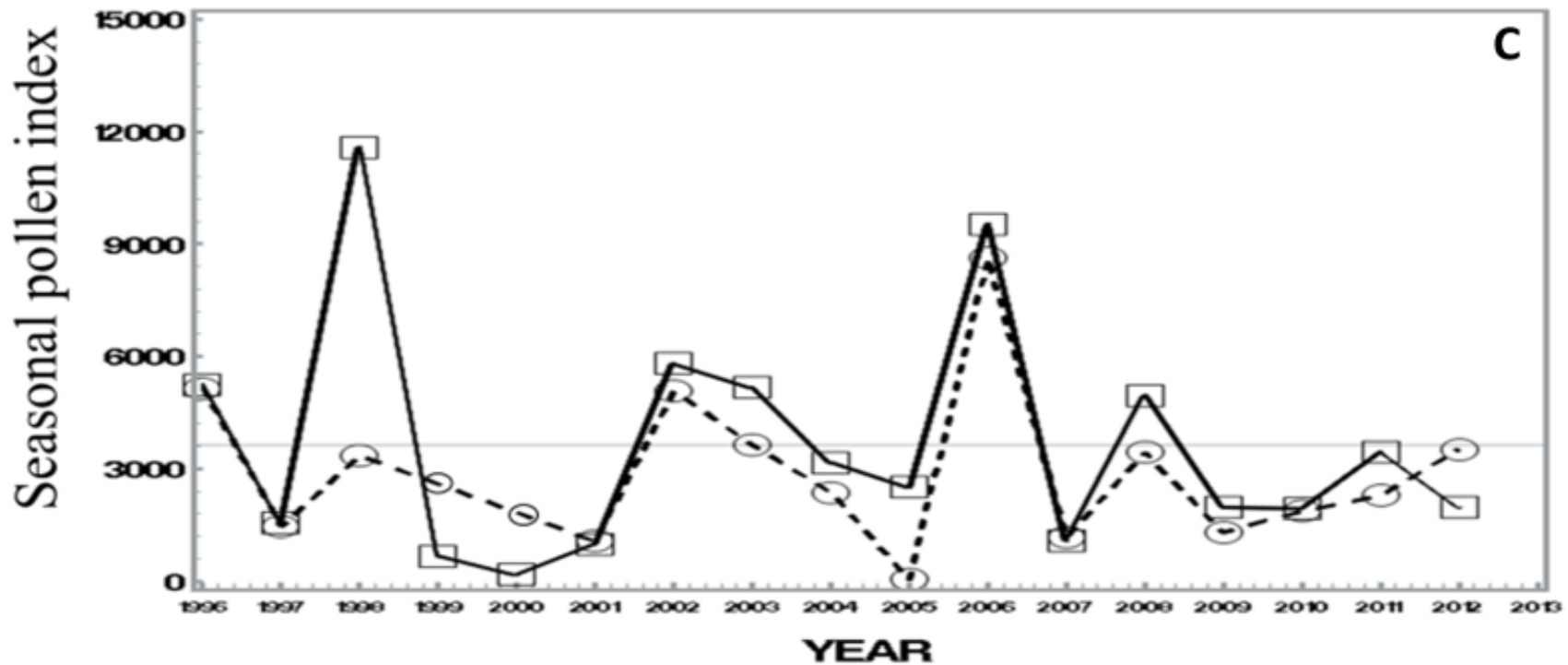


Figure 3.4 As for figure 3.2 but for *mspi* (dashed line) versus observed *pollen seasonal index* (SPI, solid line). The curve fittings hold for the period A) 1996-2009, the forecast is for 2010, B) 1996-2010, the forecast is for 2011 and C) 1996-2011, the forecast is for 2012. The variance explained corresponding for each period is given in Eqs. 3.9-3.11. Note. The horizontal line is the long-term average (LTAA). Year 1998 is an outlier and not used in the regression.

3.3.4 Predictive model for the highest seasonal peak value (*mpeak*)

The link between severity of the pollen season and environmental variables as observed for model SPI or the peak value here is well known in the literature [*Stanley and Linkens*, 1974; *Faegri and Iversen*, 1989; *Andersen*, 1991]. During the pollen season, different daily airborne pollen peak values may occur at different dates. Here, we build a predictive model for the strongest daily peak value of the season in Montreal using the same procedure as before. Note that the peak does not necessarily corresponds to the first chronological peak in the season but rather to the absolute maximum peak of the season. For *mpeak*, the pre-selected predictors are given in Table 3.7. The final selection of predictors obtained from the multiple regression procedure (period 1996-2011) among a large possible number of model combination are respectively, according to Table D (Annex 9.3.3), ENSO/MEI index of March of the current year (*enso3*, partial $R^2=0.3162$), ENSO/MEI index of January of the previous year (*lenso1*, partial $R^2=0.1615$), the pollen seasonal index of the previous year (*lspi*, partial $R^2=0.1727$), NAO index of May of the previous year (*lnao5*, partial $R^2=0.2225$) and, finally, the NAO index of April of the previous year (*lnao4*, partial $R^2=0.0545$). The results suggest that: 1) the strongest predictors are linked with ENSO/NAO global indices, 2) the previous year environmental variables play again a strong role. The link of ENSO/NAO indices seems unequivocal in the case of the peak value. Current and previous year ENSO/NAO combine with the variable *lspi* (seasonal pollen index of the previous year) to bring the variance explained of the model to R^2 beyond 0.90 for all periods (see Equations 3.12-3.14; Table D, Annex 9.3.3 and Figure 3.5). The curve fittings for different periods are presented below:

Period 1996-2009 ($R^2=0.982$)

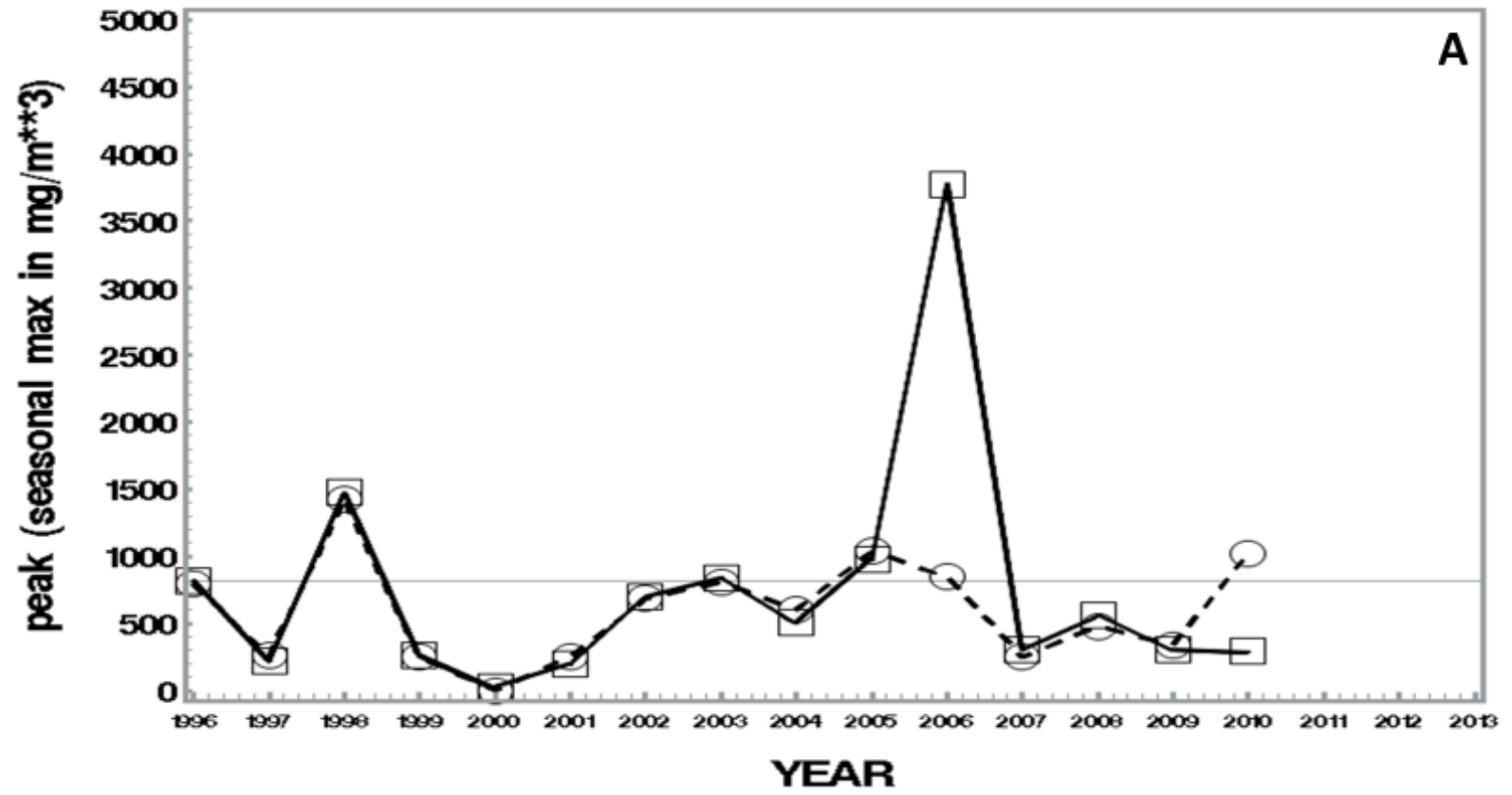
$$mpeak = 972.723 + 235.49*lenso1 + 348.40*enso3 - 0.09707*lisp - 229.8*lnao5 + 179.97*lnao4 - 174.78*lnao7 \quad (3.12)$$

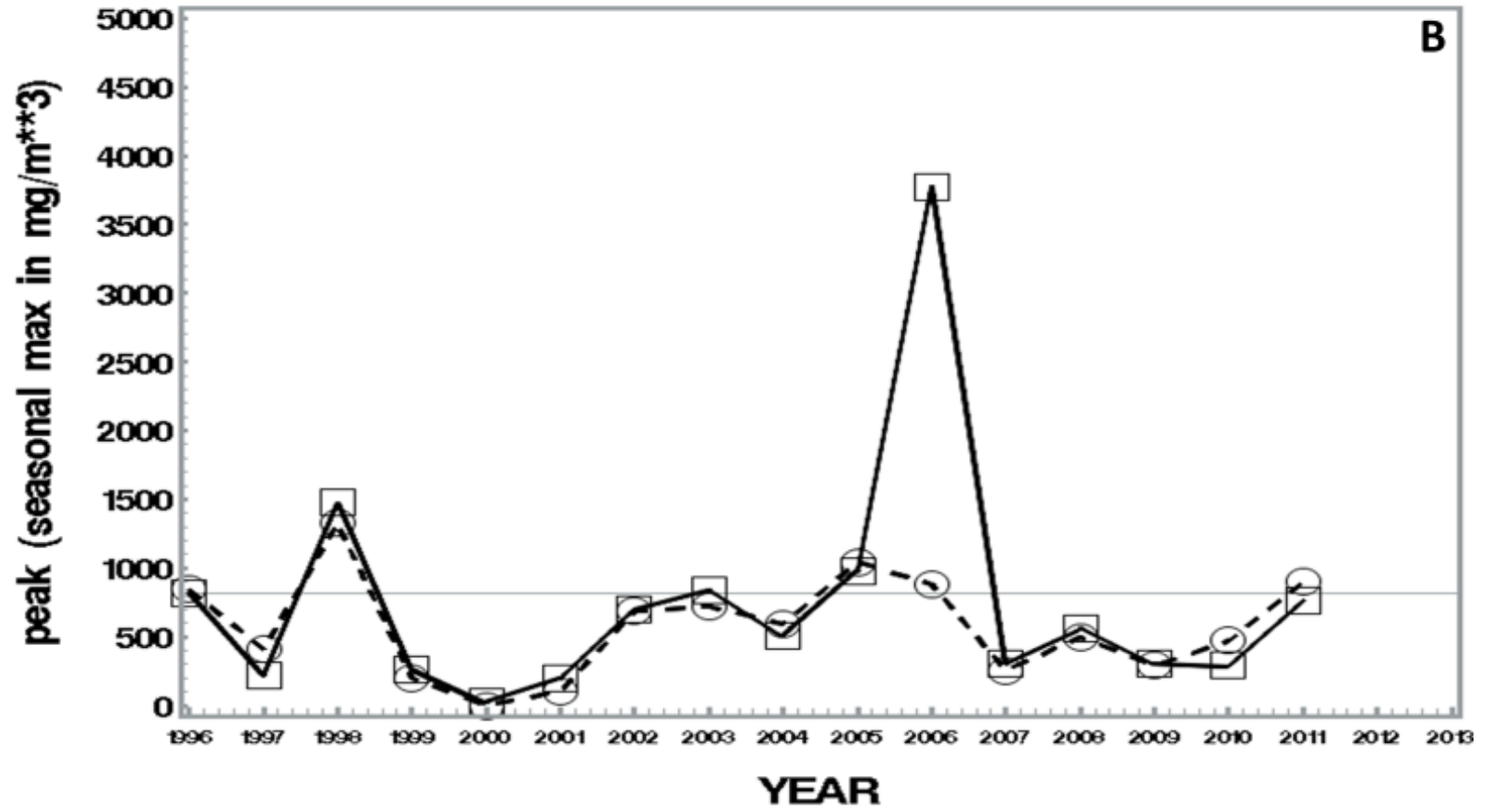
Period 1996-2010 ($R^2=0.9312$)

$$mpeak = 999.53 + 230.18*lenso1 + 257.86*enso3 - 0.11364*lisp - 277.7*lnao5 + 121.86*lnao4 \quad (3.13)$$

Period 1996-2011 ($R^2=0.9274$)

$$mpeak = 970.34 + 220.18*lenso1 + 263.0*enso3 - 0.10713*lisp - 261.3*lnao5 + 118.38*lnao4 \quad (3.14)$$





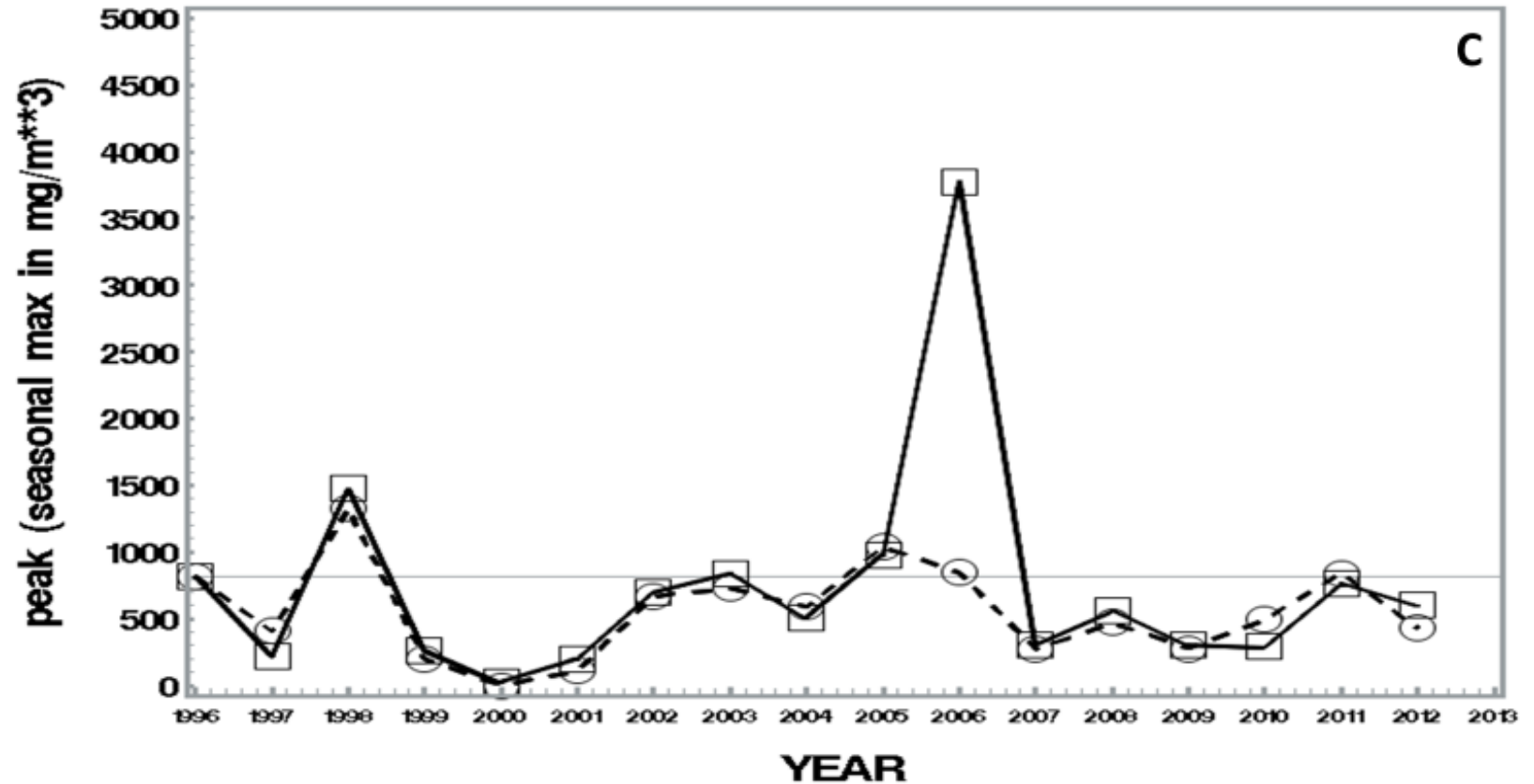


Figure 3.5 As for figure 3.2 but for *mpeak* (dashed line) versus observed *yearly highest peak value* (solid line). The curve fittings hold for the period A) 1996-2009, the forecast is for 2010, B) 1996-2010, the forecast is for 2011 and C) 1996-2011, the forecast is for 2012. The variance explained corresponding for each period is given in Equations 3.12-3.14. Note. Year 2006 is considered an outlier here and not used in the regression. The horizontal line is the long-term average (LTAA).

Table 3.7 Pre-selected predictors with significant Pearson's coefficient of correlation (i.e. $p \leq 0.15$) for *mpeak* (*highest of the season*).

Predictor	Coefficient of correlation	p-value
lenso1	0.71232	0.0043
lenso8	0.69417	0.0059
lisp	-0.65690	0.0073
lnao5	-0.64364	0.0087
lenso9	0.62347	0.0172
precipw	0.57085	0.0209
lnao4	0.57003	0.0335
lenso6	0.56929	0.0336
enso3	0.54229	0.0451
enso1	0.53806	0.0472
lensoa	0.53346	0.0333
lenso10	0.52845	0.0521
lnao12	-0.49884	0.0697
lenso12	0.48289	0.0803
lenso11	0.47012	0.0898
rainj	0.45526	0.0764
lnao9	-0.42180	0.1330
ltsummax	0.41222	0.1126

Note. The description of the variables used is given in Annex 9.3.1. Current year predictors are indicated by bold character and last year predictor by a letter starting by l (for lag).

Note that the year 2006 is now considered as an outlier for the computation of *mpeak* model (observed values of peak greater than 2.5 standard deviations, see Table 3.3 for the value of standard deviation and also due to an abnormal Cook's distance). That year is therefore not considered in the calculation whereas the year 1998 (not an outlier in this case) is very well reproduced by the curve fittings (Figure 3.5). Note that for all statistical models (i.e. Equations 3.3-3.14), the normality of residues and homoscedasticity have both been checked and found reasonable.

The model final selections contain 4 to 9 predictors depending on the given phenological parameter and the given training period. As a summary of the results, Table 3.8 shows the explained variance of different types of predictors obtained for each predictand. As an average, local predictors for the current year and previous year (LOCAL (CY) and LOCAL (PY) respectively) overall together explain about 50 % of the variance while NAO/ENSO global indices about 44% of the variance of phenology predictands (see last line of the table). Of that amount, local predictors of the current year (CY) accounts as an average for about 10% of the variance while local predictors of the previous year (PY) about 40%. ENSO of the current year contributes as an average to nearly 8% of the total variance explained and finally, NAO/ENSO of the previous year

for about 36% (i.e. 19.6% for ENSO(PY) and 16.6% for NAO(PY)). According to the results found, it is then suggested that statistical modelling of phenology should consider ENSO/MEI indices of the previous year and not only heat sum or conditions of temperature/precipitation of the current year as done in many studies in the literature (see Section 3.1). More specifically, predictors based on NAO/ENSO of the current and previous year increase the information content about spatio-temporal variability. These results improve understanding of spring phenology and suggest more complex interactions among environmental factors than previously thought. There is no doubt that local variables contain a great deal of information as well (*lrainf*, *ltsummax*, *tmarch*, etc.) but it is possible that this information be redundant with that provided by NAO/ENSO indices (i.e. NAO and ENSO together would then control the phenology to a degree more important than shown in this study).

Table 3.8 Summary of results for the explained variance obtained by the statistical models for the four predictands (*mstart*: day of the start of the season, *mlength*: duration of the season, *SPI*: seasonal pollen index and *peak*: daily maximum of the season) in terms of the predictor type.

Predictand	Local (CY)	Local (PY)	NAO (PY)	ENSO (CY)	ENSO (PY)	Total variance
<i>mstart</i>	0.1846	0.6478	0.0434	0	0.064	0.9397
<i>mlength</i>	0.0189	0.2131	0.1890	0	0.5576	0.9787
<i>SPI</i>	0.1851	0.580	0.1530	0	0.0	0.9181
<i>peak</i>	0.0	0.1727	0.277	0.3162	0.1615	0.9274
Average	0.097	0.40365	0.1656	0.0791	0.1958	0.9412

Note. CY indicates current year and PY, previous year. The total variance is compiled from results of Annex 9.3.3 for each predictand. The last line (Average) is a composite mean of the four predictands.

3.3.5 Long term trend of observed phenological parameters

Temporal trends of the four parameters of the phenological module studied above have also been evaluated from all available observed time series (1996-2012). For the length of the birch pollen season, a significant trend towards longer season duration has been found (Figure 3.6). The average trend for the length of the season (dashed middle curve) has a slope of 0.26 (i.e. increase of 0.26 day per year for the season duration). The coefficient of correlation found was 0.31 (p-value < 0.10). This value for the trend of the season's length is consistent with other values found

in the literature (see Discussion Section 3.4 for more details). Note that it is interesting to divide the data into two groups: long duration seasons (upper curve in Figure 3.6; $R=0.81$, $p < 0.001$) and short duration seasons (bottom curve; $R=0.59$, $p < 0.05$). Partitioning into these two regimes showed more robust and more significant correlations. In any cases, increasing trends for the duration of the season is expected since it is in line with climate change which translates into an increasing health risk for atopic patients in the future. Note that a higher temperature (as part of climate change scenarios, IPCC 2007a,b) is consistent with an increase of pollen season duration as shown in Equations 3.6-3.8 above since predictors based on temperature (i.e. lt_{fev} , tm_{march}) have positive correlation with the duration of the season (i.e. m_{length}). No significant trends were observed for their remaining predictands (i.e. the seasonal pollen index or peak pollen concentration nor for the date of start of the pollination).

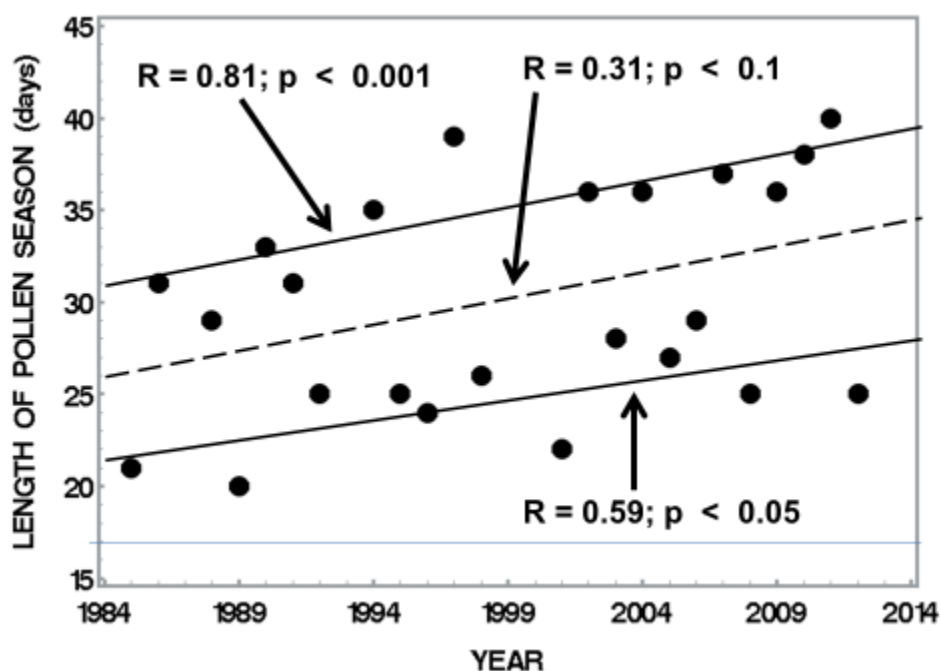


Figure 3.6. Temporal trend for the length of birch (*Betula*) pollen season against year for two cases: long duration seasons only, $R=0.81$ (top line) and short duration seasons only, $R=0.59$ (bottom line). The middle line represents the linear regression curve for all data lumped together (with no stratification between short and long seasons). Note that outliers were removed based on the Cook's distance method [see Cook, 1977; Weisberg, 2013].

3.3.6 Periodogram, and link with an extreme event

For the phenological parameters, cycles between 2-4 years (first peaks to the left on Figure 3.7A through 3.7D) are noticeable. However, this is not exactly consistent with values found in the literature for birch natural cycle which is known to be quasi-biennial [e.g. *Emberlin et al.*, 1993; *Laaidi et al.*, 1997; *Latalowa et al.*, 2002]. We believe that the discrepancy with the two-year cycle can be explained by perturbation due to abnormal or extreme weather events. For example, it is likely that the strong *El Niño* event of 1997-1998 and the following Great Ice Storm of January 1998 affecting Montreal, the Eastern Townships and the New England states in USA [see *Abley*, 1998] have caused perturbations of the tree cycle and therefore abnormal behaviour for several years after the event possibly disrupting the quasi-biennial cycle (high pollen year alternating with a low pollen year). Strong anomalies of the phenological parameters were indeed observed from the aeropalynological data recorded in Montreal in the following few years after the storm (1998-2001) and are obvious on Figures 3.2 through 3.5 (although the year 2000 was recognized as an outlier). For example, the 1998 spring season (few months after the ice storm) had a very strong anomaly for the seasonal pollen index (Figure 3.4). Moreover, the year 1999 (year following the ice storm in Southern Quebec) has the shortest length of the pollen season (duration of about 10 days only, see Figure 3.3). Therefore, it is plausible that the ice storm which affected Southern Quebec and New England in January 1998 (and associated with the strong *El Niño* event 1997-1998) had a deep impact on the phenology producing possible perturbations in the birch cycles subsequent birch pollen season. A study of tree survival after the ice storm revealed high mortality in the following three years [*Shortle et al.*, 2003] in some major source regions affecting Montreal (New England in USA and Eastern Townships as well as the southern part of the Laurentides in Southern Quebec). The period 1999-2001 had rather low pollen seasonal index for birch (Figure 3.4). It is interesting to note that low tree pollen count was also observed in Newark (New-Jersey, USA) during the same three-year period [*Efstathiou et al.* 2011; their Figure 8]. This points towards a role of large scale synchronicity of phenology events as suggested in this research.

According to *Andersen* [1991] damage to plants due to abnormal weather events affects both the amount of pollen dispersal and the pollen germination and likely, as seen here, the quasi-biennial cycle. Hormonal regulation mechanisms can explain biennial tendency (high and low

pollination in succession) but abnormal weather can impact these cycles as well [Andersen, 1991]. In the Northeast US, a decline of birch tree has been noted and the ice storm which also affected New-England (USA) may have served as a catalyst [Halman *et al.*, 2009] for perturbing these natural cycles.

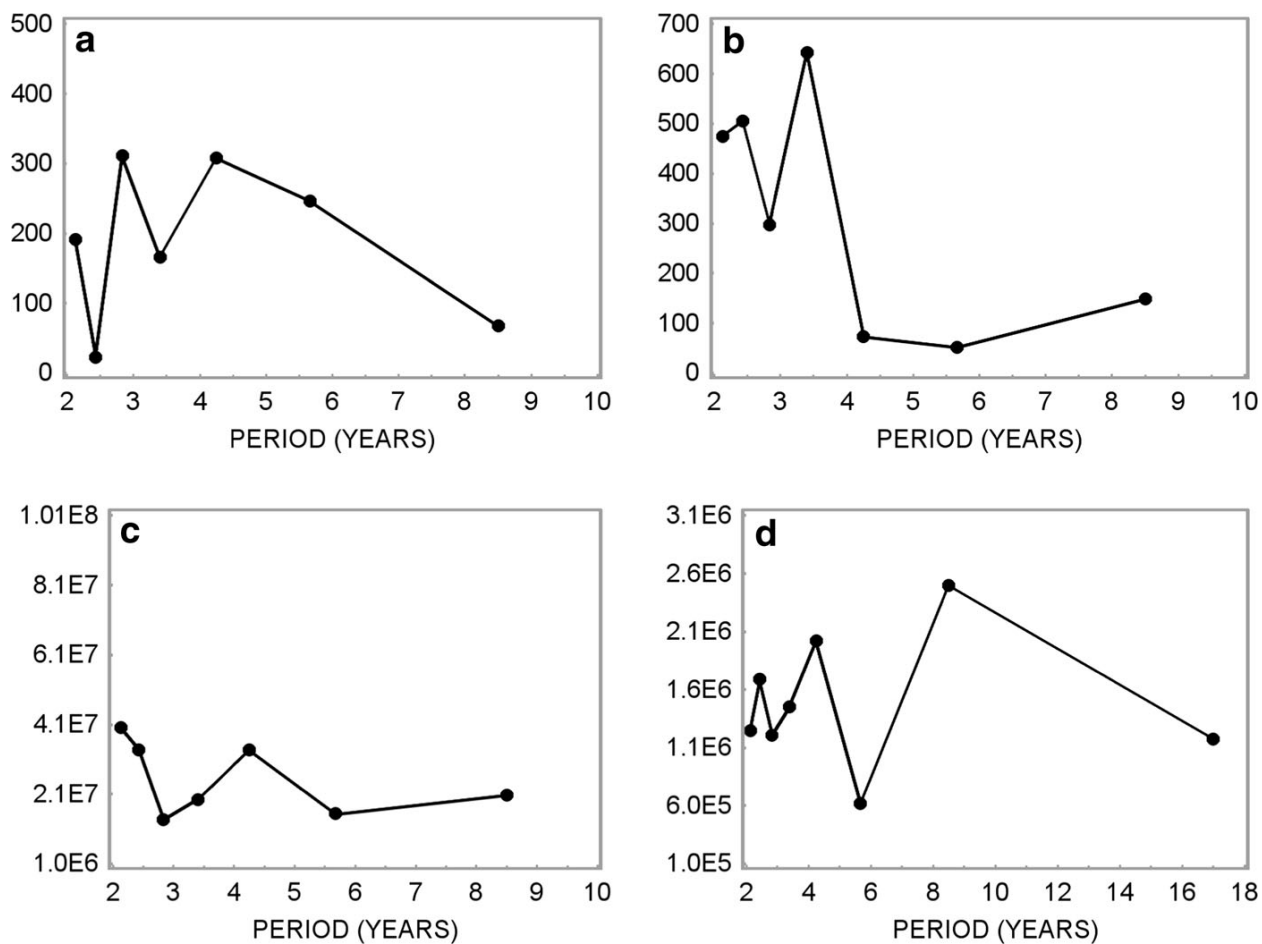


Figure 3.7. Periodograms for observed A) d2start, B) length of the season, C) seasonal pollen index and D) yearly peak value. Black solid lines indicate observed cycles. The vertical axis indicates the spectral density (no units since they show the square of Fourier coefficients).

3.3.7 Validation of statistical models

We distinguish and present here the results of two types of validation for the statistical models: internal and external. Internal validation (same observations used for verification as that used for the curve fittings) is necessary to ensure consistency and to verify absence of gross errors. External validation or cross-validation (see description on section 3.2.7) is also required to estimate the true predictive power of the different statistical models (Equations 3.3-3.14).

3.3.7.1 Internal validation

Mean residuals (that is the mean bias: observation minus prediction, i.e. OmP) and standard deviation of the residuals (i.e. SD. of OmP thereafter) turn out to be small as can be seen from inspection of Figures 3.2 through 3.5 for the predictands (start of the season, length of the season, seasonal pollen index and the peak value respectively). For example, for the curve fitting error of the day of the start of the season, the arithmetic mean of the residuals (mean OmP) and the standard deviation of residuals are very small (about 1% or less, see first line of Table 3.9A) and in any case much more accurate than the calendar's method (i.e. LTAA: about 3% or less, see first line of Table 3.9B) or persistence based prediction (about 5% or less, see first line of Table 3.9C). For the other predictands (length of the season, seasonal pollen index and peak value), mean and standard deviation of residuals are also relatively small and inferior to the values when compared to LTAA (Table 3.9B) or persistence (Table 3.9C).

3.3.7.2. External validation (cross-validation)

The predictive model for the start of the season is excellent with a mean arithmetic bias of 0.5 day, and a total error of about 4 days (Table 3.10A). This is much lower than LTAA or persistence-based model. Note that the total error is computed by taking the square root of the sum of squares of mean and standard deviation of residuals (OmP). The result of Table 3.10A is considered remarkable when compared with results obtained elsewhere (see Discussion Section 3.4 for more details). Note that in Figures 3.2 through 3.5, the last year plotted (2010, 2011 and 2012 respectively) is the one which was obtained in the true forecast mode and used for the external validation. Tables 3.10B-D shows the results of the cross-validation for other predictands. Results show that only for the predictand "start of the pollen season", the statistical model has a superior true predictive power compared to LTAA or persistence.

Table 3.9 Results of internal validation for A) statistical model, B) aeropalynological average (i.e. LTAA or calendar's method) C) persistence (1996-2009, N=14) (NA: non-applicable, NS: non-statistically significant, i.e. $p > 0.15$).

Predictand (1996-2009)	R ² (model vs obs)	Mean OmP (bias)	Std. dev. of OmP
Start of season (days)	0.9079 ($p < 0.15$)	-0.00325 ($<0.003\%$)	1.26 ($\sim 1\%$)
Length of the season (days)	0.9413 ($p < 0.05$)	1.954 ($\sim 7\%$)	7.26 ($\sim 25\%$)
SPI (total nb. grains)	0.9361 ($p < 0.1$)	526.66 ($\sim 13\%$)	2083.5 (50%)
Peak value (nb. grains)	0.9820 ($p < 0.05$)	0.013546 ($<0.003\%$)	52.74 ($< 10\%$)
A			
Predictand (1996-2009)	R ² (clim vs obs)	Mean OmP (bias)	Std. dev. of OmP
Start of season (days)	N/A	-2.392 ($<0.02\%$)	4.151 ($\sim 3\%$)
Length of the season (days)	N/A	2.714 ($\sim 9\%$)	12.542 ($\sim 40\%$)
S0PI (total nb. grains)	N/A	0.857 ($\sim 0.02\%$)	3405.8 ($\sim 88\%$)
Peak value (nb. grains)	N/A	0.615 ($\sim 0.1\%$)	400.9 ($\sim 75\%$)
B			
Predictand (1996-2009)	R ² (persis vs obs)	Mean OmP (bias)	Std. dev. of OmP
Start of season (days)	N/S ($p > 0.15$)	-0.6364 ($\sim 0.5\%$)	5.853 ($\sim 5\%$)
Length of the season (days)	0.303 ($p < 0.05$)	0.7857 ($\sim 3\%$)	22.14 ($\sim 75\%$)
SPI (total nb. grains)	0.135 ($p \sim 0.20$)	251.385 ($\sim 6.5\%$)	5803.8 ($\sim 150\%$)
Peak value (nb. grains)	N/S ($p > 0.15$)	14.636 ($\sim 3\%$)	648.77 ($\sim 120\%$)
C			

Note. The % values are obtained with respect to the long term mean values (the latter are computed using Table 3.3). OmP means Observed minus Predicted and std.dev. stands for standard deviation.

Table 3.10 Results of cross-validation (period 2010-2012, N=3) for prediction based on the statistical model, LTAA, persistence and a combination of LTAA and persistence for the following predictand: A) start of the season (*mstart*), B) pollen season duration (*mlength*), C) seasonal pollen index (*SPI*) and D) seasonal peak value (*mpeak*). OmP means Observed minus Predicted and SD stands for standard deviation.

Period (2010-2012)	Mean OmP (bias) (days)	Std. dev. of OmP (days)	Total error (days)
Start of the season			
Statistical model	0.5008	3.9680	3.9995
LTAA	-6.0667	5.6862	8.3149
Persistence	-0.6667	10.693	10.713
Persis<AA	-3.3667	8.0052	8.6795

A

Period (2010-2012)	Mean OmP (bias) (days)	Std. dev. of OmP (days)	Total error (days)
Length of the season			
Statistical model	-2.600	12.70	12.960
LTAA	4.787	8.503	9.7579
Persistence	-3.667	9.815	10.478
Persis<AA	0.560	9.152	9.1690

B

Period (2010-2012)	Mean OmP (bias) (days)	Std. dev. of OmP (days)	Total error (days)
Seasonal pollen index			
Statistical model	53.33	1702.1	1702.9
LTAA	-1176.9	850.03	1451.7
Persistence	9.20	1469.9	1469.9
Persis<AA	-583.9	1121.5	1264.0

C

Period (2010-2012)	Mean OmP (bias) (days)	Std. dev. of OmP (days)	Total error (days)
Daily max peak value			
Statistical model	-172.94	490.12	519.74
LTAA	-270.3	240.82	362.0
Persistence	98.667	333.37	347.7
Persis<AA	-85.83	257.71	271.6

D

For other predictands it seems that rather a combined average value of LTAA and persistence (persis. & LTAA) based forecasts give the best results (i.e. lowest total error, see Tables 3.10B,C,D). We suggest that the latter predictands have great inter-annual variability (as can be seen in Table 3.3) and therefore are very challenging to forecast even for the upcoming season as far as birch pollen is concerned in our study area.

3.4 Discussion

3.4.1 Importance of ENSO/NAO in phenology

Predictors based on NAO/ENSO often appear in the multiple regression models (i.e. Equations 3.3-3.14), so it deserves more attention here. Table 3.8 suggests that NAO/ENSO together can explain 44% of the total variance (composite average for all predictands). On the other hand, traditional predictors for the start of the season relies on thermal parameters of the environment such as growing degree-days few weeks to few months before bud development (see review in the Section 3.1). The fact that ENSO and NAO indices of the current and previous year come out as significant non-collinear predictors in Equations 3.3 through 3.14 suggests that: 1) phenology is also significantly linked to the variability of global weather patterns not only local predictors, 2) birch trees keep “memory” of the previous year global weather pattern dynamics since both NAO and ENSO of the current year or the previous year have significant correlation with phenology (Tables 3.4-3.8). Moreover, global indices improve substantially the curve fittings as compared to a situation where those were not used (in such case the coefficient of determination substantially drops, and the total error becomes much larger: results not shown). We believe that several variables selected here as predictors have a causal relationship with the phenology rather than just a statistical coincidence. For example, it has been observed that in eastern Canada, an *El Niño* event produces above normal temperatures during the following winter months [*Shabbar and Khandekar, 1996*] and this is known to influence phenology of the following spring. Both ENSO and NAO control is revealed in our study.

3.4.2 Importance of previous year conditions

The importance of past year environmental conditions has been clearly demonstrated in this study and recognized as well in the literature. *Fairley and Batchelder* [1986] observed a strong correlation between the oak pollen season duration and the rainfall during the previous year in Northern California (USA). More recently, these links between tree pollen season duration and environmental variables during the previous year has been noted by some researchers across European countries for birch [*Latalowa et al.*, 2002 for Poland; *Méndez et al.*, 2005 for Spain; *Ranta et al.*, 2011 in Scandinavia]. *Laaidi et al.* [1997] noted that even though trees keep “memory” of current and previous year environmental changes, traditional models of phenology found in the literature do not sufficiently account for it. This is still true nowadays and this is another major point that our study has addressed. Table 3.8 clearly reveals that most of the explained variability by the statistical models presented is linked with predictors of the previous year (indicated by PY). Such predictors explain up to 77% of the total variance (as a composite average for all predictands related to phenology).

For the start of the birch pollen season, the fact that the predictors *lrainf* (rainfall accumulated during the fall season of the previous year) and *ltsummax* (summer average maximum temperature of the previous year) are the best two predictors may, at first glance, seem counter-intuitive. However, several independent observations point towards the validity and the great importance of these predictors and their link with phenology. *Jones* [1995] found that the blooming date is dependent on the amount of rainfall from several months prior to the start of the birch pollen season in UK. *Adams-Groom et al.* [2002] also noticed that rainfall prior to the birch pollen season turns out to be a good predictor in UK. Moreover, recently, *Xie et al.* [2015] have established that wet conditions in the fall (among other environmental stress) is a factor inducing earlier dormancy in deciduous forest of New England (note that this region is one of the source region of Montreal's airborne birch pollen, see Figure 3.1). Other studies (mentioned in *Xie et al.*'s paper) reported a positive correlation between spring and fall phenology. *Rozas and García-González* [2011] suggested that *El Niño-Southern Oscillation* (ENSO) is controlling the regional hydrological regime in Northwest Spain implying a link between ENSO, water availability of the previous year and tree growth of the current year (i.e. a negative correlation between ENSO of the previous year and tree growth of the current year). The latter relation has similarity with our results

(lenso5 is negatively correlated to mlength, Table 3.5). Moreover, according to *Antépara et al.* [1995], water availability plays a role and the amount of rainfall prior to the pollen season could be an important predictor since tree roots can penetrate the phreatic mantle. The latter would be consistent with a strong negative correlation between lrainf (autumn rainfall of the previous year) and the start date of the pollen season as found in our study. Similarly, *Xie et al.* [2015] also reported that a heat-stress (directly related to the predictor ltsummax in our study) has also an impact on the next fall dormancy. All these independent studies seem to support our results that is the ENSO dynamics and local predictors of the previous months and even through the previous year which act together and have a control over the start date or the length of the upcoming pollen season. In fact, Table 3.4 shows that various form of ENSO/MEI (ensowin, lenso12, lensof) have coefficient of correlation significant (R greater than 0.5, p -value < 0.05) with d2start (Julian date for the start of the season). The third best non-collinear predictor for the starting date is tmarch (mean temperature of March of the current year; see Annex 9.3.3, Table A). This finding for our study area agrees with *Stach et al.* (2008) for the case of birch (*Betula*) in Europe. Similarly, according to *D'Odorico et al.* [2002], late-winter temperature has a strong influence on spring phenology at the mid and high latitudes so that higher spring temperatures are associated with earlier occurrences of the phenodates. Finally, *Spijksma et al.* [1995] found that air temperature two months before the beginning of the birch season was strongly related with the start date of pollination. This result has been successfully reproduced in our study. In the case of the duration of the pollen season for birch, all the non-collinear predictors (except tmarch) are linked with the previous year predictors (Annex 9.3.3, Table B). Similarly, for the seasonal pollen index (SPI), and peak (Annex 9.3.3, Table C and D respectively), most of the predictors belong to the previous year. The strong relation found between the environmental variables of the previous year and SPI has been noted elsewhere in several studies [mostly in Europe, see *Ranta and Satri, 2007; Stach et al., 2008*] and then give support again to our study. Note that predictors used for the previous year correspond to the idea that the memory of birch trees is roughly two years (quasi-biennial cycle, as discussed above). On the other hand, global indices have a growing importance in relation with climate change and its impact on ecology [*Ottersen et al., 2001*]. Finally, we believe that it is important to consider a large number of predictors (as in Annex 9.3.1) in order to identify

confounders²⁷ and non-traditional predictors and not simply use classical simple predictors (temperature, heat sum and precipitation few weeks or months before the upcoming season). We believe that previous studies of phenology might have missed useful predictors such as NOA/ENSO and the lag effect of the previous year, in agreement with *Linkosalo et al.* [2006].

3.4.3 Numerical comparison of results with other studies in the literature

The current approach in the literature of using phenology predictors only based on thermal units of chilling and warming of the current year [*Pauling et al.*, 2014] or to consider finer spatio-temporal scale to study phenology (down to growing degree-hour resolution for example, see *Rea and Eccel*, 2006) was not adopted in our study. The choice of a statistical multivariate model such as presented here to forecast phenology was made because: 1) simple models such as the sum of heat (popular in Europe) did not correlate well with the start of the pollen season in Montreal for many predictands including the start date of the season, 2) the level of noise in the observational data used to construct phenological models is usually high [*Siljamo et al.*, 2008a,b]. On the other hand, introducing too much complexity in phenological models (i.e. process-based, computational intelligence models, etc.) has not shown to bring any gain in Europe [see review in *Sofiev and Bergmann*, 2013]. We believe that the use of multivariate statistical models such as those presented here is an acceptable alternative to other kinds of approach for *Betula* phenology and we have found that the performance of the forecast for the start of the pollen season seems superior to other statistical method shown in the literature for similar problems.

In fact, the methodology shown in this paper was proven efficient with R^2 superior to 0.90 for all models of predictands. Such high coefficient of determination has rarely been obtained in phenological studies. For example, in a study published by *Adams-Groom et al.* [2002] (AG02 thereafter), the prediction of the start of the birch pollen season in the UK was attempted and R^2 (coefficient of determination) obtained was about 84% (average of 3 sites in UK) for the explained variance whereas in our study, R^2 is superior to 90% for all cases (see Equations 3.3 to 3.5), i.e. our actual and predicted time series are closer to observations than that in AG02. Moreover, in AG02, the mean number of day difference between predicted and actual start dates for their study

²⁷ A confounder has the property of correlating (positively or negatively) with both the dependent and independent variable [see *Montgomery*, 2005 for further details].

period was 5 days for London, 3 days for Cardiff and 1.5 day for Derby, respectively. For the test years, the mean difference was 1, 4.5 and 7.5 days for the 3 sites in UK in AG02 (average of 4.33 days when all sites combined) whereas our study shows only 0.5-day difference as an average (i.e. mean OmP) using independent data with a total error of about 4 days. *Galán et al.* [2001] (cited in *Sofiev and Bergmann*, 2013, Chapter 4) obtained a mean absolute bias of 4.8 days (with an RMSE in the range 6.2-7.8 days) for the start date for olive in Spain whereas *White et al.* [1997] obtained mean absolute errors in the range 5.3-7.1 days for deciduous forests and grasslands in the temperate zone. Our predictive model for the starting date of birch shows a random error of about 4 days, a mean bias of 0.5 day and a mean absolute bias of about 3 days. These figures are largely inferior to errors found in the studies described above. Note that an accuracy of 4 days for the random error is an excellent result since it was established that irreducible uncertainties in the timing of the season are of the order of the meteorological turnover time which is about 3 days [*Siljamo et al.*, 2008a,b]. However, for the remaining phenological parameters (length of the season, SPI and peak values) the statistical models developed here show more error (when compared to independent data) than that obtained with long term average aeropalynological data (calendar's method) or persistence-based forecast. This is likely due to a very high inter-annual variability of phenology and the lack of perfect normal (Gaussian) behaviour (as it can be seen in Table 3.3) for these predictands. In any cases, more independent data is needed in the future to confirm these results.

As far as trend is concerned, in our study, we noted a significant increase of the pollen season duration of about 0.26 day per year (2.6 days per decade; see Figure 3.6) for birch as seen above. In Europe, *Frey and Gassner* [2008] found an increasing trend of 0.4 day per year for the length of the season also for birch. According to *WHO* [2003b], during the last 30 years, the length of the growing season has increased about 10-11 days for most species (i.e. about 0.3 day per year). Although the agreement is reasonable, we speculate that different trends in different areas of the world could be explained by spatially non-homogeneous upward temperature trends related to different impacts of global warming and plant distribution. Note that these results contrast with *Bapikée* [2005] who found no significant trend in any phenological parameters for birch (*Betula spp.*) for the period 1985-1998 using data collected in Montreal (UdeM site). This could be explained by the fact that the more recent period of data used here (1996-2012) shows more evidence of climate variability than the former period.

3.5 Summary and conclusions

This Chapter is the first analysis of pollen time series and phenology forecasting for birch in Canada. The intent of this research was:

1) to study the time series of birch pollen in Montreal (Canada) and to build statistical models for predicting phenology for the upcoming season (few weeks in advance) for the following predictands: starting date of the pollen season, length of the season, seasonal pollen index and peak value for birch tree pollen in the Montreal region and surrounding areas,

2) to evaluate the role of global weather indices (NAO, and ENSO/MEI) and the previous year environmental factors as statistical predictors of phenology in our area for the current year,

3) to perform a trend and a spectral analysis of the pollen time series.

Since numerical pollen forecast requires phenological data, a precise prediction of the predictands related to phenological few weeks in advance is of paramount interest. As a matter of fact, the latter information can be potentially used as a guide to start medicating for asthma, allergic rhinitis and other allergenic disorders. More importantly for aerobiologists, the prediction of phenological parameters of the upcoming season is of relevance as input to numerical models of pollen dispersal [e.g. *Helbig et al.*, 2004; *Sofiev et al.*, 2006a,b; *Zhang et al.*, 2014]. Many uncertainties affect the phenology and a great deal of inter-annual variability could explain the lack of predictive power of some phenologically related parameters. Moreover, the fact that some predictands show non-Gaussian behaviour (such as SPI and peak, figures not shown) could be a potential drawback for the use of linear statistical model to predict for the upcoming season. Nevertheless, the importance of these predictands is less in the context of this thesis (as compared with mstart and length) and therefore not critical for the following. However, in the future non-linear models (GAM, MARS, RANDOM FOREST) could be used since they are more adapted for non-gaussian behaviour than STEPWISE models.

The role of global weather indices for the current and the previous year has been shown to be important for all predictands. It is of interest from a scientific point of view to notice the fact that NAO and ENSO have both significant correlations with all predictands related to phenology for birch in eastern North America. These weather teleconnections indices present the advantage that they provide robust correlation with phenology and they could be easily and freely obtained from NOAA websites. We suggest that NAO/ENSO global indices for both current and previous year

should be included into phenology models in the future since these global indices have a much higher spatial representativeness than local variables and seem to explain a significant amount of the variability. Moreover, global indices will have a growing importance in the future in relation to climate change and its impact on ecology [Ottersen *et al.*, 2001]. Finally, damage to trees due to extreme weather should also be considered since they obviously perturb phenology as suggested in this research and recognized in the literature. We believe that this study is innovative since it is the first time as far as we know that phenology is investigated with a statistical analysis encompassing a large basin of potential predictors (over 60) including global indices such as NAO and ENSO in Canada or elsewhere. It is likely that the implications and the methodology adopted in this paper are quite general and could be applicable to other plant species and to other geographical areas sensitive to NAO/ENSO variations and to. The conclusions of the study are summarized here:

- 1) NAO and ENSO are among the best statistical predictors for predictands related to phenology in our study area (Montreal, Canada) together explaining, as an overall average, 44 % of the variance, whereas local environmental predictors could explain up to 50% in average (see last line of Table 3.8),
- 2) the previous year predictors (PY) were found to explain an overwhelming amount of variability (77%) as compared to predictors of the current year (i.e. CY, 18%),
- 3) independent validation shows that the forecasting for the upcoming season was found successful for the start of the day (mean bias of 0.5 day and total error less than 4 days) while for other predictand, the inter-annual variability was found too large for accurate prediction enough to beat the forecast based on persistence or calendar's method,
- 4) pollen time series observed in Montreal show a trend towards longer birch pollen season (increase of 2.6 days per decade) in agreement with similar European studies.

Future work will combine satellite data, phenocams network (<https://phenocam.sr.unh.edu/webcam/about/>) with regional scale statistical models as developed in this study to eventually represent better phenology on a larger scale.

Paragraphe de liaison

Dans ce qui suit (Chapitre 4), on décrit la plate-forme de simulation de base (GEM-MACH) et les ajouts qui ont dû être faits pour simuler le pollen aéroporté (*Betula spp.*). Le résultat de l'article 1 (exposé au chapitre précédent) qui décrit un modèle statistique phénologique original (basé sur les indices de téléconnexions NAO, ENSO, deux prédicteurs non-traditionnels) sert d'intrant au prochain chapitre (i.e. l'article 2) qui porte sur la simulation numérique du pollen, i.e. émission, transport et déposition. On effectue ensuite dans ce chapitre des simulations de base (simulations de référence) qui sont comparées d'une part avec les données de pollen *Betula* mesurées au site de l'Université de Montréal et d'autre part avec les prévisions quotidiennes de Météo-Média (Weather Network) ainsi qu'avec la persistance et la méthode du calendrier pollinique. La difficulté de la modélisation du pollen des espèces arborescentes réside principalement dans la manière dont les émissions de pollen doivent être intégrées à la plate-forme de simulation compte tenu de : 1) l'incertitude des processus d'émission, 2) la forme aérodynamique différente de celle des aérosols traditionnels, 3) qu'il existe très peu de détails existant dans la littérature sur le sujet, et 4) du fait que les processus météorologiques près du sol (i.e. couche limite atmosphérique) sont difficiles à reproduire correctement, ce qui rend incertain la proportion de pollen qui est aérosolisée ainsi que les trajectoires des grains de pollen après leur émission. Finalement, une connaissance et une compréhension poussée du code informatique de la plateforme de simulation est nécessaire pour intégrer le pollen aéroporté dans le processus de modélisation ce qui ajoute aux difficultés. Les paramètres phénologiques ainsi que le module d'émission sont intégrés dans le script de lancement d'une version communautaire du modèle météo couplé avec la qualité de l'air (modèle GEM-MACH, voir Annexe 9.2.1 et 9.2.2 pour les détails du modèle et Annexe 9.7.3 pour le code de lancement du modèle).

Notez qu'au moment d'écrire ces lignes, le Chapitre 4 était en préparation pour soumission sous forme d'article dans la revue *Atmospheric Environment*. Alain Robichaud a été le principal artisan de tous les aspects de cet article. Paul Comtois a fourni les données de pollen et a suggéré l'article décrivant le modèle d'émission pollinique.

4 Numerical modelling of *Betula* pollen dispersion in eastern Canada

Alain Robichaud^{1,2}

Paul Comtois¹

¹Université de Montréal, ²Environnement et Changement Climatique Canada

ABSTRACT

The objective of this research is to present the first numerical simulation of *Betula* pollen dispersion in Canada in the context of a weather forecast model coupled with an air quality model (based on atmospheric chemistry). The primary goal is to establish a proof of concept by obtaining reliable numerical simulations of 3-D distributions of tree pollen (*Betula spp.*) and to demonstrate the importance of medium and long-distance transport of this genus in Canada. Then, it is possible to produce spatio-temporal maps of the tree pollen and thus better characterize its dispersion allowing a better understanding of the aerobiology of *Betula*. These simulations also help to quantify levels of combined exposure (pollen and pollutants) to the population. The advantage of using such a coupled modelling system is that the airborne pollen model outputs can be directly compared with the air pollutant and meteorological model outputs being co-located in space-time and hence it becomes easier to evaluate the areas at risk in the context of the synergy pollen-pollutant-meteorology. Some inputs are required for the simulation and are: 1) the digitized vegetation map (*Betula*), the digital initial fields (meteorological and chemical) to initialize the models, and 3) the meteorological pilot fields for the regional interior grid. The output is a digitized geographical map describing the three-dimensional spatial and temporal variations of *Betula* pollen fields. The simulation results are compared with pollen observations in Montreal (obtained from the department of geography of Université de Montreal) and with the statistical forecasts of *Betula* issued daily by Weather Network at several locations in the province of Quebec and elsewhere. The comparisons were found satisfactory and are superior to forecasts based on persistence or pollen calendar (climatology) which clearly demonstrate that a numerical prediction air quality model can be used successfully to simulate the emission, transport and deposition of tree pollen in Canada. By comparing the results of simulations with Weather Network forecasts, it

has been possible to establish that the spatial representativeness of the phenological model used for *Betula* pollen is within about 400-500 kilometers for a given site where such a model has been established. This limits the validity of the simulations beyond this distance. Another result of scientific importance obtained here is that *Betula* pollen episodes (observed or simulated) in Montreal occur only when the average daily temperature is in the range of 10 to 18°C. This is of interest for atopic patients suffering from tree pollen allergies to take adaptive measures since the temperature forecast by meteorological models are usually quite accurate several days in advance. In addition, an original method has been used to quantify the contribution of the source regions (by successive activation/shutdown of the pollen emission associated with each source region). The result is that for the 2012 pollen season, the majority (88%) of the *Betula* pollen measured in Montreal was transported from the Laurentides region, particularly the Basses Laurentides region (53%) followed by the Hautes Laurentides (35%). Finally, it was found that less than 1% of the pollen simulated in the Montreal area comes from local sources. This confirms that Montreal's metropolitan area is heavily influenced by medium-distance transport (sources that are within a distance range of 30-500 km away from Montreal) and to a lesser extent to long-distance sources (located more than 500 km) but by no means influenced significantly by local sources. Since Montreal is a major urban center, local and regional pollution could also increase the risk and exposure to the population in a context of synergistic pollen-pollution-weather conditions as suggested by the numerical simulations presented of both pollution and *Betula* pollen. However, results obtained for 2012 could be significantly different for another year due to the great interannual variability of pollen emissions on one hand and meteorological systems on the other hand.

4.1 Introduction

Pollen allergies are among the most common respiratory problems worldwide and they are likely to increase in the future due to climate change and growing urbanization [D'Amato *et al.*, 2001;2007; 2105; EPA, 2008b]. In Northern Europe, according to WHO [2003b], about 15 % of the population is sensitized to birch (*Betula*) pollen and this proportion is likely to be similar in Canada in regions where this genus is present. It has been known for at least two decades that, in presence of urban pollution patients are more sensitive to allergens [Lajoie, 1992; Behrendt *et al.*, 1997; D'Amato *et al.*, 2001; Cashel *et al.*, 2004; Majd *et al.*, 2004; de Weger *et al.*, 2013]. Not many studies are available for Canada but it is very well accepted that the birch pollen is considered the most allergenic tree pollen [Guérin, 1993; Dales *et al.*, 2008] and contribute to trigger or exacerbate allergenic airway disease (AAD) in sensitized Canadian population especially in presence of pollution. Several common tree pollens including birch are an important cause of acute exacerbations of asthma severe enough to require hospitalization in urban Canada [Dales *et al.*, 2008].

Recent advancements in modelling including coupled meteorological-chemical models and vegetation databases have allowed some progress in simulation and prediction of pollen and air pollutants affected by the transport/dispersion of medium and long distance (TDMLD) [see a review in Efstathiou *et al.*, 2011; Sofiev and Bergmann, 2013; Zhang *et al.*, 2014]. Tree pollen together with air pollution (e.g. ozone, fine aerosols and nitrogen oxides) present a double threat to human health and patients suffering of respiratory disease [Behrendt *et al.*, 1997; see de Weger *et al.*, 2013 and Shahali *et al.*, 2013 for a review]. Therefore, simulating transport and dispersion of birch pollen is a first important step towards adaptation and prevention especially if integrated within an air pollution simulation framework [Sofiev and Bergmann, 2013; Zhang *et al.*, 2014].

As a prototype study here, birch²⁸ (*Betula*) was selected because 1) the *Betula* pollen measured in the Montreal region is at times high and likely brought by the transport/dispersion at medium-long distance (TDMLD) from major source regions, 2) the pollen emitted quantity is much larger than most of other tree species [Ranta and Satri, 2007], and 3) birch is an important

²⁸ Birch is a broadleaved deciduous hardwood tree of the genus *Betula* in the family *Betulaceae*.

allergy plant [Guérin, 1993; WHO, 2003b; D'Amato *et al.*, 2007] and therefore has a significant public health issue especially over polluted urban environment such as Montreal which is heavily populated (second highest urban population of Canada).

4.1.1 Importance of TDMLD

It has been known for decades that most of the pollen is deposited near the source plant [Raynor *et al.*, 1970; Tampieri *et al.*, 1977]. According to Gregory [1978], only about 10% of the total number of pollen grains can be transported over larger distances. However, the health impact can be substantial for allergic patients if the pollen subjected to the TDMLD arrives before the start of the local pollen season. At a given location, birch pollen may be an important source of remote allergens for various reasons : 1) their pollen grains are quite small and buoyant to facilitate the transportation over long distance if the weather is suitable [Sofiev *et al.*, 2006a; Sofiev *et al.*, 2013a], 2) TDMLD birch pollen is more dangerous than local pollen because it has more potency (more allergenic) especially if they have passed over polluted regions [see Sofiev and Bergmann, 2013], and 3) the threshold levels for provoking symptoms are low for sensitized people [de Weger *et al.*, 2013] so even if there is no local source, TDMLD could bring birch pollen concentrations up above these thresholds. This could explain why the pollen transported over long range is less numerous but more dangerous than the local pollen as suggested by Wallin *et al.* [1991] and Laaidi *et al.* [1997].

Evidence and importance of TDMLD has been recognized in the context of airborne pollen by numerous authors in Europe and in America since the last century [see Erdtman, 1937; Gregory, 1973,1978; Mandrioli *et al.*, 1984; Prentice, 1985; Di-Giovanni *et al.*, 1989; Hjelmroos, 1991; Rousseau *et al.*, 2003; Pasken and Pietrowicz, 2005; Sofiev *et al.*, 2006a,b, Mahura *et al.*, 2007; Siljamo *et al.*, 2008a,b; Ranta *et al.*, 2008; Sofiev *et al.*, 2013a]. TDMLD is important for allergy sufferers because wind patterns and turbulence could bring remote allergenic pollen in areas where there are no local allergenic sources or before the local pollen season has started [Pasken and Pietrowicz, 2005; Sofiev *et al.*, 2006a,b; Siljamo *et al.*, 2008a,b; Sofiev *et al.*, 2013a]. For example, *Betula* pollen disperses so efficiently that in Scandinavian countries it is a problem several weeks before the local flowering since it is transported from neighbouring countries such as Poland, Germany, Baltic states and Russia where the flowering stage starts earlier [Hjelmroos, 1991; Sofiev

et al., 2006a,b]. In Moscow, the first pollen grains of the year are observed in the first part of April whereas the local flowering often starts at the end of the month [Siljamo *et al.*, 2008a,b]. TDMLD pollen is also of significant importance in North America: in USA, Hall [1990] showed that between 20% and 60% of the pollen grains deposited in their pollen traps originated from medium or long-range transport. In Tulsa (Oklahoma) *Juniperus asheii* is regularly measured each year several hundreds of kilometers away from its source [Rogers and Levetin, 1998]. Mandrioli *et al.* [1984] found that the three-dimensional pollen distribution of *Corylus L.* is strongly influenced by meteorological conditions. Sofiev *et al.* [2006a,b] pointed out that birch (*Betula L.*) pollen can stay airborne many days and typically travel distances of about 1000 km and more. Note, however, that in the absence of vertical motion and vertical mixing associated to thermal or mechanical turbulence caused by topography (i.e. horizontal homogeneous conditions), the pollen could not travel over such long distances [Helbig *et al.*, 2004]. Curiously enough, in Canada, studies about TDMLD for tree pollen are almost non-existent despite the potential importance and impact on population. In Montreal (Canada), elevated birch pollen count is often observed during the spring season (see Robichaud and Comtois, 2017, their Table 3) although the local birch population is relatively small (less than 5% density according to Figure 3.1). This local birch population is certainly not contributing much to elevated local airborne pollen count which is typically witnessed every spring in the region and which could sometimes reach few thousand grains per cubic meter during *mast* year (i.e. year of abundant production such as year 2006, see Robichaud and Comtois, 2017). Finally, birch pollen modelling is challenging also because it presents a great interannual variability [Laaidi *et al.*, 1997 for Europe; Goldberg *et al.*, 1988 for Scandinavia, Latalowa *et al.*, 2002 for northern Poland]. This is likely due to strong interannual variability of meteorological and plant physiology factors [Dahl *et al.*, 2013]. Currently, in Canada, there are no established methods for estimating pollen emissions and 3-D pollen simulation over large areas.

4.1.2 Modelling birch pollen in a mesoscale meteorological-chemical framework

Meso-scale²⁹ atmospheric models are required to better understand TDMLD because complex phenomena are involved at that scale. Pasquill [1969] is the first who mentioned that a

²⁹ Meso-scale phenomena take place at a horizontal scale from 2 km to 2000 km corresponding to temporal scales of 1 to 48 hours [Fujita, 1986].

combination of meso-scale differential advection and vertical mixing is particularly efficient for transport especially if a low-level wind jet is present [*Isard et Gage*, 2001]. Without these two phenomena, the pollen particulate would deposit on the surface or on vertical obstacles and would not travel very far. More generally, according to *Laaidi et al.* [1997], pollen dispersion is determined by the following factors and their interactions:

- wind which disperses the pollen in the horizontal plan,
- atmospheric instability which produces turbulence, vertical diffusion and mixing (dictated by the vertical profile of temperature)
- topography and rough terrain (which increases the vertical mixing, e.g. mechanical turbulence)
- rain (which increases the washout of pollen) or strong humidity which increases the weight of hygroscopic pollen and then limits its dispersion.

All these phenomena are of paramount importance at all scales with respect to the TDMLD. Turbulent diffusion and atmospheric dispersion like all physical processes are irreversible. Therefore, using back-trajectories to study pollen origin could be at times highly imprecise given the highly irreversible processes especially within the boundary layer (friction with the ground, turbulent flow around buildings or other obstacles, weather fronts, storms, etc.). Although advection can transport pollen or chemical cloud in only one direction (the direction of the wind), the turbulent diffusion may extend this cloud in any direction in a random fashion. Dispersion mechanisms are scale dependent. At the local scale, dilution is dominated by turbulent diffusion and the presence of inversion limits the vertical extension of the particulate cloud. However, the meteorological (wind, temperature) homogeneity hypothesis and the lack of temporal changes valid at the local scale no longer holds at the meso-scale since the motion is the result of multiple and more complex factors at that scale [*Atkinson*, 1981; *Boybeyi*, 2000; *Byun*, 2000]. For example, mechanisms such as diurnal cycle, instabilities, thermal forcing and mechanical heterogeneity of the terrain, non-linear scale interactions, wind shears, differential advection are all complex meso-scale phenomena affecting TDMLD. According to *Moran* [2000], wind shears significantly dominate the horizontal diffusion for meso-scale phenomena and these cannot be represented by statistical equations and must be treated individually and explicitly by sophisticated meso-scale meteorology models rather than statistically Gaussian functions [e.g. such as given in *Sutton*, 1953 or *Chamberlain*, 1975]. *Jackson and Lyford* [1999] demonstrated that the pollen dispersal is likely to occur under vertically unstable atmospheric conditions. The above arguments confirm the need

for full blown meteorology models given the complexity of meso-scale motions. At that scale, the complexity is high as compared to the dispersion at the local scale where, in principle, horizontal and vertical advection could be neglected (at scale less than few kilometres). At local scale, the issue is simply based on whether or not a temperature inversion is present and on the wind speed [Sutton, 1953; Chamberlain, 1975; Seinfeld and Pandis, 2006]. On the other hand, at the meso-scale, the Coriolis force cannot be neglected in the horizontal plane. Moreover, vertical advection also affects dispersion at the meso-scale [Moran, 2000]. Other difficult meso-scale phenomena to simulate include: gravity waves, Kelvin-Helmoltz instability, symmetrical instability [Emanuel, 1983], low-level jets [Blackadar, 1957] and trowals³⁰ which might cause an even more difficult interpretation of atmospheric motion [Boybeyi, 2000]. At night, the formation of a thermal inversion might result in that the gas pollutants, aerosols or pollen travel at different speed and direction as a function of altitude, time and space leading to complex spatio-temporal patterns. Internal waves and induced turbulence due to wind shear are also sources of additional complex phenomena at the meso-scale [Gage and Nastrom, 1986]. Note that some authors [e.g. Moran *et al.*, 2000] describe dispersion as including not only advection (horizontal wind transport) but also all the complex phenomena described above. This concept of dispersion is also adopted here for simplicity and clarity of the text. Therefore, the acronym TDMLD will include in the rest of this study all the complex phenomena involved in transport, turbulence and vertical mixing at the meso-scale. Finally, chemical models coupled with meteorological models are also needed together with pollen simulation to provide within the same framework simultaneous influence of meteorological on chemical tracers or pollen. For example, there is strong evidence of pollen interacting with air pollution [Behrendt *et Becker*, 2001; Fernvik *et al.*, 2002; Laaidi *et al.*, 2002; Delfino *et al.*, 2003; Majd *et al.*, 2004; Franze *et al.*, 2005; Abou Chakra *et al.*, 2010] increasing the allergenic response. This supports the need to use atmospheric chemistry model to simulate pollen [Efstathiou *et al.*, 2011]. According to Klein *et al.* [2012] a full meteorology-chemistry-biology integrated approach is required.

³⁰ Trough of Warm Air Aloft (see the following image for a visual concept: meted.ucar.edu/trowal).

4.1.3 Previous studies on pollen numerical simulation

The first attempt to simulate spatial pollen dispersion with a numerical model was made by *McCartney and Lacey* [1991] for oilseed rape. Later, *Kawashima and Takahashi* [1999] developed a dispersion model for the Japanese cedar based on measured pollen concentrations and meteorological data. The feasibility of numerical modelling of tree pollen in US has been demonstrated only over the past decade or so: *Pasken and Pietrowicz* [2005] in USA who linked the meteorological model MM5 [*Dudhia et al.*, 2001] with the dispersion model HYPLIT_4 [*Draxler and Hess*, 1998] for oak. *Helbig et al.* [2004] introduced new parametrizations to compute the emission and resuspension of pollen grains in Germany. *Vogel et al.* [2008] implemented these parametrizations in the comprehensive meso-scale model system KAMM/DRAIS in Switzerland using the COSMO-ART operational weather forecast model of the German Weather Service [see *Vogel et al.*, 2009]. However, they only simulated for a short period of 4 days during an episode of birch pollen in 2006. However, since then, COSMO-ART model has been implemented operationally in both Germany and Switzerland and provides simulation and prediction of birch, alder, grasses and ragweed. In Finland, *Sofiev et al.* [2006a,b] and *Sofiev et al.* [2013a] have developed numerical pollen dispersion capabilities in a system called SILAM (<http://silam.fmi.fi>) to simulate the TDMLD of birch pollen partly based on *Siljamo et al.* [2008a,b] who provided predictions for birch pollen in Europe on a daily basis. Recently numerical simulation has been presented for United States for tree pollen and ragweed [*Efstathiou et al.*, 2011; *Zhang et al.*, 2014] but with modest success for birch.

Pollen from the point of view of atmospheric transport has a very large diameter but is comparatively a light aerosol due to its special aerodynamic characteristics [*Gregory*, 1973]. As a rule, *Betula* pollen has a dimension at least two times the dimension of the biggest chemical aerosols that can be transported on the long range (e.g. 10 microns). However, it has a density weaker than these aerosols and the buoyancy is higher (due to irregular shape punched with three apertures, see Figure 2.1B) so that it can be transported more easily than inorganic aerosol of the same dimension³¹. This allows the application of numerical model of meteorology which describes large to small-scale eddies [*Sofiev et al.*, 2006a,b; *Sofiev et al.*, 2013a,b]. Long range transport is

³¹ As an example, the density of quartz sand dust, a typical inorganic aerosol, is 2650 kg/m³ [*Kok et al.*, 2012] compared to 800 for *Betula* pollen and 1000 for water.

facilitated if the winds are strong but also if the vertical mixing is also significant. Therefore, numerical modelling of pollen using meteorological model seems appropriate in this context. However, birch pollen dispersal is expected to be more effective than inorganic aerosols (which usually have higher density) and some modification need to be done to take care of this characteristic.

The goal of this study is to describe a new capability which integrates pollen simulation into an existing regional numerical meso-scale meteorological-chemical coupled model (GEM-MACH). Numerical simulation of emission, transport and dispersion of birch pollen with a focus in eastern Canada and more precisely in the region of Montreal (province of Quebec) during a whole pollen season (11th April to 31st May 2012) are presented here.

4.2 Modelling system

The current operational Canadian air quality modelling system GEM-MACH v1.3.8 has been modified to include the simulation of airborne *Betula* tree pollen. The meteorological driver GEM is currently used for weather forecast in Canada [Côté *et al.*, 1998a,b] and the chemical module MACH provides the air quality forecast [Moran *et al.*, 2011; 2012]. GEM-MACH (Global Environmental Multiscale – Model for Air quality and CHemistry) modelling on-line one-way coupled system has been the Canadian operational air quality forecast model since it replaced the operational air quality model CHRONOS in 2009. The semi-coupled GEM-MACH model is a regional model which simulates atmospheric particulates; fine and coarse aerosols, ozone and related chemical tracers. Source of anthropogenic emissions are obtained from emission inventories total for each province of Canada and from different states of USA. For biogenic emissions, the following meteorological variables are used as inputs; temperature, radiation, humidity as well as the vegetation distribution. Both models (GEM and MACH) are briefly described below in the context of the modified tree pollen simulation system. The transport, turbulent diffusion, and dispersion and deposition for pollen is achieved through the advection-diffusion module in MACH and the meteorology provided by the GEM in a one-way coupled way with the MACH module. The GEM-MACH model solves the standard advection-diffusion equation for pollutant and uses the semi-Lagrangian transport algorithm to disperse the pollutants in the horizontal according to the following equation:

$$\partial C/\partial t = -\nabla(\mathbf{v}C) + \nabla(\mathbf{K} \cdot \nabla C) + Q + S \quad (4.1)$$

where C is the pollen concentration, \mathbf{v} represents the advecting velocity 3-D vector field or wind field, \mathbf{K} is a three-dimensional eddy diffusivity vector, and Q and S represent source (emission) and sink (removal) terms, respectively. Note that the mathematical operator ∇ expresses the spatial gradient. This equation means that the local change in pollen concentration (first term on the left-hand side of the Equation 4.1) at a given point depends on the transport, diffusion (horizontal and vertical) and source and sinks respectively (right hand side of Equation 4.1). This equation is applied to every point of a discrete domain of 744 by 644 points covering most of North America. GEM-MACH (version 1.3.8) uses a simple 2-bin sectional representation of the particulate size representation (bin 1 is for 0-2.5 μm aerodynamic diameter and bin 2 is for 2.5-10 μm particles, that is fine and coarse particles respectively). The GEM meteorological model drives the MACH sub-model. GEM is based on the fundamental conservation principles of fluid dynamics, namely, those of mass, momentum and energy. Temperature, humidity, wind, cloud and rainwater are computed from prognostic equations, and pressure and density from diagnostic equations [Seinfeld and Pandis, 2006]. Turbulent diffusion processes are parametrized with a first order closure scheme with the possibility of inclusion of the counter gradient term for convective conditions [Lüpkes and Schlünzen, 1996]. That is, the turbulent diffusion is parametrized by the K-gradient theory for unresolved scales. This coupled model can forecast all basic meteorological parameters (temperature, precipitation, winds, relative humidity, etc.) and chemical tracers (through Equation 4.1). With the work done in this research, the modelling system could now also simulate pollen emission and transport. Pollen transport is treated the same way of that for coarse particulate matter and its dispersion depends on windspeed, roughness length and atmospheric stability.

Many air quality process representations exist in GEM-MACH, including those for gas-phase, aqueous-phase, and heterogeneous chemistry and for specific processes; nucleation, condensation, coagulation, inorganic, gas-particle, partitioning, sedimentation, in-cloud and below-scavenging and secondary organic aerosol (SOA) formation and, finally, and wet and dry deposition. Nine pollutants are simulated in the basic configuration of GEM-MACH: SO_4 , NO_3 , NH_4 , elemental carbon (EC), primary and secondary organic aerosols, crustal material, sea salt, and particle-bound water. SMOKE emissions processing system was used to produce anthropogenic input emission files from 2006 national inventories for Canada, 2005 (but projected

to 2012) for U.S. and 1999 for Mexico. Biogenic emissions are estimated on-line using BEIS v3.09 algorithms [Kinnee *et al.*, 1997]. GEM-MACH-10 km is a limited-area configuration of GEM regional. The original domain covers most of North America. The model has 80 vertical levels from the surface up to 0.1 hPa (mesosphere). Both meteorological and chemical fields are simulated simultaneously. More details for GEM and MACH are presented in Annex 9.2.1 and 9.2.2 respectively.

To be successful, numerical simulation of pollen dispersal must reproduce four complex phenomena: pollen emission flux, transport by the mean wind, diffusion by atmospheric turbulence, and dry/wet deposition [Helbig *et al.*, 2004; Chamecki *et al.*, 2009]. Since GEM-MACH model already includes the treatment of PM_{2.5-10} (coarse particles having diameter between 2.5 to 10 microns), we have used this capability to include a new tracer (*Betula* pollen) and consider it as a coarse aerosol (PM_{2.5-10}) for physical processes as well as chemical processes such as coagulation and wet deposition. As other authors [Helbig *et al.*, 2004; Sofiev *et al.*, 2006a; Efstathiou *et al.*, 2011] we have assumed that deposition of pollen grains is negligible compared to their sedimentation and imposed a fixed sedimentation velocity. In this study, we extended the parametrization of Helbig *et al.* [2004] to the case of birch pollen emission and focus on the domain covering the region of south-eastern Canada and north-eastern USA.

4.2.1 Overall system description and flowchart

Several components are needed to be added to effectively simulate birch pollen in the existing GEM-MACH modelling system. Figure 4.1 shows the proposed overall flowchart which would describe a possible configuration for the modelling system for simulating tree pollen in Canada. This is a small step towards the full integration physical-chemical-biological weather as idealized by Klein *et al.* [2012]. The new modules or processes added in the existing simulation platform are indicated by dashed rectangle in Figure 4.1: the phenology model, pollen emission, launching script of GEM-MACH and pollen concentration outputs. The existing script for model launching has been adapted in this study to include birch pollen modelling and to accept related inputs (see Annex 9.7.3 for the computer program). These inputs are: 1) vegetation distribution for birch (from BELD3/EPA database), 2) inputs from the global version of GEM model (as driver for boundary conditions) which provides three-dimensional boundary conditions and initial

meteorological conditions for a given date and 3) meteorological observations from archive to build the statistical phenology module (see *Robichaud and Comtois, 2017*). Note that the latter module has been developed in an off-line fashion since phenology parameters need to be available before the start of the simulation. We give below more details about the components of the new integrated modelling pollen system, but we first describe the study area.

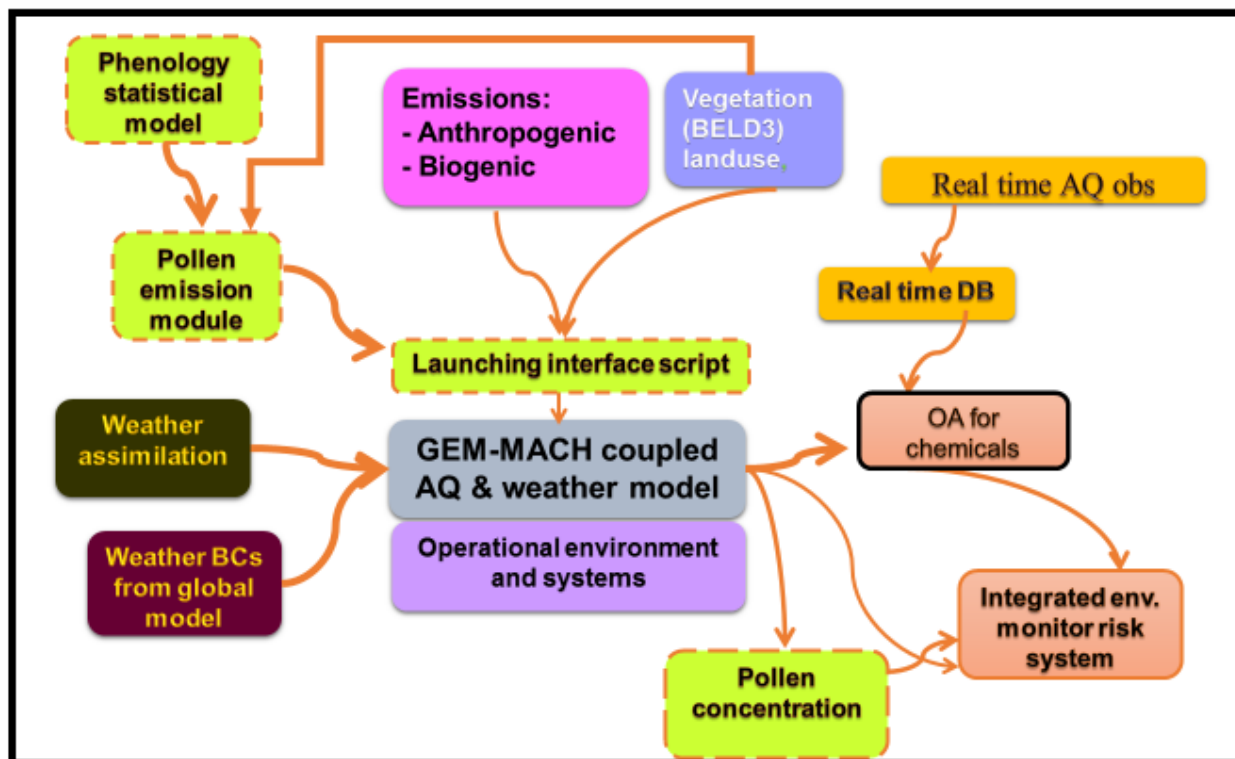


Figure 4.1 Components of a new upgrade of an atmospheric modelling system now including pollen simulation. GEM-MACH model is used at Environment Canada for public air quality forecast whereas the outputs (OA for chemicals) and integrating monitoring system for environmental risk are presented somewhere else [*Robichaud et al., 2016*]. Note. BC stands for boundary conditions, DB for database OA for objective analysis and AQ for air quality.

4.2.2 Study area

The model simulations were conducted over the whole Canada and US territory (see Figure 4.2A for model domain) but the focus is on a study area shown in Figure 4.2B (centred over Montreal, latitude 45.51 N, longitude 73.55 W) where the phenology model is believed to be valid (see more details in section 4.4.2 for the validation). The focus is on Montreal since most of the

data available to us is for that city (detailed pollen count, air quality observations, etc.). Moreover, Montreal turns out to be interesting for the following reasons:

- 1) most of the pollen is not locally emitted and they are very significant transport contribution from TDMLD sources and this requires the use of numerical simulation,
- 2) Montreal has the largest population of Quebec and the second highest in Canada (after Toronto) so the combined exposition of both pollen and pollution on human is major.

The climate of Montreal is semi-continental, with a warm, humid summer and a very cold winter with July and January average daily temperatures of 26°C and -6°C respectively (Dfb in the Köppen climate classification). Montreal enjoys a sunny climate in spring (mid-April/May) which is ideal for pollen dispersion with intermittent low pressure and frontal systems. Like most places in Canada, Montreal's day-to-day weather can be changeable throughout the year. Although it has improved over the past decade, the level of pollution is therefore still significant in Montreal with 63 days of poor air quality in 2014 [*Ville de Montréal*, 2015]. The combination of air pollution and pollen in the Montreal metropolitan area is significant to cause a serious public health concerns given the exposure to a large population basin.

4.2.3 Vegetation distribution

To simulate and predict medium and long-range transport of birch pollen, the model requires a detailed map of the vegetation at the local scale and over the whole domain of numerical simulation. A high-resolution (1 km by 1 km) distribution of birch (*Betula*) trees inventory covering North America has been obtained from *EPA* (Environmental Protection Agency) for pollen emission calculation. This inventory is based on **Biogenic Emissions Landuse Database**, version 3 (BELD3 of US/EPA). *Kinnee et al.* [1997] provided data for distributions of 230 vegetation classes over most of North America (<https://www.epa.gov/air-emissions-modeling/biogenic-emissions-landuse-database-version-3-beld3>). Data from the United States Forest Service (USFS) on individual tree species for each county or parish in US was utilized. Data from the Canadian National Forest Inventory was also aggregated. The final vegetation file is provided in terms of the area covered by individual tree species as a fraction of total area covered by all tree species. The file obtained however needed to be further processed to be accepted as input in the GEM-MACH model. The format file (tiff) obtained from *EPA* needed to be converted

into a CMC (Canadian Meteorological Centre) standard file to be processed as an input for GEM-MACH. The original 1 km by 1 km resolution vegetation data was re-distributed and transformed into a 10 km by 10 km resolution standard file for input in GEM-MACH (see programming details in Annex 9.7.1). The gridded version of the birch distribution is given as a fraction from 0 to 1. Note that the distribution area of birch extends over most of Canada and some parts of northeast US (Figure 4.2A) but the three major source regions likely to affect Montreal (Figure 4.2B) are all located within few hundred kilometres: the Quebec Laurentides (to the North and West of Montreal), Eastern Townships (to the east) and New England forests in USA (to the south-east). Note that the birch vegetation fraction is very small in Montreal (less than 5%, see Figure 4.2B) although it is a popular ornamental plant in the city. Note also that the BELD3 database provides the vegetation density at the level of the genus not at the level of the species and, consequently, the simulations below are performed for the taxon *Betula* without regard to the species (a list is given in Table 4.1 for future considerations at the species level).

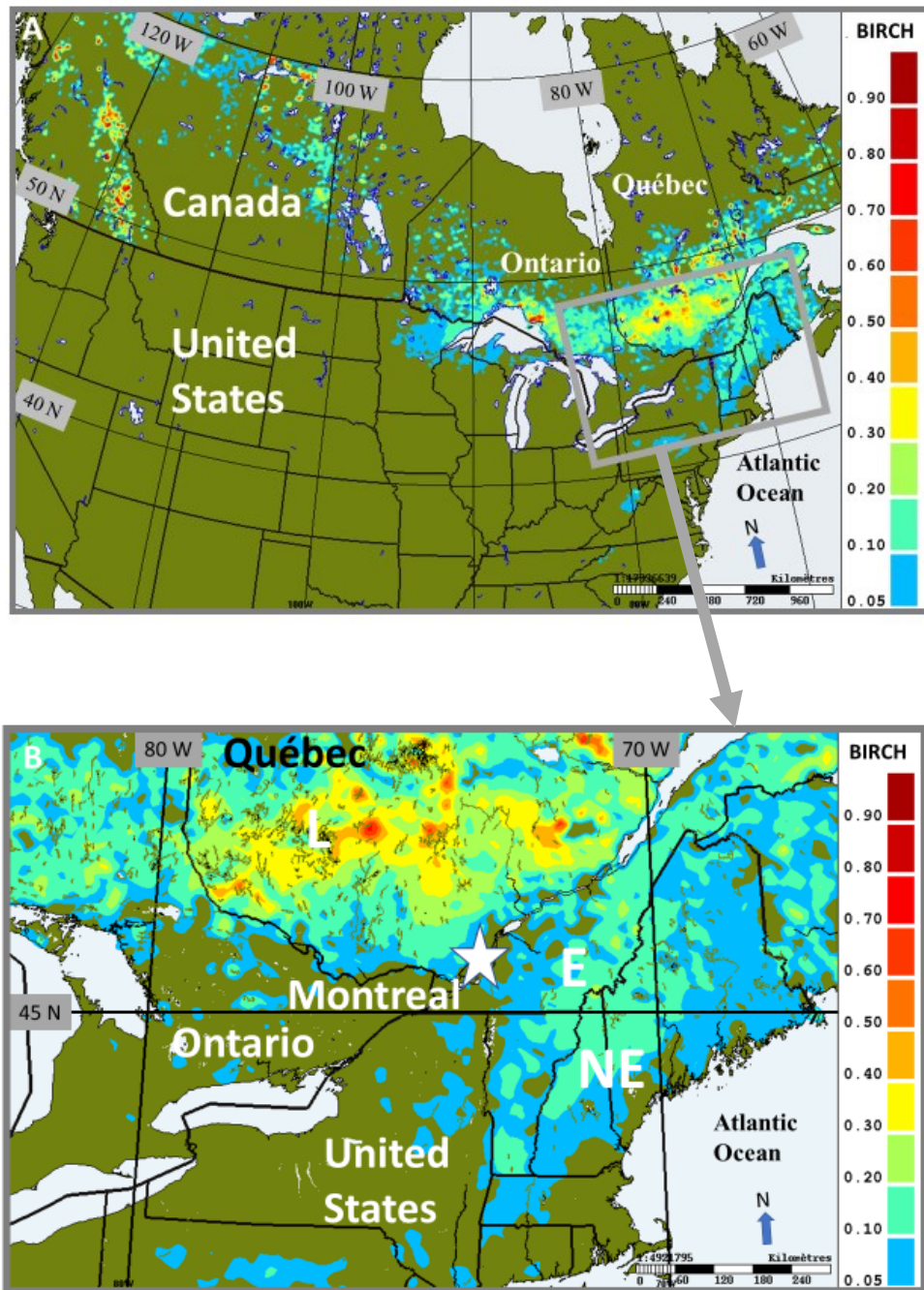


Figure 4.2 Distribution of vegetation fraction for birch in two domains A) larger domain: North America, B) sub-domain of study centred over Montreal (white star), which covers the southern parts of province of Quebec, parts of southern Ontario as well as New-England (NE) states of USA. The birch density colour bar is from cyan (fraction > 0.05) to deep red (max. 1.0) averaged over a given model grid. Note that wherever there is no colour, the vegetation fraction is less than 5% (birch could be present but likely as an ornamental tree or in isolated spots). Note: L stands for Laurentide mountain region, E: Eastern Townships and NE, New-England (USA).

Table 4.1 Most commonly found native *Betula* species in North America with their characteristics.

Latin name	Common name	Location	Mean height (m)
<i>Alleghaniensis</i>	Yellow Birch	E Canada and NE US	20
<i>Cordifolia</i>	Mountain White Birch	E Canada and NE US	25
<i>Lenta</i>	Sweet Birch	NE US	20
<i>Neoalaskana</i>	Alaska Birch	Alaska, NW Canada and Prairies	25
<i>Nigra</i>	Black Birch	E US	25-30
<i>Occidentalis</i>	Water Birch	Southern parts of W Canada	10
<i>Papyrifera</i>	Paper Birch	Everywhere in Canada and NE US	18
<i>Populifolia</i>	Grey Birch	Atlantic regions and New-England US	6- 9

Note. E: east, NE: northeast, W: west, NW: northwest, US: United States

4.2.4 Emission modelling

One of the most important but most uncertain component of the modelling system shown in Figure 4.1 is the pollen emission module. Determining the emission of pollen grains involves the knowledge of source areas, timing of flowering and intensity of pollen release through anthers. According to *Laaidi et al.* [1997], *Helbig et al.* [2004], *Dahl et al.* [2013] and *Zink et al.* [2013], meteorological factors have the most impact in controlling anther dehiscence and uplift. Relatively high temperature, low humidity and moderate wind speed favour a passive dehydration which leads to the bursting of the anthers and dehiscence [*Helbig et al.*, 2004; *Dahl et al.*, 2013]. In a broad sense, it is useful to identify three classes of factors which promote emission [*Laaidi et al.*, 1997]. Among the primary factors, we distinguish the heat sum of temperature (degree-days of growth), the solar radiation and the soil humidity which all need to be adequate to predict time of flowering of the plant and later pollen release. These factors control the start of the season and the first pollen release of the season. Other meteorological factors including teleconnections indices such as NAO (North Atlantic Oscillation) and ENSO (El Niño Southern Oscillation) are statistically related for birch starting of the pollen season as discussed in *Robichaud and Comtois* [2017]. The so-called secondary factors control anther release or dehiscence on a day-to-day basis. Dry air will favour dehiscence whereas rain or very high relative humidity would stop pollen

release. Finally, tertiary factors control the transport and dispersion of pollen. They are the wind, turbulence, topography and the rain washout. According to *Jackson and Lyford* [1999], pollen is released as a « puff » and cannot be considered as a continuous plume release. We adopted this specific hypothesis here which diverts from the general tendency [*Helbig et al.*, 2004; *Sofiev et al.*, 2013a; *Zhang et al.* 2014] and follows the idea that the pollen emission cannot have a smooth diurnal profile by considering only a pulse of emission in the morning (pulse of pollen at 12Z³²). This should reflect the nature of puff release rather than continuous emission over a 24 hours window (as pointed by *Jackson and Lyford*, 1999). The puff release is also consistent with the fact that there is a limited amount of pollen available in the anthers and after pollen emission takes place (usually in the morning if favourable conditions occur), the pollen emission should be turned off for the rest of the day (as recommended by *Zink et al.*, 2013). We discuss below more in detail the individual sub-components of the emission model.

4.2.4.1. Phenology model

The phenology of birch is complicated and challenging [*Dahl et al.*, 2013]. In this study, we have taken the phenology parameters based on the best results obtained in [*Robichaud and Comtois*, 2017]. Therefore, for the starting date, statistical model result is used and for the length of the season, a combination of persistence and calendar's method was shown to give the best results and is consequently adopted here as input parameters for the emission modelling module.

4.2.4.2 Flux of pollen release

A coherent modelling of flux pollen release is given by *Helbig et al.* [2004] and adopted here with some minor modifications described below. The *Helbig et al.* [2004] parametrization has been used by several authors [*Sofiev et al.*, 2006a,b; *Vogel et al.*, 2008; *Efstathiou et al.*, 2011 and *Zhang et al.*, 2014]. The modelling approach of *Helbig et al.* [2004] seems to correctly consider the basic observations about pollen release³³ by using simple meteorological input factors (friction

³² Z indicates Zulu time and is identical to UTC (Universal Coordinated Time). This convention (Z) is used in meteorological models such as GEM and other models and among NATO countries. To convert Z time to local time in Montreal, we have to subtract 4 hours, i.e. 12Z corresponds to 8AM.

³³ See section 2.6 of this thesis for more details.

velocity wind, temperature, humidity and wind thresholds) and physiological parameters (leaf area index, height of the tree, etc.) to parametrize anther opening and pollen release. We will follow *Helbig et al.* [2004] but treat emission as a puff release rather than plume of continuous emission (as discussed above). This implies that at only one specific hour of the day, pollen release takes place (we choose 12Z or 12UTC which corresponds to 8 AM local time in Montreal). This is supported scientifically by the fact that early morning hours of decreasing humidity and increasing temperature most likely drive dehiscence and increasing wind speed after sunrise produces pollen detachment [*Dahl et al.*, 2013]. *Bianchi et al.* [1959] showed that there is a definite emission maximum for *Ambrosia* (ragweed) occurring between 6:30 and 8:00 AM which correlated with a rise in atmospheric temperature and reduction of relative humidity. Over a model grid cell, the total pollen emission flux obeys the following equation [*Siljamo*, 2013]:

$$\text{Emission} = F_e(t,i,j) \times SA(i,j) \times D(i,j) \quad (4.2)$$

where $SA(i,j)$ is the surface area of a model grid cell (about 100 km² for GEM-MACH) and D is the birch coverage density (a fraction between 0 and 1; according to Figure 4.2A,B). $F_e(t,i,j)$ is the emission flux per unit area per amount of time and closely follows that of *Helbig et al.* [2004]. In that formulation, F_e is evaluated at the top of vegetation and is proportional to the product of a characteristic concentration and a characteristic velocity (u^*):

$$F_e(t,i,j) = C_e(t) \times c^* \times K_e(u^*,T,RH) \times u^* \quad (4.3)$$

where u^* , the friction velocity, is given by the GEM model averaged over a tile of 10 km by 10 km. $C_e(t)$ is a specific factor describing the probability of emission of etamins and, K_e , a meteorological switch defined below. In *Helbig et al.* [2004], the value of C_e is given as a function of time:

$$\begin{aligned} C_e(t) &= 4 \text{ E-4} \times (d/S - d^2/S^2) \quad \text{during the pollen season} \\ C_e &= C_o \quad \text{before and after the season} \end{aligned} \quad (4.4)$$

where d is the number of days since the beginning of the pollen season and S , the length of the season and C_o , a very small value. Note that the pollen season is defined here by 2.5 - 97.5% of pollen sum over the whole period. The last two parameters were obtained from the phenology model described in *Robichaud and Comtois* [2017] for the year 2012. The parameter c^* is independent of time and space and species and is expressed by:

$$c^* = Q_p / (LAI \times h_c) \quad (4.5)$$

where LAI is the mean leaf area index, Q_p the total pollen quantity within a season per unit area (pollen grains /m²) and h_c the canopy height. As pointed out by *Siljamo* [2013], Q_p , the total amount of pollen in catkins is a very uncertain parameter based on meteorological variations and pollen release of the previous year [*Rasmussen* 2002; *Ranta et al.*, 2008]. The product $C_e(t) \times c^*$ in Equation 4.3 is assumed constant over the domain and is a symmetrical function which only depends on the day of the season (see Annex 9.4.1, Figure A). Note that to avoid overestimation of the pollen emission at the end of the season as reported by *Kawashima and Takahashi* [1999] and *Efstathiou et al.* [2011], the bloom probability is forced here to decrease twice as fast in the second half of the season (after the point of maximum emission, called the anthesis point). Consequently, the bloom probability has been modified to an asymmetrical function (see Annex 9.4.1, Figure B) in accordance to the so-called *open-pocket* principle [*Sofiev et al.*, 2013a]. According to this principle, after the anthesis point, the wind speed (which is linked to u^* in Equation 4.3) becomes much less effective in spreading pollen in the air because the amount of pollen left in the anther and catkins is limited and becomes much less abundant (i.e. the pocket is becoming empty). The parameter K_e is a switch which has the value zero if the velocity friction wind (u^*) is below a certain threshold defined in Equation 4.6 (see below). Note that c^* and u^* are considered as characteristic values of pollen concentration (in particulates per cubic meter) and friction velocity at the surface (in m/s), respectively. There are no units for C_e and K_e so that the units of F_e are in grains/m²/s. As in *Helbig et al.* [2004], the switch K_e is being taken as dependent on a threshold u^*_{th} , temperature, relative humidity and surface wind velocity in the following way

$$K_e = (1 - u^*_{th}/u^*) \text{ if } u^* > u^*_{th}$$

$$K_e = 0 \text{ otherwise} \quad (4.6)$$

with the threshold value $u^*_{th} = u^*_t \alpha$. Following *Helbig et al.* [2004], the value of u^*_t is taken as 0.323 [*Shao and Lu, 2000*] and the expression for α is given below:

$$\alpha = 3 / (\alpha_v + \alpha_T + \alpha_D) \quad (4.7)$$

with the threshold wind, temperature and dew point temperature, respectively are:

$$\alpha_v = V/V_{th}, \alpha_T = T/T_h, \alpha_D = D/D_{th}.$$

Calibration tests were done (changing parameters until model error is reduced to a minimum, see details in Section 4.2.7.3) with several parameters (including the different thresholds) along with other parameters obtained in the literature (see Table 4.2 for the calibrated parameters).

Table 4.2 Adopted parameters used in the pollen modelling simulation (base case).

Parameter	Symbol	Value	Units	Reference
Total emission per unit surface	Q_p	2.0E9	Pollen/m ²	<i>Siljamo [2013]</i>
Length duration	S	42	days	<i>Robichaud & Comtois [2017]</i>
Average height	H_c	22.5	meters	From Table 4.1
Mean leaf area index	LAI	2	-	<i>Helbig et al. [2004]</i>
Pollen density	ρ_{pollen}	800	kg/m ³	<i>Erdtman (1943)</i>
Pollen aerodynamic Diameter	D_a	22	microns	Taken same as alder <i>[Helbig et al. 2004]</i>
Sedimentation velocity	V_d	1.3	cm/s	From calibration tests (same as <i>Zhang et al., 2014</i>)
Temperature Threshold ¹	T_{th}	11	°C	From calibration tests (for alder, <i>Helbig et al. [2004]</i> proposed 8 °C)
Dew point depression threshold ¹	D_{th}	5	°C	Adapted from <i>Helbig et al. [2004]</i> (Ute=80% R.H. corresponds to T-Td of 5°C).
Wind threshold ¹	V_{th}	2.9	m/s	From sensitivity tests (same result given for alder, <i>Helbig et al., 2004</i>)
Threshold friction velocity ¹	u^*_t	0.323	m/s	<i>Taken as Shao and Lu [2000]</i>
Precipitation threshold ²	P_{th}	0.5	mm/h	<i>Sofiev et al. [2013a]</i>
Vertical correlation length	L_z	10	Hybrid levels	From calibration tests (corresponds to average height of boundary layer)

¹No emission below this threshold, ²No emission above this threshold.

The expression for α is also taken the same as in *Helbig et al.* [2004] except for a small modification. Here we have used the dew-point depression $T-T_d$ instead of the relative humidity for convenience. Table 4.2 summarizes the parameters adopted for the basic simulation and the threshold values for meteorological parameters as defined in Equation 4.7. The pollen density is taken as 800 kg/m^3 which determines the sedimentation velocity (see below). The reader is referred to *Helbig et al.* [2004] for more details concerning other parameters of the emission model. Note that no further modification to the core of the formulation of *Helbig et al.* [2004] was attempted mostly because of great uncertainties of individual values and parameters. Moreover, sensitivity tests have confirmed that most of the parameters taken from *Helbig et al.* [2004] for alder are appropriate for birch except for the threshold temperature which is taken higher for birch ($11 \text{ }^\circ\text{C}$ was taken instead of $8 \text{ }^\circ\text{C}$, the former reducing the error when compared to observations, results not shown). The quantity of emitted pollen for each grid squared area is computed by multiplying F_e by the grid area and by the birch density (fraction from 0 to 1) as given by Equation 4.2. The pollen pool (Q_p) was taken as 2.0 billion per square meter³⁴ which is a considered a typical value for birch [*Scheler and Schlünzen*, 2006; *Helbig et al.*, 2004]. However, the latter has high uncertainty as shown by *Zhang et al.* [2014] and, for the same tree, pollen release can vary quite substantially from one year to another. Resuspension is ignored here since it is at least one order of magnitude less than the emission flux [*Helbig et al.*, 2004]. It is also only poorly known and only takes place when the wind is very strong and gusty, i.e. above 15 m/s . It is therefore considered as a rare phenomenon and inclusion into the simulation code is not expected to give any gain given large uncertainties of other factors [*Laaidi et al.*, 1997; *Sofiev et al.*, 2013a,b]. At night, the high humidity, low temperature and low wind speed are the factors reducing the emissions [*Sofiev et al.*, 2013a]. Recent lidar observations confirm that tree pollen concentrations in the air are small at night [*Noh et al.*, 2017]. Therefore, it is a reasonable hypothesis to assume no pollen emission at night and only a peak emission as a puff release in the morning. Following *Sofiev et al.* [2013a], when the precipitation is greater than 0.5 mm/h or the relative humidity is greater than 80% (corresponding to $T-T_d$ less than 5 deg. C , where T_d is the dew-point temperature) no pollen emission takes place (prohibitive thresholds). Pollen emission is then allowed as puff

³⁴ See also the discussion in Section 2.6

emission at 12UTC (8AM local time) as the model run is restarted for a new cycle of 24 hours forecast. The emission intensity of the puff is controlled by equations 4.2 through 4.7.

4.2.5 Dry and wet deposition

Pollens grains are of irregular shape and diameter [Gregory, 1973; Helbig *et al.*, 2004 and references therein]. Therefore, they will have different densities and settling velocities. However, because of lack of existing information about size distribution, we have assumed a unique diameter for a given simulation and consider it as a sphere to calculate dry deposition velocity. This hypothesis has also been adopted by many researchers [Sofiev *et al.*, 2006a,b; Sofiev *et al.*, 2013b; Zhang *et al.*, 2014]. Birch pollen was then taken as 22 microns of diameter although its aerodynamic diameter is not really defined in the literature. Note that for particles with diameter bigger than 10 microns, they are deposited independent of the roughness of the surface as the sedimentation velocity dominates [Seinfeld and Pandis, 2006]. Therefore, settling of the pollen depends only on the pollen size and Stokes law applies. In the following, we suppose that birch pollen has nearly a spherical shape with approximately known densities [Hout and Katz, 2004]. The Stokes law gives the settling velocity for spherical biological aerosols, that is:

$$V_s = \frac{2}{9} (\rho_{\text{pollen}} - \rho_{\text{air}}) g r^2 / \mu \quad (4.8)$$

where $\rho_{\text{pollen}} - \rho_{\text{air}}$ is the difference of pollen density and air density, g the gravitational constant, r , the radius of the aerosol and μ , the air viscosity. Taking typical values [see Gregory, 1973]: $\rho_{\text{pollen}} = 0.8 \text{ g/cm}^3$ and $r = 0.11 \text{ }\mu\text{m}$ for the *Betula* pollen, the dynamic air viscosity $\mu = 1.8\text{E-}4 \text{ gr/cm/sec}$ and with $g = 981 \text{ cm/s}^2$ and $\rho_{\text{air}} = 1.25 \text{ E-}3 \text{ g/cm}^3$ gives $V_s \approx 1.3 \text{ cm/sec}$ for the settling velocity. Note that effects of temperature and humidity in Equation 4.8 are neglected here given all uncertainties. The washout of pollen by precipitation and the washout by clouds are treated the same way as for coarse particles (PM_{2.5-10}) by the GEM-MACH model in our simulations. Pollen are considered not soluble in water but easily scavenged via impaction and precipitation.

4.2.6 Modelling and coding considerations

The basic configuration of the GEM-MACH aerosol module utilizes two bins (bin 1 for PM_{2.5} and bin 2 for PM_{2.5-10}). Even though the pollen grain dimension is significantly larger than

the maximum size of bin 2 (i.e. 10 μm), we will consider birch pollen as a coarse particulate in the model as far as the transport, washout due to precipitation and clouds are concerned. Several authors have adopted this strategy in the past for similar pollen studies [*Sofiev et al 2006a,b* and *Siljamo et al, 2008b* in SILAM and *Efstathiou et al., 2011* as well as *Zhang et al., 2014* both in CMAQ]. On the other hand, boundary layer processes are very important for vertical transport and dispersion of particles. However, the meteorological models such as the GEM model does not seem to reproduce adequately the vertical transport of tracers and their mixing especially when there is so-called shallow convection (rather intermittent and localized). Moreover, GEM-MACH model has a boundary layer which tends to be too stable. Morning and evening transition, and the development of low level jet have been shown to be poor for the version used (v1.3.8) of GEM-MACH [*Bosveld et al., 2014*] and this corresponds to the time that the model is re-initialized with observations of chemicals, meteorological observations or peak morning pollen emission. Moreover, there is no mechanism for free convection or deep convection vertical transport of chemical or biological tracers within GEM-MACH with the current version. Finally, *Lanner [1966]* argues that the formation of small convective currents at the local scale (thermal shells) provides the mechanism for pollen to be lifted to high altitudes and thus dispersed long distances. Again, the numerical model does not simulate well these phenomena since it is considered as a sub-grid scale feature. To circumvent these problems, a simple redistribution of tracer mass was tested to project the ‘emitted’ pollen concentrations over the bottom 10 levels of the model with a linear weighting decreasing from 1.0 (at the surface) to 0.1 (at model level 10, the latter corresponding to the top of the warm season boundary layer, i.e. altitude ~ 1.5 km) while making sure that the mass is conserved in the process. This is equivalent to define a correlation vertical length for vertical diffusion of height equivalent to the mean maximum boundary layer height. Annex 9.4.2 describes the methodology used to convert surface pollen emissions to surface pollen concentration.

Many other complicated processes likely take place in the vertical transport of pollen. As identified for wind-blown, sand and dust, saltation, reptation³⁵, and airborne suspension often occur in the atmosphere [*Kok et al., 2012*] at times amplified by Magnus force³⁶ [*Huang et al.,*

³⁵ Saltation is a vertical motion having a trajectory such as a leap or a spring caused by turbulent fluctuations while reptation is a mode of transport similar to saltation (although over shorter distances) but where the impact with the soil is involved (bouncing).

³⁶ Magnus force is a lifting force due to particle spin.

2010]. At the current moment, it is not known how to simulate these in the context of the current simulation platform. Nevertheless, we believe that the concept of vertical correlation length as described above compensate for the lack of extensive modelling likely required to simulate vertical trajectories of airborne pollen.

4.2.7 Methods for data validation

Validation of model pollen concentration will be made using observations collected at Université de Montréal (UdeM). This site has monitored pollen for many decades and this is one major reason why Montreal was chosen the centre of the focus for this study. Since pollen count measurements are rare in Canada, we will also use the statistical forecast issue by Weather Network for Montreal along with other sites in the province of Quebec and few in the neighbour province of Ontario as proxies for supplementary observations. Figure 4.3 shows the different locations where validation will be performed. Finally, a qualitative overall assessment will be achieved by comparing with previously published scientific articles of pollen numerical simulation experiment or observations available in the literature.

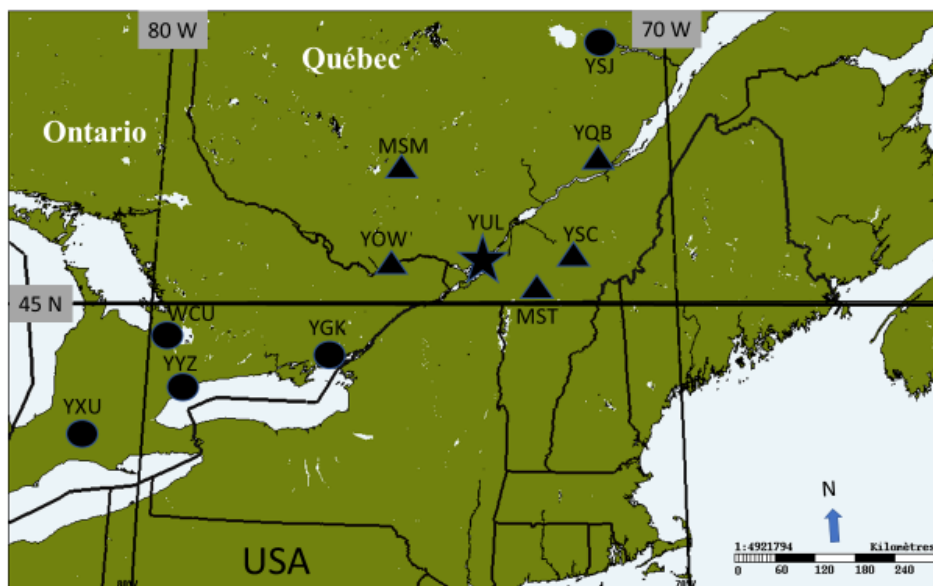


Figure 4.3 Location of sites used in this study for validation purposes: YUL (Montreal: star), YSC (Sherbrooke), YOW (Ottawa), YQB (Quebec City), YGK (Kingston), YSJ (lac St-Jean), YYZ (Toronto), WCU (Barrie) and YXU (London), MSM (Mont-St-Michel) and MST (Mont-Sutton).

4.2.7.1 Pollen collected at UdeM station

Pollen data from the site at Université de Montréal is used to validate during the simulation period 11th April to 31st May 2012. The collecting instrument is a volumetric pollen sampler based on Hirst design [Hirst, 1952]. Sampling is made by a volumetric spore-trap (LANZONI VPPS2000). Air is sucked in through a 2 mm by 14 mm nozzle at a rate of 10 litre per minute. Airborne particles are collected on a Melinex tape mounted on a drum which is slowly turned by clockwork and then analysed under a microscope using standard method of counting. *Mandrioli et al.* [1998] describes in more details the process of pollen measurement and monitoring. The instrument is located about 20 m above ground level on the roof of Université de Montréal (Geography Department). During the study period, *Betula* pollen and other biological aerosols (other allergenic pollen and spores) were monitored uninterruptedly. The data collected for a specific day corresponds to a period from noon the previous day to noon the actual day. Note that the methodology described above is limited by important potential bias due to human errors [INSPQ, 2013]. *Comtois et al.* [1999] have estimated that for birch pollen count errors from aerobiological samples are in the range 5-7%, i.e. lower than that for other taxons.

4.2.7.2 Statistical forecast produced by Weather Network

Weather Network (WXN) is a private firm that provides on a daily basis a short-term forecast across Canada during the pollen season. Pollen measurements are made by Aerobiological Research but only the forecast (based on the measurements) could be accessed by the public through the WXN website for the period under study for Montreal, Sherbrooke, Quebec City, Lac St-Jean (in the province of Québec), and Ottawa, Kingston, Barrie, Toronto and London (in the province of Ontario, Canada). Figure 4.3 shows the location of the sites where forecasts are available and were used in this study (all sites except MSM and MST). The forecasts (in units of pollen counts per cubic meter) have been downloaded daily from their public website³⁷ during spring 2012. ROTOROD[®] measurements and forecast meteorological parameters provide the basic inputs for the statistical forecast delivered by Weather Network (INSPQ, 2013).

³⁷ <https://www.theweathernetwork.com/outdoors/pollen/canada/>

ROTOROD[®] sampler is a rotating arm impactor that collects airborne particles on two rapidly spinning polystyrene rods. Airborne particulates impact on one side of a translucent 6 cm long square rods (1.6 by 1.6 mm) that whirl through the air at 2400 rpm which corresponds to a sampling rate of about 120 litres per minute. After collection, the rods are removed and examined under light microscopy [Scheifinger *et al.*, 2013]. Note that the year 2012 was selected for convenience (better availability of data required for this study) and because WXN was producing forecast pollen concentration (in grains per cubic meter) for the last time (only categorical forecast is available after 2012). Note also that the year 2012 does not correspond to a mast year and not to a low year either but to an average year for pollen production (i.e. within one standard deviation of typical climatological values, according to Robichaud and Comtois [2017]).

4.2.7.3 Metric used in the validation

Many metrics exist to validate model simulations. Chang and Hanna [2004] provides guidance for selecting appropriate metrics. The following set of metrics were chosen in order to avoid duplication but also to be able to compare with results presented in other studies : 1) Pearson's coefficient of correlation and rank coefficient of correlation (Spearman), the latter giving a different information and is more appropriate for non-parametric distribution [SAS[®], 1989; Maritz, 1981], 2) average bias (average of observation minus model prediction, hereafter OmP), 3) average absolute bias, 4) standard deviation of OmP, 5) false alarm rate for two thresholds FAR30 and FAR80 which correspond to low threshold (30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) and high threshold (80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) respectively, and 6) PC30 and PC80, percent correct for low and high threshold respectively. The low threshold corresponds to a value where most of sensitive patients start showing symptoms and the high threshold where 90% of the patients show symptoms [Emberlin, 1997; de Weger *et al.*, 2013]. Annex 9.2.3 describes the mathematical equations associated with the validation metrics described above.

4.2.8 Method for evaluating the contribution of different source regions

One of the goal of this study is to identify what is the most important source region for birch pollen arriving in Montreal; that is trying to delineate the contribution of different source areas of TDMLD. Shutting off all pollen emissions sources except for a given region is a way to evaluate the contribution of that given region to the pollen arriving in Montreal. When a given

source is activated, the vegetation distribution can emit pollen with the same configuration as for the normal simulation whereas outside the region selected, the pollen emission is shutoff to zero. Evaluation of the individual contributions are done for 6 regions (Figure 4.4): 1) Labrador and Newfoundland region to the northeast (long-distance dispersal, hereafter, LDD), 2) Appalachian region to the east of Montreal (source of both medium and long-range distance dispersal, hereafter MDD/LDD), 3) Hautes Laurentides to the north and northwest of Québec City (MDD/LDD), 4) Basses Laurentides (MDD) and 5) northern Ontario and Canadian Prairies to the far west (LDD). An additional experiment (region 6) deals with analysing the impact of local sources in the Montreal Island and vicinity (by shutting off all remote MDD/LDD sources). A final experiment was also conducted to exclude all above sources (all regions 1-6 in Figure 4.4) to assess the impact of very remote sources elsewhere in North America.

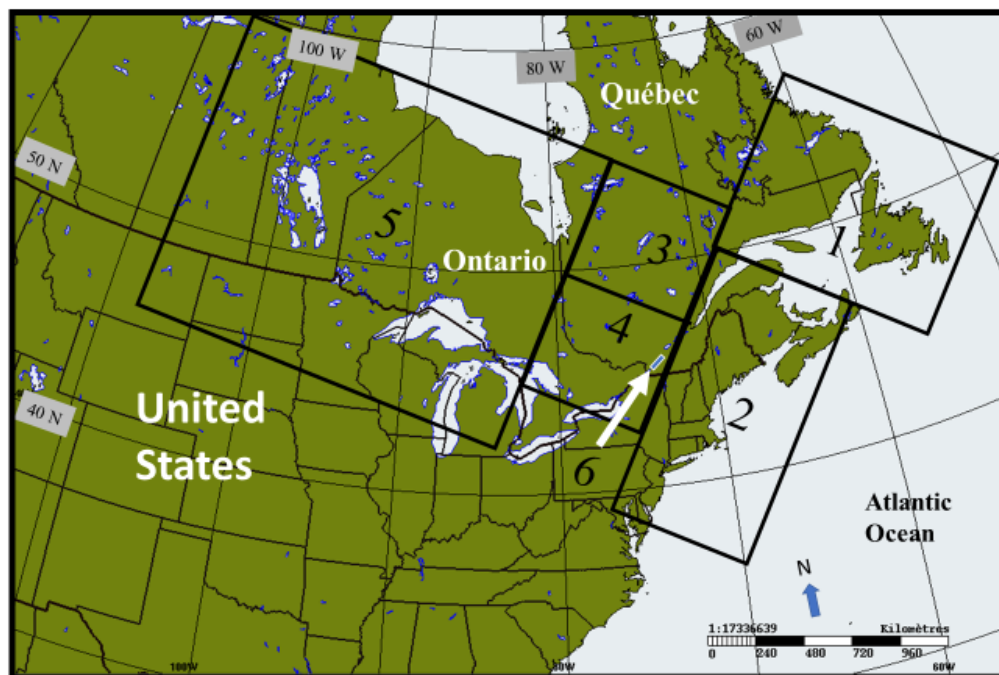


Figure 4.4 Sub-regions defined to evaluate the contribution of each major sources. 1: Labrador/Newfoundland, 2: Appalachian Mountains, 3) Northern Laurentides, 4, Southern Laurentides, 5: Prairies/Great-Lakes, 6) Local Montreal region,

For all simulations, a series of 24 hours simulation were launched at 00Z and 12Z for every day of the study period (April 11st – May 31st). Every 12 hours, the output of the previous run was

feedback for the new run (either at 12Z or 00Z) for continuity of the simulation. For the run starting at 12Z (8 AM local time), a puff of pollen emission is allowed with a vertical profile imposed (as discussed in Section 4.2.6 with corresponding surface concentration evaluated as Annex 9.4.2) to restart the model. At 00Z (8PM local time), no pollen emission is allowed when the run is restarted since pollen emission usually does not occur at that time of the day.

4.3 Numerical simulation of airborne birch pollen

4.3.1 Emission flux

Using Equations. 4.2 through 4.7 and the gridded vegetation density for birch (Figure 4.2), an average gridded pollen emission flux F_e (gr/m²/s) for May 2012 is shown at 12Z in Figure. 4.5 on a grid compatible with the GEM-MACH model. It shows the major source regions for *Betula* pollen: 1) to the north of Montreal, that is the Laurentide Mountains (L), 2) to the east and southeast, Eastern Townships (E) and New-England (NE), respectively. The patterns are consistent with the vegetation map (Figure 4.2).

4.3.2 Time series of simulated pollen

Time series of simulated pollen concentration obtained near the surface for the period April 11 through May 31st 2012 are presented in Figure 4.6. The model simulation time series is compared with observation (UdeM site) and with a statistical public forecast produced by WXN for Montreal (hereafter WXN-YUL). A moving average was applied to observation, WXN-YUL forecast and model simulation using three different averaging methods, A: average for the given day of simulation launched at 00Z and 12Z (lag0), B: average of today's simulation and previous day simulation (lag0 and lag1), and C: average of today and the two previous days (lag0, lag1, lag2).

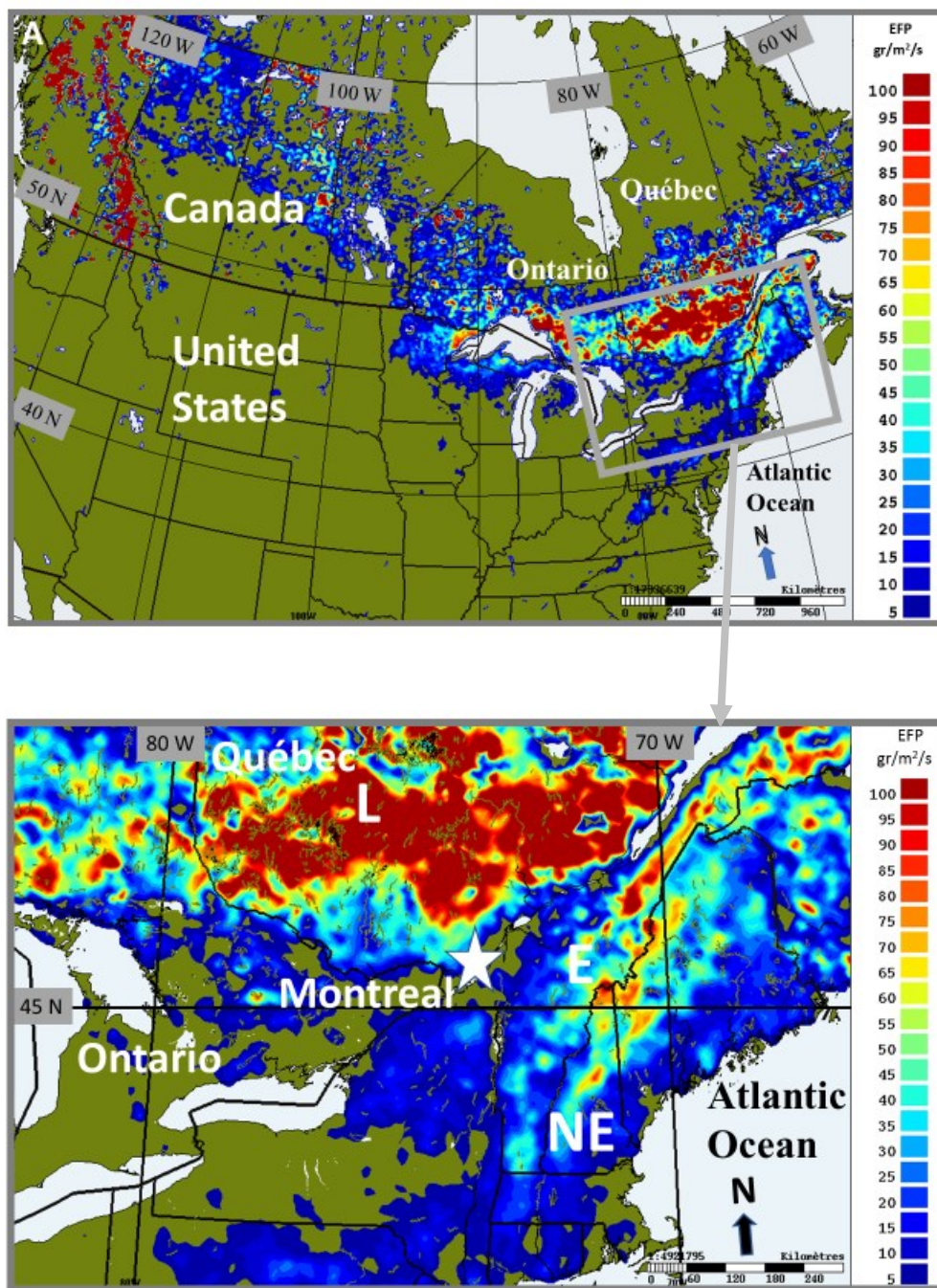


Figure 4.5. Averaged flux emission (grains/m²/s) for *Betula* pollen at 12Z for the month of May 2012 obtained from Equations. 4.3 through 4.7 for North America (top) and a zoom for the study area (bottom). The location of Montreal is indicated by a white star. Main source regions are: Laurentide Mountains (L), Eastern Townships (E) and New-England (NE). Note. Values below 5 grain/m²/s are considered as noise and therefore not shown.

The three averaging scenarios are shown respectively in Figure 4.6A,B and C. In Figure 4.6A, the agreement is satisfactory (peaks coincide within three days). Mismatch in the synchronicity of pollen peaks between model and observation could be due to temporal misalignment between modelled pollen phenology and observed concentrations at large scale during that time. For example, the presence of asynchronous flowering of the different trees or species at the local scale within the area study or elsewhere is not reproduced by the model simulation which considers synchronous flowering (at all locations and all elevations for all *Betula* species) since the same phenology model is applied everywhere. Another reason for mismatch is that pollen model plume can slightly miss the receptor point corresponding to observation location or be temporally delayed or being too fast with the advection (transport) creating the impression that the model is not very accurate. Now, by taking two days moving average window (Figure 4.6B), some noise and uncertainties relative to the synchronicity are somehow removed and the simulated pollen time series as compared to observation and WXN statistical forecast are now more similar. With three days moving average, the three independent sources of information (model simulation, observation and WXN statistical forecast) almost coincide (Figure 4.6C) showing that the model captures the major two observed pollen episodes within ± 1 day. Spearman's coefficient of correlation is $R=0.68$ between average model and average observation in this case and $R=0.73$ between average model and average WXN-YUL. When daily temperature is superimposed in Figure 4.6 (dashed curve with squares), a relation seems to be present with pollen major peaks. In fact, Figure 4.6 shows that whenever the observed pollen episodes occurred in Montreal (main daily concentration greater than 80 grains/m^3), mean daily temperature was in a window between 10 and $18 \text{ }^\circ\text{C}$ (see temperature window between horizontal lines in Figure 4.6). A similar observation (i.e. narrow range of temperature) was also noted in the study of *Kawashima and Takahasi* [1995] for Japanese cedar and *Antéparia et al.* [1995] for the grass pollen in European Atlantic Seaboard. The latter authors obtained a range of temperatures of $15.7 - 21.7^\circ\text{C}$ (i.e. $18.7 \pm 3^\circ\text{C}$) for the presence of grass pollen of 50 grains or more in Spain. Knowing that pollen episodes occur between such a small range of temperatures is very important in the prediction process and help atopic patients to better protect themselves by avoiding exposure whenever ambient temperatures are within that range (daily average). Note that the precipitation occurrence is given at the top of Figure 4.6 by a dot. In presence of precipitation, the model's value is attenuated to different degree as expected (washout of pollen by precipitation).

Overall, Figure 4.6 suggests that the presented modelling system can reproduce the two major observed pollen peaks (mean daily concentration higher than 80 grains/m³) reasonably well but with some delays. These results are found to show better accuracy compared with other simulations in a similar context made by other researchers for several tree taxa including birch [Efstathiou *et al.*, 2011; their Figure 12, Zhang *et al.*, 2014; their Figure 8A]. The differences could be explained by a different treatment adopted here (phenology and a simple spatio-temporal profile of pollinic emission). On the other hand, as found in several studies, numerical models have weak skills to predict and simulate the beginning and end of the season [Sofiev *et al.*, 2013a,b] and this also represents a source of uncertainties. Note that the presence of model simulated secondary peaks near Julian day 120-121 and near day 138-139 are not present in observation (UdeM) and not synchronous either with the statistical forecast produced by Weather Network for Montreal. This again could be due to weaknesses of the phenological and/or emission models used here introducing some artefacts in the simulations.

4.3.3 Model simulated spatio-temporal distribution

A typical simulated horizontal distribution of *Betula* pollen for May 11th 2012 at 18UTC (2 PM local time) is shown in Figure 4.7. Annex 9.8 provides a link to a video showing hourly temporal sequence during the whole study period (11th April- 31st May 2018) of the full pollen simulation experiment. Simulation shows that “cloud pollen” concentrations can at times reach and exceed 500 grains per cubic meter (for one-hour average) especially downwind of the major area source affecting Montreal. Transport of pollen (see black arrows for wind speed and direction on Figure 4.7) from major area source (i.e. Laurentides) was frequent during spring 2012 bringing values over 80 grains per cubic meter in numerous occasions (see video link in Annex 9.8 and Figure 4.6). Note that the distribution of simulated airborne pollen concentration in Figure 4.7 is very different from the vegetation density for birch (source area of *Betula* pollen, see Figure 4.2B for vegetation cover density) as well as for average flux emission (Figure 4.5B) showing the impact of meteorological factors, atmospheric transport, dispersion and topography on reshaping the distribution of pollen after emission from the area sources. Moreover, the various forms of the multiple “pollen clouds” indicate the complexity of meso-scale atmospheric phenomena (as discussed in Section 4.1). Note that *Betula* pollen after it is released acts as a passive atmospheric tracer (in absence of clouds and precipitation).

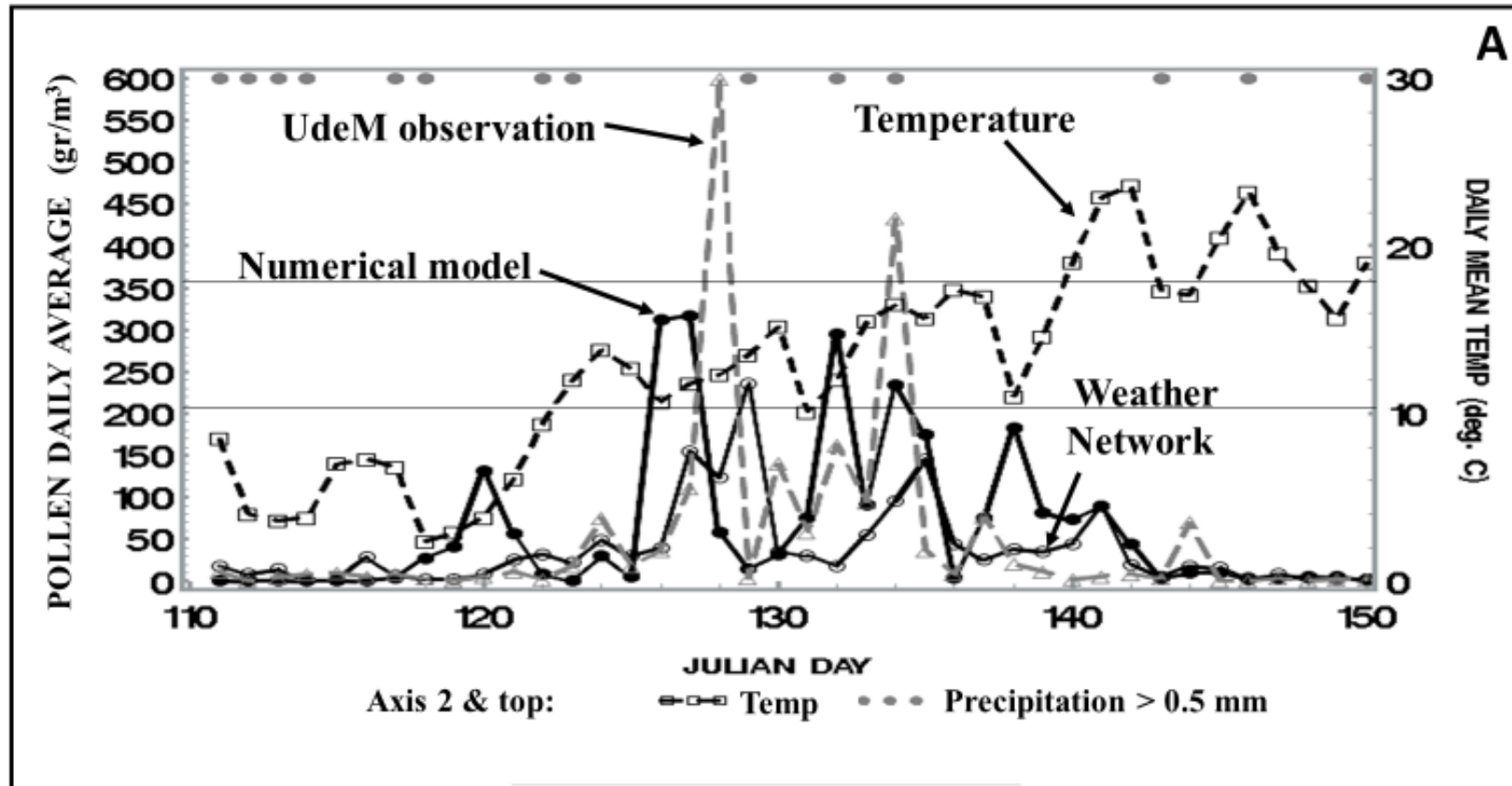


Figure 4.6 Time series of numerical model for pollen concentration in Montreal as compared to observations taken at UdeM and with Weather Network forecast using A) current day average (mean of lag0). Note. Grey dots at the top of each panel means presence of significant precipitation (more than 0.5 mm). Reference lines correspond to 10°C and 18°C (see text for details).

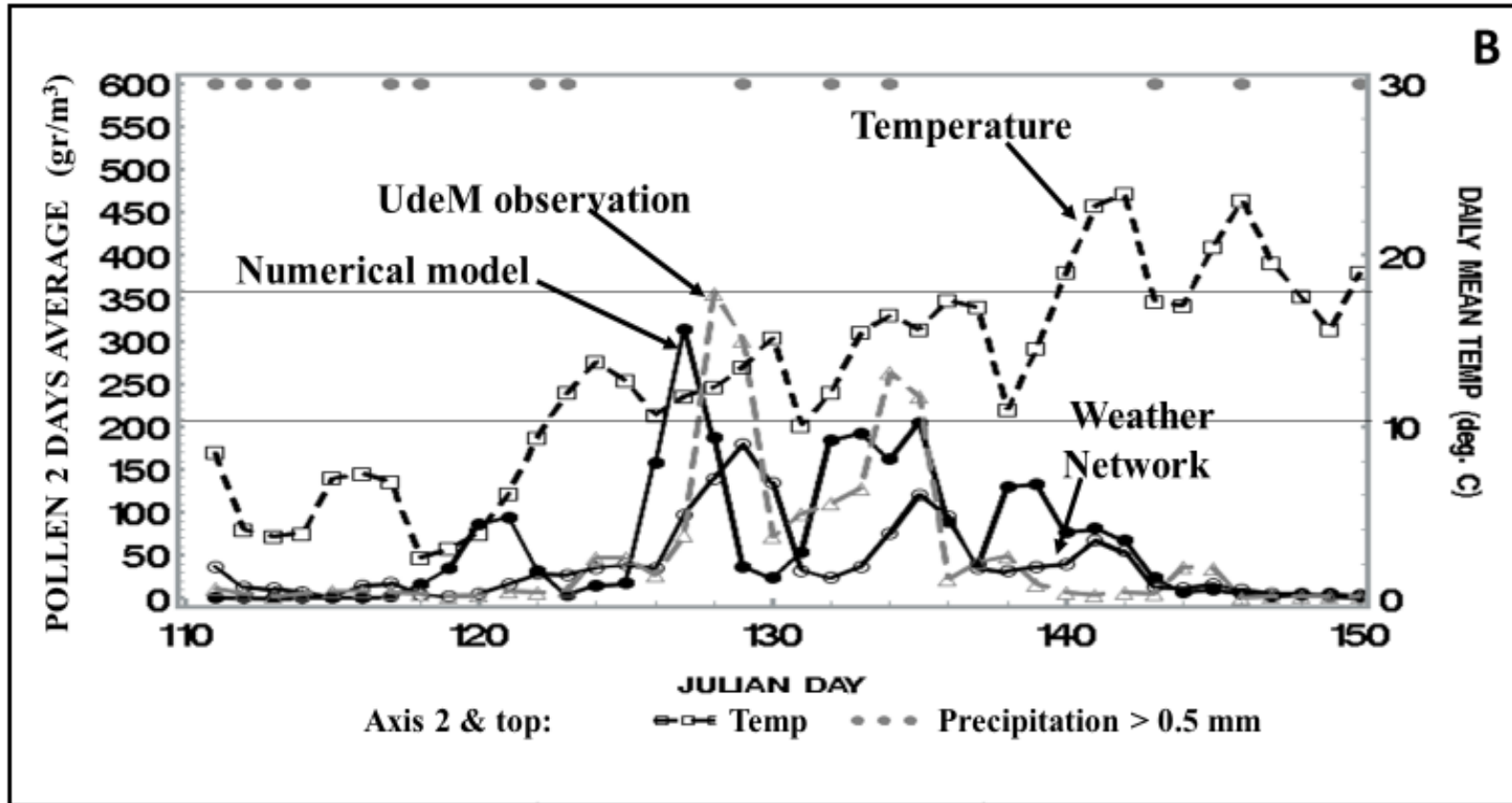


Figure 4.6B as an A) but with two days moving average.

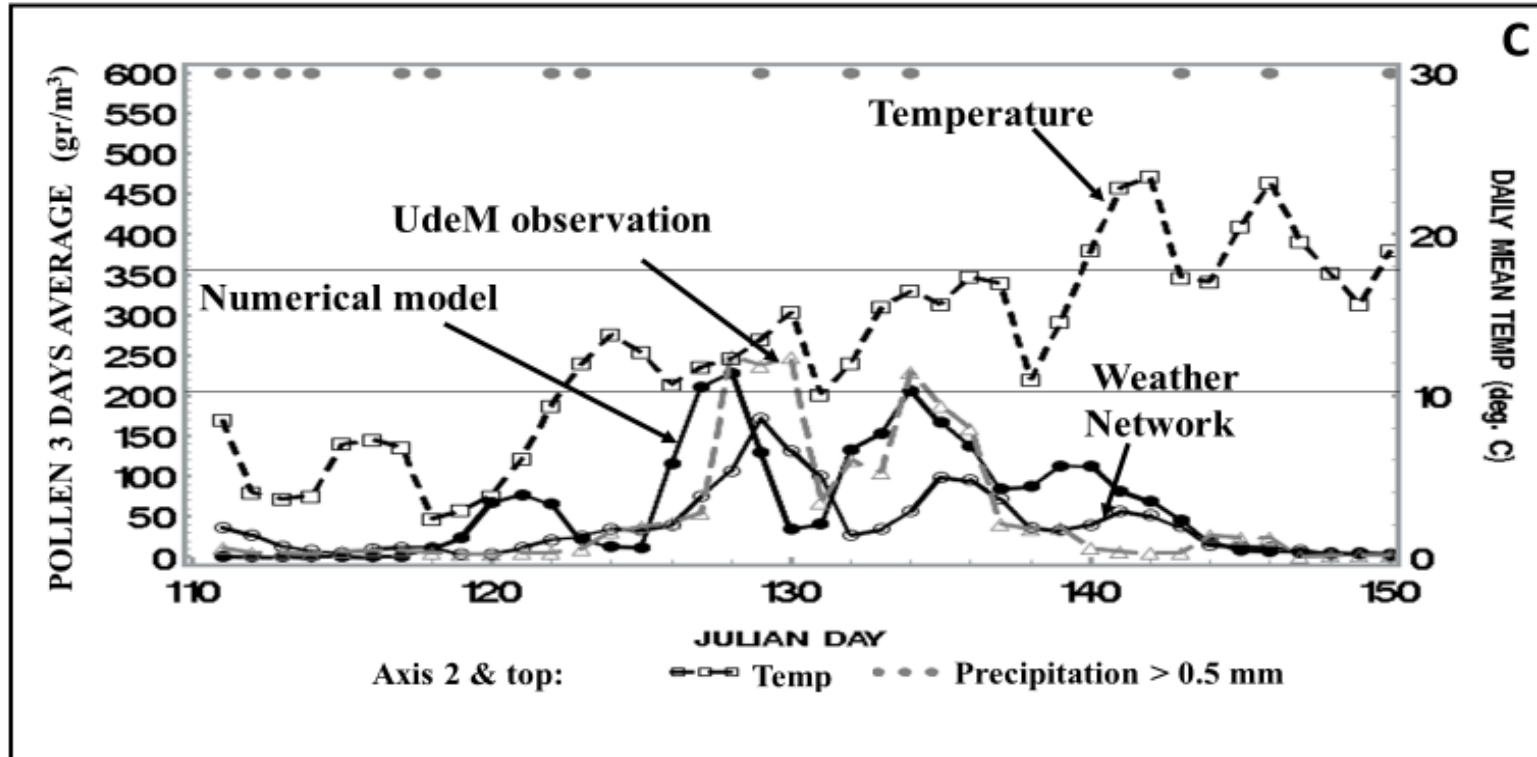


Figure 4.6C As in A) but with three days moving average.

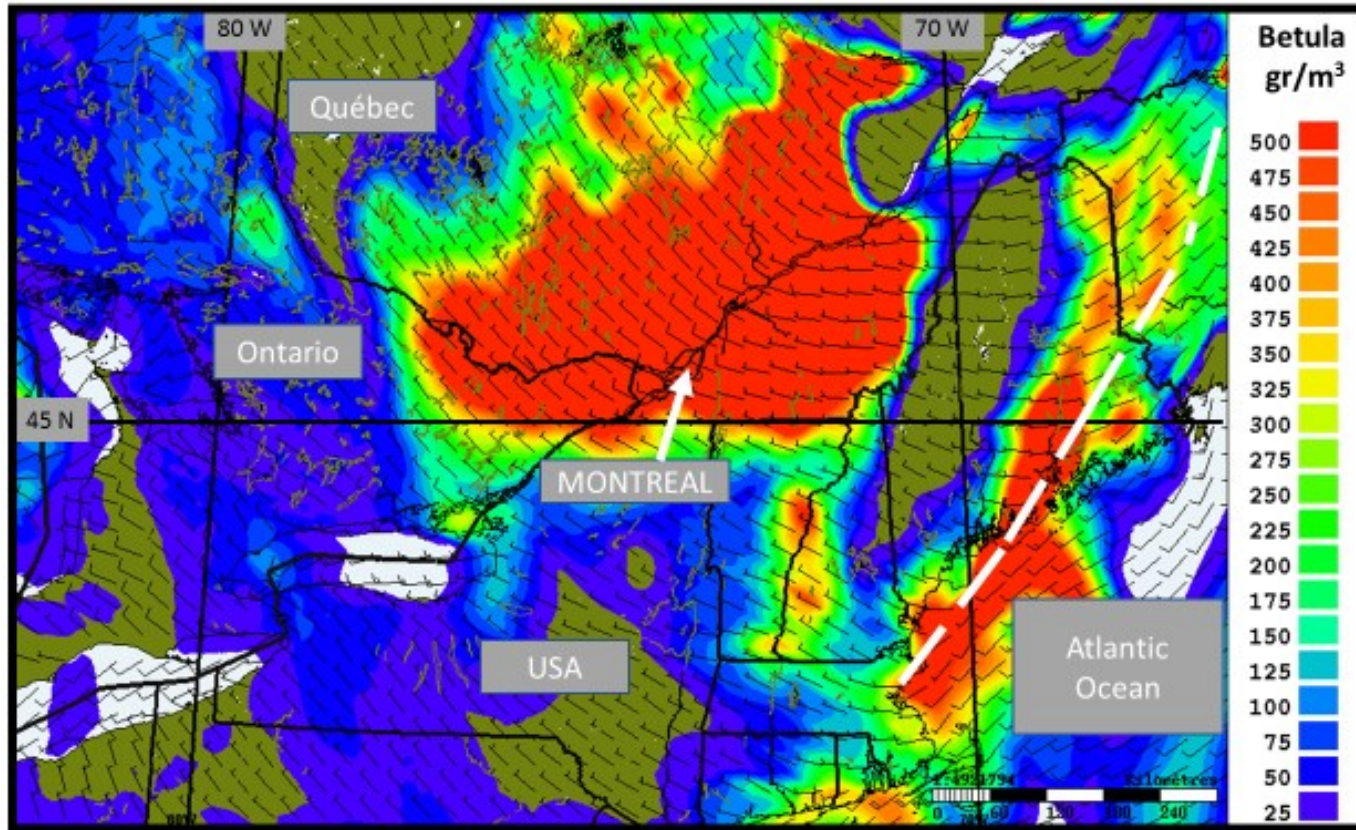


Figure 4.7 Model outputs *Betula* pollen concentration over the reduced domain for 11th May 2012 at 18UTC (2PM local time in Montreal). Note that the wind vector is superimposed on the figure defining the flow direction. The white dashed line indicates the position of a surface pressure trough as given by the meteorological model GEM.

4.3.4 Vertical cross section of simulated pollen

It is also interesting to look at vertical cross section output to help validating the three-dimensional model simulation performance (Figure. 4.8). The point Y corresponds to the location of Montreal in Figure 4.8A. and to Québec City in Figure 4.8B. The cross-section X-Y-Z for May 13th at 18UTC shows that the pollen cloud vertically extends up to cover the whole boundary layer in both cases (i.e. up to 0.8 hybrid vertical coordinate or about 2-3 km altitude). The highest pollen concentrations lie within the atmospheric boundary layer (about 1-1.6 km depth or up to vertical levels around 0.85-0.9 hybrid). At Quebec City (Figure 4.8B), near surface hourly values exceeded 1000 grains per cubic meter (one-hour average) on May 13th at 18UTC when the “pollen cloud” passes over the city. This value seems high compared to values shown in Figure. 4.6 but the latter corresponds to daily average whereas Figure 4.8 shows a snapshot of hourly average (hourly maximum values). Overall, these results agree reasonably well with the literature which reports that pollen grains that are released during warm sunny days are often well mixed throughout the whole atmospheric boundary layer (hereafter ABL) which is about 1-2 km altitude during a typical sunny afternoon [*Raynor et al.*, 1970; *Gregory*, 1973; *Mandrioli et al.*, 1984; *Helbig et al.*, 2004]. However, *Kawashima and Takahashi* [1995] reported that more than 50% of the pollen grains of Japanese cedar were observed at a height of 300 meters or less (corresponding to 0.95-1.0 hybrid levels in Figure 4.8). This suggests that most of the cedar pollen is transported in the lower part of the convective boundary layer whereas birch pollen could extend to higher altitude. In fact, in the case of the buoyant birch pollen (due to its low density), the vertical distribution extent is likely to be higher as depicted in Figure. 4.8. *Comtois et al.* [2000] found observational evidence for a layer of pollen transport at about 500 m above the ground with pollen concentrations higher by 30 % compared to ground level. *Mandrioli et al.* [1984] show vertical profile of pollen (their Figure 8) which corresponds to the decrease shown in our Figure 4.8 (that is, pollen concentration is maximum near the surface and decreases to few gr/m^3 about two km of altitude above ground level). Using a mesoscale model, *Schueler and Schlünzen* [2006] showed that oak pollen vertical dispersal reached height of 1300 meters also in agreement with our results. More recently, *Noh et al.* [2013] observed by lidar (light detection and ranging) that tree pollen is lifted to 1-2 km of altitude during the day. Moreover, vertical dispersion of up to 1-2 km as shown in our simulations are perfectly consistent with long range transported distance of 1000 km reported in Europe for

Betula. For example, a pollen at altitude of 1.5 km under a sedimentation velocity of 1.3 cm/s would be airborne for about 32 hours. Under a moderate wind speed of 30 km/h, the pollen would then be transported to about 1000 km which is typical for birch and in agreement with *Sofiev et al.* [2006a,b]. This indirectly confirms the validity of many of our modelling assumptions concerning vertical distribution of *Betula* pollen in our simulations. Nevertheless, more measurements of pollen vertical profile such as done in Europe (e.g. MicroPoem initiative, <http://edoc.unibas.ch/31204>) will be needed in the future to understand the flow of biological aerosols but also to better study the behaviour of the complex motion within the boundary layer since pollen needs to be transported vertically before they can travel long distance.

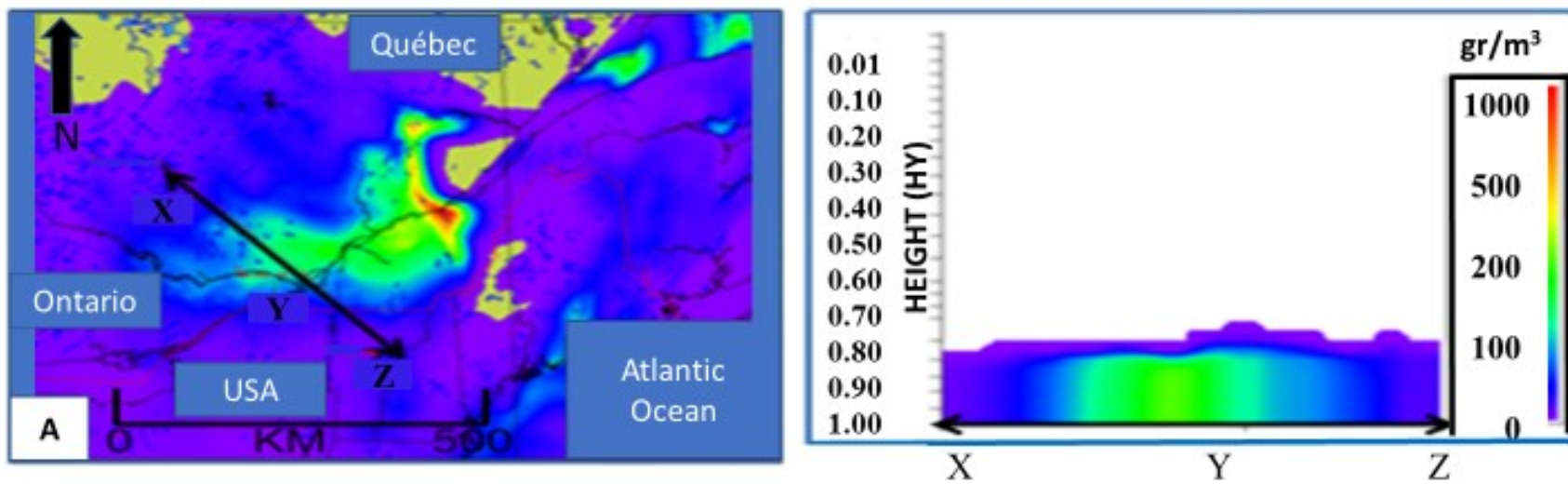


Figure 4.8 A) Model outputs (gr/m^3) (left) and vertical cross section (X-Y-Z) (right) for May 13th at 18UTC through Montreal.
Note. The vertical coordinate is expressed with HY (hybrid vertical coordinate, HY=1.0: surface, HY=0.8: 2 km altitude).

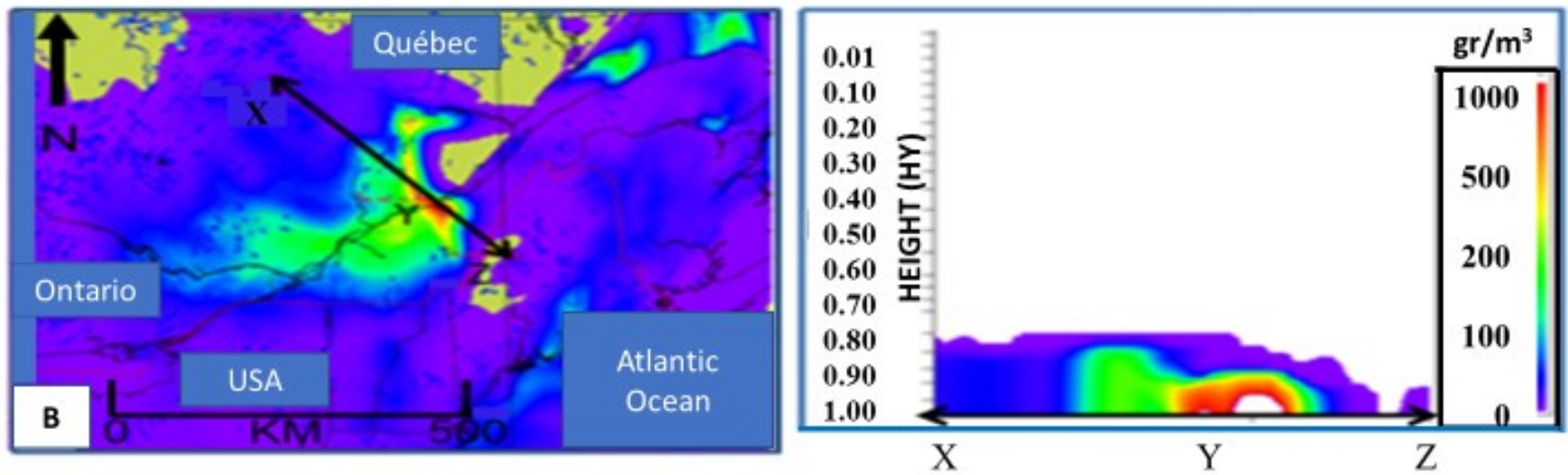


Figure 4.8 B) Model outputs (gr/m^3) (left) and vertical cross section (X-Y-Z) (right) for May 13th at 18UTC through Quebec City.

4.3.5 Simulated pollen diurnal profile

Knowledge of diurnal variations can help atopic patients to avoid exposure to allergenic pollen during critical hours of the day. Simulated averaged diurnal profiles are shown in Figure 4.9 for the study period (April 11th - May 31st May 2012) for different locations in the study area (see location of the sites indicated by a triangle in Figure 4.3) and for Montreal. To make the analysis easier, we must distinguish first here between two types of sites: a source site (located in a high density of *Betula* vegetation, i.e. a major emission source) and a receptor site (located away from high density of *Betula*, i.e. low emission source). In Figure 4.9, as expected, a strong peak in the morning (around 8AM, local time) reveals the signature of source sites (i.e. Mont-St-Michel, Mont-Sutton, and Sherbrooke). For sites not located within the source areas, (i.e. receptor sites: Montreal, Ottawa and Quebec), there is a time lag necessary to reach maximum pollen concentration later in the day (i.e. afternoon). This lag is due to the transit time from source areas to receptor areas associated with TDMLD so that concentrations build up in the morning and reach a plateau in the afternoon at the time of maximum mixing and height of the ABL for the latter sites. Notice that nocturnal concentrations are minimum due to absence of pollen release during that period of the day. However, non-zero values at night may indicate that pollen grains were released the previous day (or preceding days) and arrived via medium and long-range transport [Smith *et al.*, 2008]. Another explanation could be also related to night-time cooling. The latter condition would help the deposition of pollen grains that had been kept airborne during the previous day by convection [Faegri and Iversen, 1989].

Afternoon pollen maximum concentrations are common in urban centres (which usually are not emission regions). Peaks between 14-16 UTC (2 to 4 PM local time) in North London were found by Skjøth *et al.* [2009]. In addition, the minimum value found in Neuchâtel (Switzerland) was between 4 and 8 AM (local time) according to a study by Clot [2001]. Similarly, Mahura *et al.* [2007; 2009] show that the diurnal profile of *Betula* has a minimum value in early morning hours and start to increase after that time at two different receptors sites in Denmark. Finally, diurnal variation of total airborne pollen in Taipei City (1993 and 1994) has also a very similar profile to what is shown in Figure 4.9 (maximum concentrations in the morning decreasing to a minimum at 7 PM and low values at night for source sites). In southwest Spain, *Betula* concentration at receptor sites was also recorded to exhibit a similar diurnal pattern to that in Taipei City (also a receptor site) with a high concentration from 10 AM to noon in 1982 and 1983

[Yang *et al.*, 2003]. The presented simulation (Figure 4.9) also seems to reproduce a similar pattern with a minimum shortly before 8 AM and increasing values after the following hour or so for receptor sites (MTL, YQB, YOW) and a peak value in the morning for source sites (MSM, MTS and YSC). Therefore, the hypothesis of a puff release at 12Z (8AM local time in Montreal) made here is supported by comparing simulated diurnal profile with observational evidence reported in the literature. As already mentioned, the pollen airborne concentration and the shape of the diurnal curve is also affected by the dynamics of the meteorological factors [Norris-Hill and Emberlin, 1991]. Moreover, boundary layer processes and its representation in models have a central role in shaping the vertical and spatial distribution of tracers in the atmosphere [Lin *et al.*, 2008; Bosveld *et al.*, 2014].

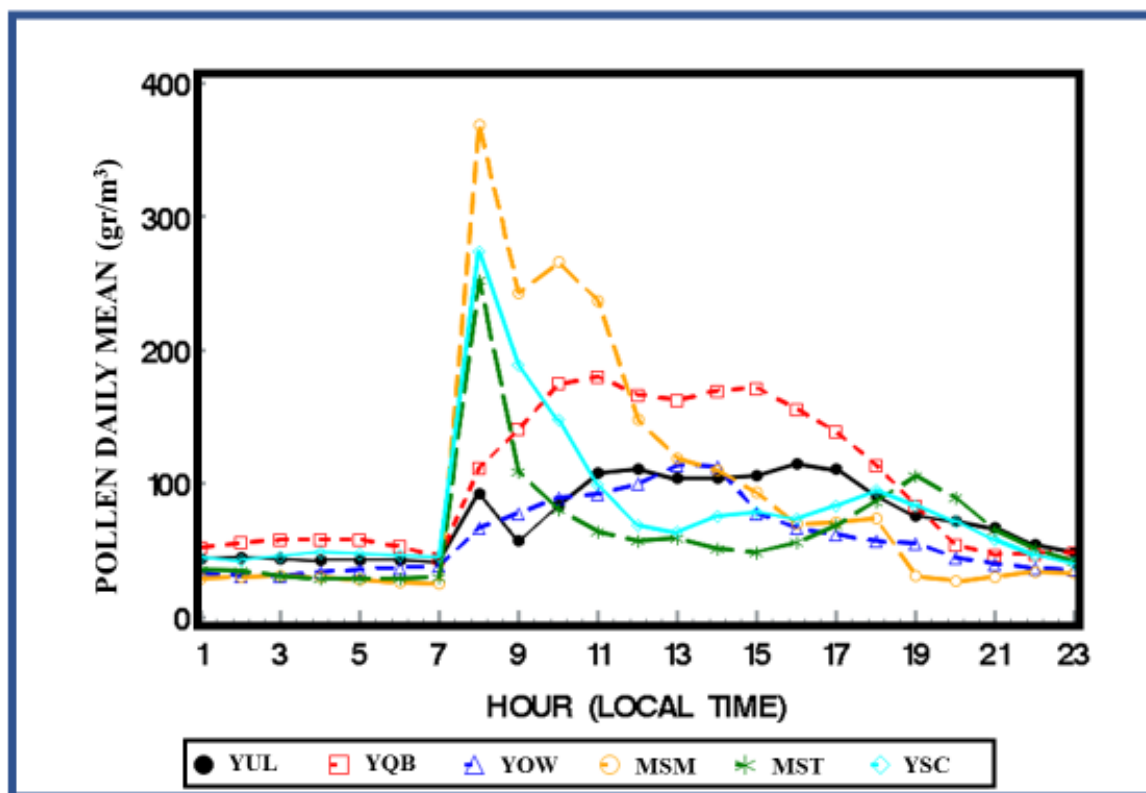


Figure 4.9 Average diurnal profile of *Betula* counts (April 11th – May 31st 2012) for simulated pollen for receptor sites: Montreal (YUL), Quebec (YQB), Ottawa (YOW) and source sites: Mont-St-Michel (MSM), Mont-Sutton (MST) and Sherbrooke (YSC). Note: see location of sites in Figure 4.3.

4.4 Numerical validation

In section 4.3, numerical simulation outputs were qualitatively compared with observations, WXN statistical forecasts or results from the literature for vertical profiles. In this section, numerical metrics are used to examine in greater details the performance of the simulation. It is important to perform a numerical validation of a model in a known environment where the measurements are available and of good quality to quantify the skill of the model. UdeM has a measurement site providing daily average of pollen counts and it is the only one from which data could be made available for this study. In addition, statistical forecast for many locations in Canada are also available from Weather Network and will be used as proxy for observations in Section 4.4.2 to help validating the numerical simulation outside Montreal and to examine the representativeness of the phenology parameters (starting date and length of the season) derived in *Robichaud and Comtois* [2017].

4.4.1 Numerical comparison of pollen counts with observations

A summary of descriptive statistics for model output simulation interpolated for Montreal location (model average from run launched at 00Z and 12Z), statistical forecast provided from Weather Network (WXN-YUL), pollen observations (from UdeM) and daily LTAA (Long term aeropalynological average value) also for Montreal can be found in Table 4.3 below. The LTAA values are based on observed daily mean pollen concentrations averaged over 17 years (1996-2012) at the site of UdeM.

Table 4.3 shows that model simulation agrees reasonably well with observations for daily mean pollen concentration and pollen seasonal index (SPI). Both model simulation (overestimation of 424 grains/m³ for SPI compared to observations, see last column, i.e. 2501 minus 2077) and WXN-YUL forecast (underestimation of 541 grains/m³ for SPI) are relatively closer to observation (seasonal value of 2077 grains/m³ at UdeM for 2012) than the value from a prediction based on calendar's method (LTAA), persistence or a combination of both persistence and LTAA which all overestimate by more than 850 grains/m³.

Table 4.3 Descriptive statistics obtained for model simulation, statistical forecast (WXN-YUL), observation (UdeM), LTAA, persistence and a combination of persistence and LTAA during the study period (2012).

	Daily Mean (grains/m³)	Standard deviation (grains/m³)	SPI (seasonal pollen index)	Difference SPI (model and observed)
Model (lag 0)	61.0	89.5	2501	424
WXN-YUL	36.6	49.2	1536	-541
Observation (UdeM)	49.5	114.4	2077	-
LTAA³⁸	79.9	67.7	3354	853
Persistence (from year 2011)	90.6	179.8	3624	1547
LTAA & persistence	90.1	100.4	3784	1707

³⁸ Obtained from *Robichaud and Comtois* [2017]

Table 4.4 Performance of the modelling system for pollen concentration (lag 0 and lag 0-2) compared to: i) a statistical forecast (obtained from Weather Network, i.e. WXN-YUL), ii) from LTAA, iii) from persistence (last year's value for the same day) and iv) from a combination of persistence and LTAA evaluated in Montreal. The metrics used are R (Pearson's and Spearman's coefficient of correlation), average OmP, standard deviation of OmP (RMSE), average absolute value of OmP, false alarm rate for low threshold (FAR30) and high threshold (FAR80) and percent correct for low threshold (PC30) and high threshold (PC80).

	R (Pearson)	R (Spearman)	Mean OmP	RMSE OmP	MAE (%) OmP	FAR30	FAR80	PC30	PC80
Model (lag0)	0.35	0.52	-10.4	119.2	61.2	0.21	0.12	0.82	0.86
Model	0.63	0.54	-9.9	57.4	37.0	0.21	0.12	0.82	0.89
Avg (lag0-2)									
WXNYUL (lag0)	0.39	0.60	12.9	105.3	48.1	0.18	0.05	0.84	0.91
WXNYUL Avg (lag0-2)	0.38	0.60	11.9	49.2	29.3	0.18	0.02	0.85	0.94
LTAA (lag0-2)	0.25*	0.41	-30.2	66.8	53.0	0.14	0.17	0.92	0.87
Persistence (lag0-2)	0.20*	0.34	-50.6	159.1	86.2	0.22	0.08	0.82	0.88
LTAA/persistence (lag0-2)	0.24*	0.38	-40.4	101.2	62.7	0.18	0.13	0.86	0.90

Note: lag0 average and the 3-days moving average (lag 0-2) are evaluated for both model and statistical forecast (WXN-YUL), * indicates non-significant correlation with observations. Bold numbers indicate the best scores among all forecast methods.

We now use the metrics defined in section 4.2.7.3 (see Annex 9.2.3 for mathematical formulation) and present a summary of the results in Table 4.4. Both correlation coefficients are computed (Pearson's and Spearman's) as well as the mean difference OmP (Observation minus model Prediction) and its standard deviation (i.e. RMSE). The mean absolute error (MAE in %) is also given in the table. Finally, categorical indices such as FAR (False Alarm Rate) and PC (percent correct or hit rate) are computed using two thresholds defining an event versus a non-event. The two thresholds used are respectively 30 and 80 grains per cubic meter (see section 4.2.7.3) and are labelled FAR30, PC30 and FAR80, PC80 respectively in Table 4.4. We then note that the 3 days model average (i.e. mean of lag0, lag1 and lag2, noted lag0-2) performs better than a forecast based on LTAA (calendar's method), based on persistence or a combined LTAA and persistence for all metrics except for percent correct (PC30) and false alarm ratio for the specific level of 30 grains/m³ (FAR30). However, the point wise specialized statistical forecast provided by WXN-YUL is the most accurate for all the metrics except for the mean bias of OmP (positive mean OmP, i.e. it shows an under prediction as discussed above). Nevertheless, biases obtained by the model simulation here are relatively small and much less than obtained by any other methods as revealed by Table 4.4.

4.4.2 Representativeness of the phenology model

Parameters of a phenology model using local meteorological data and pollen count data taken in Montreal as well as some global indices such as NAO or ENSO/MEI was developed in *Robichaud and Comtois* [2017]. In this section, we evaluate the spatial representativeness of the above phenology model by comparing several statistical forecasts provided by Weather Network in eastern Canada with our model simulation. Figure 4.10 presents time series of both model simulation and WXN statistical forecast at various points. The comparisons are made at eight sites (see location of the sites in Figure 4.3). These sites were selected because a daily forecast was available from WXN. Table 4.5 presents the Spearman's coefficient of correlation between model simulation and WXN forecast for each site. Results of the table are plotted in Figure 4.11 as a form of variogram (coefficient of correlation against distance) and shows a linear decrease of the correlation between model simulation versus statistical forecast with distance from Montreal. Figure 4.11 suggests that beyond a certain radius (about 400-500 km) there is no longer

coincidence between the two sources of information (R drops below 0.5 between model simulated and WXN time series). We consider the amount of variance explained (R^2) as a measure of spatial coherence. The method used here allows to estimate the area of representativeness of the phenology model which was developed for Montreal (see *Robichaud and Comtois, 2017*). This distance found is surprisingly large giving the various climatic diversity of the regions and climatic gradients within the region. Note that the lack of representativeness for larger scales (> 500 km) does not affect the quality of the simulation presented here since the major area sources (Laurentides, Eastern Townships and New England) are mostly located within 400-500 km of Montreal. However, it should be noted that this limits the extension of the model simulation to other regions of Canada and North America located beyond 500 km of Montreal. Beyond that distance, for example, sites in Ontario (Toronto, Barrie and London) tend to have their pollen season starting earlier than that in the model simulation (see Figures 4.10F, G, H) and consequently the model simulation based on phenology developed for southern Quebec will significantly lag in time as compared with the starting date for those sites in Ontario.

The result obtained for the area of representativeness found here is quite compatible with results of *Ranta et al. [2011]* who showed that the coefficient of correlation of the inter-annual variability between sites for the *Betula* pollen in Finland is over 0.5 for most sites lying within 400-500 km of distance as well. Note that the WXN forecast peaks within a radius of 500 km from Montreal are slightly delayed compared to the model simulation for Sherbrooke (YSC), Ottawa (YOW), Quebec (YQB) and Kingston (YGK) in Figure 4.10. The same observation holds for Montreal as well (Figure 4.6). Finally, WXN forecasts also seem to systematically present values less than the simulated pollen concentrations or observations (i.e. systematic under forecasting).

Table 4.5 Coefficient of correlation between simulated value and statistical forecast (from Weather Network) given for different location as a function of distance. A linear fit of the data defines a correlation function. The result of this Table is plotted on Figure 4.11.

	Distance (km)	R	SPI (model)	SPI (WXN)
Montreal (YUL)	0	0.72	2506	1536
Sherbrooke (YSC)	150	0.685	2558	1681
Ottawa (YOW)	165	0.849	2395	2121
Quebec (YQB)	275	0.496	3339	1897
Kingston (YGK)	289	0.63	1441	1772
Chicoutimi (YSJ)	456	0.56	2866	1166
Toronto (YYZ)	545	0.43	2380	1910
Barrie (WCU)	621	0.30 ^a	2144	2158
London (YXU)	721	0.05 ^b	1854	1102

Note. $p < 0.01$ except if mentioned otherwise, ^a: $p < 0.05$, ^b non-significant (i.e. $p > 0.1$).

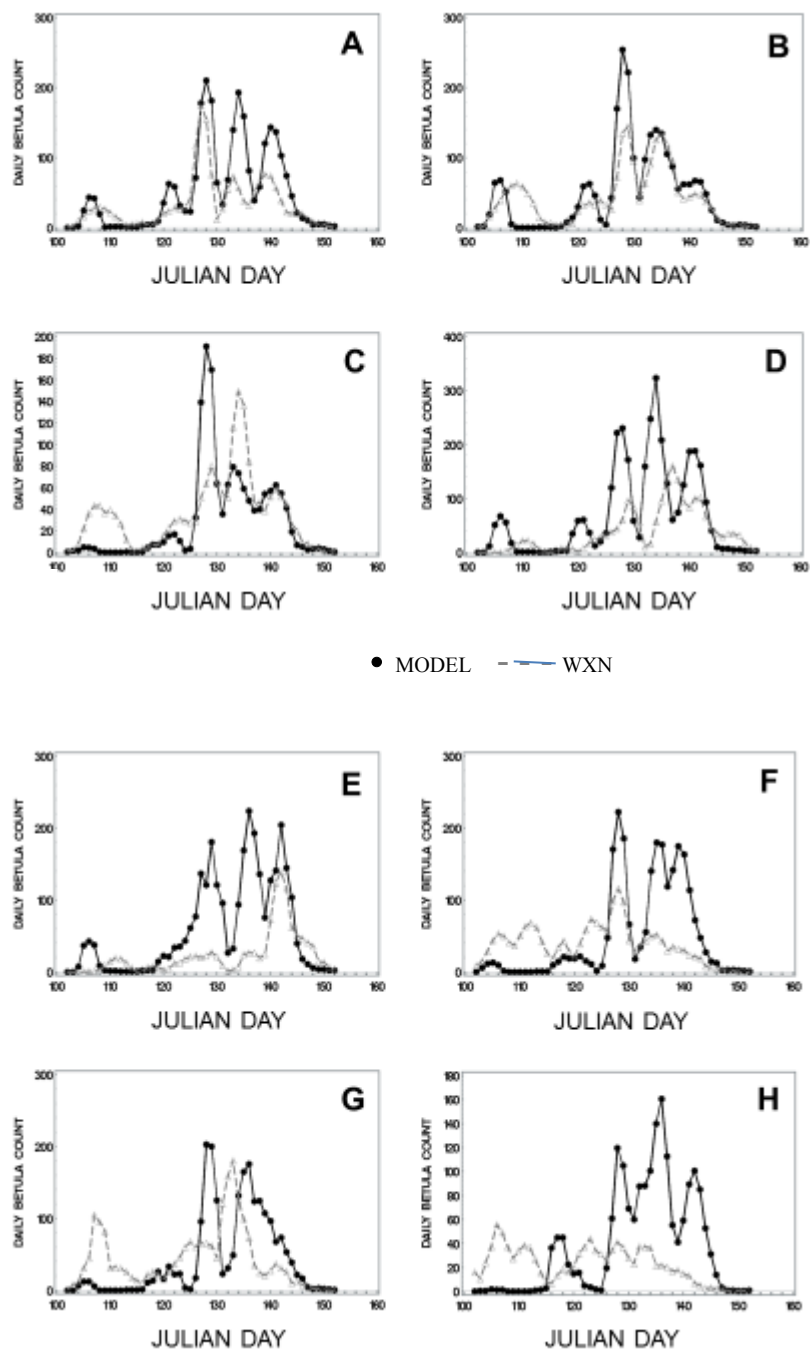


Figure 4.10 Time series of moving daily averaged pollen count (*Betula*) model output simulation (solid black) compared with moving average statistical weather forecast produced WXN (dotted grey) versus Julian day for A) Sherbrooke (YSC), B) Ottawa (YOW), C) Kingston (YGK), D) Quebec (YQB), E) Lac St-jean (YSJ), F) Toronto (YYZ), G) Barrie (WCU) and H) London (YXU).

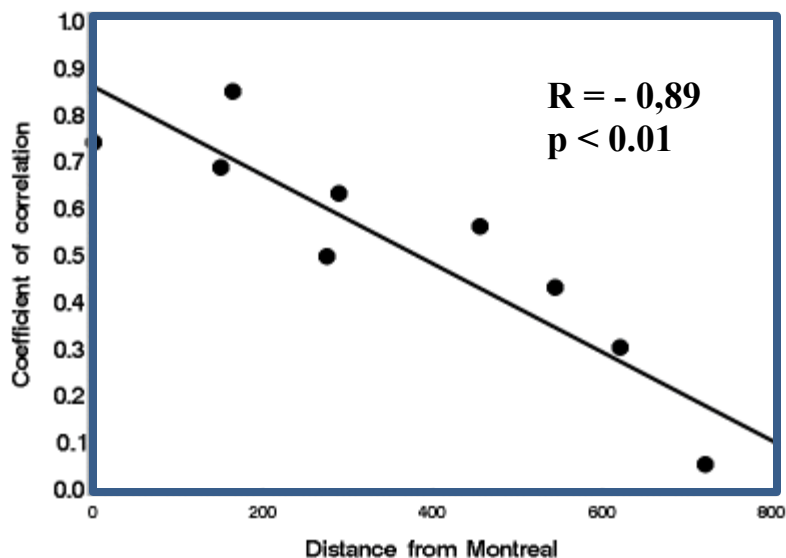


Figure 4.11 Variogram showing correlation between model pollen output concentration and WXN statistical forecast time series at a given location (see Figure 4.10) versus its distance from Montreal.

4.5 Contribution of major source regions to the *Betula* pollen arriving in Montreal

For pollen allergy sufferers, it is also important to know the origin of their allergy, i.e. the source region (local or remote) of birch pollen arriving at a specific location where they live. In this section, numerical experiments were done to explore the pathways of transport during the spring pollen season of 2012 for *Betula*. Using the methodology described in Section 4.2.8, Table 4.6 shows the results of the different numerical experiments indicating the percentage (%) of pollen originating from each region or sub-region as compared to the base case simulation (presented earlier). From the results, it is obvious that the southern Laurentides mountains (region 4 in Figure 4.4) is the major source of pollen for Montreal (with 55% of the total pollen load). The second highest contribution comes from the northern Laurentide mountains (region 3 with 33% of the total load). These sub-regions together contribute to 88% of the total. Note that these results are valid for the spring pollen season of 2012 and could be different from one year to another as the meteorological conditions have a strong interannual variability. The contribution of local sources

from the Montreal area (region 6, Figure 4.4.) accounts for less than 1 % (0.6%) of the pollen in Montreal³⁹. Therefore, non-local sources (i.e. outside the island of Montreal) account for about 99% of the pollen arriving in Montreal during the spring 2012. Finally, all LDD sources (regions 1,2 and 5 in Figure 4.4) account for only 7.9% of the pollen load in Montreal. Table 4.6 summarizes the results which confirms and quantifies the remote origin of the pollen measured in Montreal. On the other hand, the great majority of the pollen originates from major sources within a radius of 400-500 km (i.e. Laurentides are within the representativeness region of the phenology model). Therefore, this result is consistent with results found earlier (Section 4.4.2) concerning the area of validity of the phenology model and of the simulation presented. We believe that the method used here is original and fulfills the purpose of determining the contribution of each source region. Note that other methods exist to trace back the origin of pollen such as back-trajectory methods [e.g. HYSPLIT software; *Stein et al.*, 2015] or inverse modelling method [*Sofiev et al.*, 2006b] but they do not allow quantification of the contribution of each source region in an effective and simple way. Moreover, traditional method such as HYSPLIT is not always adequate since turbulent and moist processes are irreversible especially when back-trajectories are passing over mountainous regions (most of birch population in Quebec lies in mountainous regions of Laurentides or Appalachian). Nevertheless, the HYSPLIT method if used with care gives some useful indication about the origin of pollen. Concerning inverse modelling, the latter is difficult to apply since the adjoint of the numerical code that must be obtained is a costly procedure.

³⁹ This low contribution is perfectly consistent with the relative low density of birch which is estimated to be about 0.5% in Montreal (see website <http://www.quebio.ca/fr/arbresmtl>).

Table 4.6 Contribution (in % of total) from different area sources to the total *Betula* pollen count SPI (seasonal pollen index) arriving in Montreal. The corresponding different source areas are shown in Figure 4.4.

	Source	Transport Distance	SPI (model)	% of total
Region 1	Newfoundland & Labrador	LDD	~ 0.7	~0
Region 2	Appalachian mountain	MDD-LDD	37.7	2.8
Region 3	Northern Laurentides	LDD	431.2	33.3
Region 4	Southern Laurentides	MDD-LDD	711.8	55.0
Region 5	W. Ontario & Prairies	LDD	68.5	5.1
Region 6	Montreal Island	Local (< 30 km)	8.3	0.6
Elsewhere	Other	LDD	45.3	3.2

4.6 Spatial distribution of air pollutants and *Betula* pollen

The GEM-MACH framework when modified for pollen simulation potentially allows study of interaction, and simultaneous evaluation of classical pollutants (ozone, fine aerosols and nitrogen dioxide) since geographical maps and model outputs for the same period and under the same simulated meteorological factors are available at the same time and over the same area. Figure 4.12 shows such numerical model output averaged for May 2012 for both *Betula* pollen concentration and classical near-ground air pollutants (ozone, nitrogen dioxide and fine aerosols). Pollutants and *Betula* pollen tend to accumulate into valleys due to poor ventilation in the low altitude corridor such the St-Lawrence valley or in the corridor Toronto – Montreal – Quebec whereas nitrogen dioxide (usually a marker of vehicular traffic) shows higher concentrations along roads, highways and maritime seaways. Note that most sources of pollution lie in these regions (where the population density is also more numerous in the corridor T-M-Q indicated in Figure 4.12A) and likely interact with biological pollution (e.g. *Betula* pollen). According to Figure 4.12, the city of Toronto and surroundings is likely to be at higher risk having both high *Betula* pollen concentration, high pollution and high population (near 5 million inhabitants). The highest health risk (combined aeroallergens and air pollutants) in eastern Canada lies within the major city

centres. The world's population living in large cities has grown from around 5 to 50% over the past two centuries [EEA-WHO, 2002] and this tendency is not likely to stop. Moreover, with climate change, biological-chemical-meteorological interactions will likely increase in Canada and around the world in the future [Cecchi *et al.*, 2010] and will impact more where the density of population is the highest, that is in urban areas such as Toronto and Montreal.

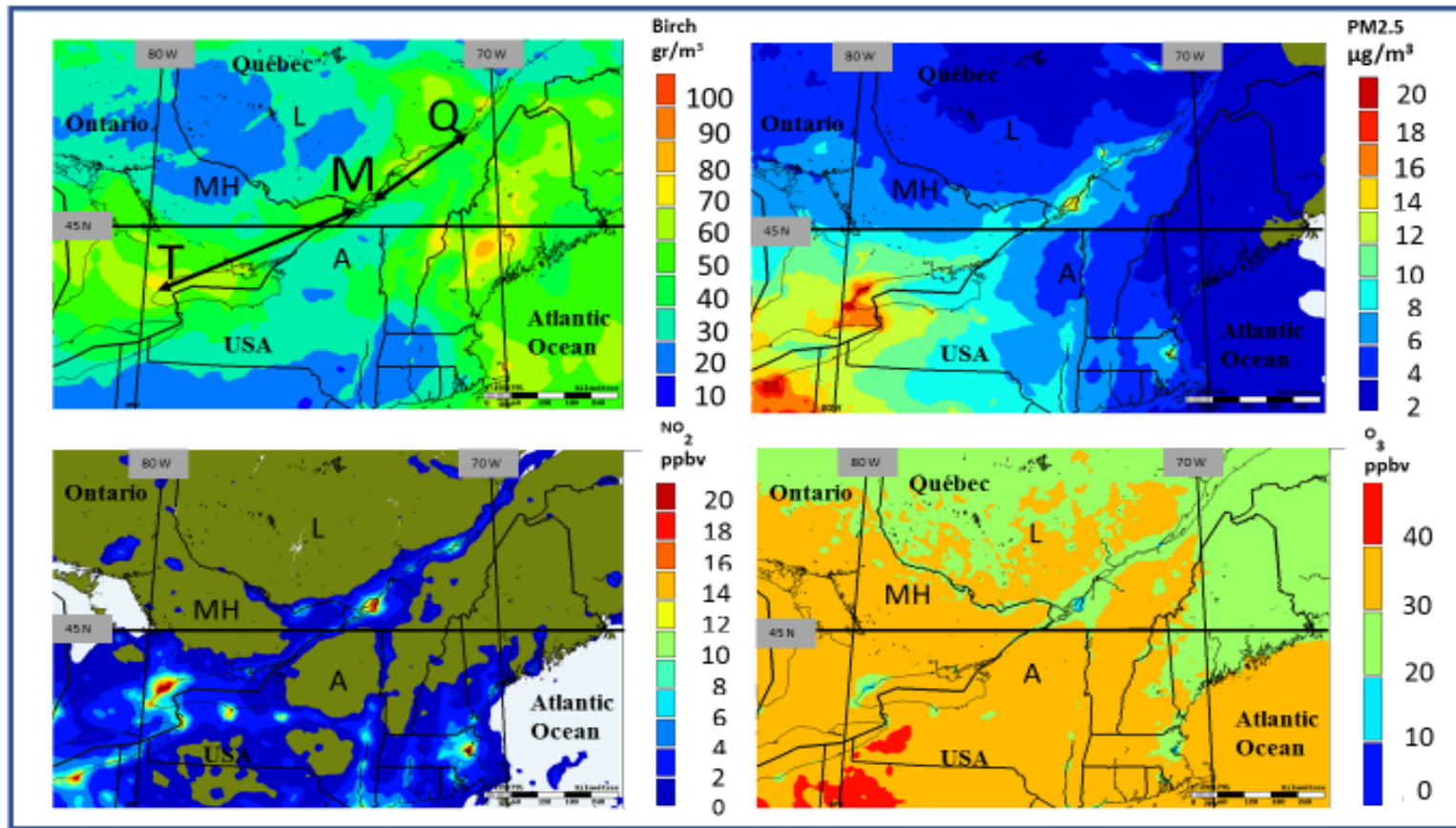


Figure 4.12 Numerical model output surface monthly average (May 2012) of A) *Betula* pollen count (grains/m³), B) aerosol fine (PM_{2.5}) in µg/m³, C) nitrogen dioxide NO₂ (ppbv), and D) ozone (ppbv). The corridor Toronto-Montreal-Quebec is indicated with an arrow. T: Toronto, M: Montreal, Q: Quebec City. Note the channelling effect of pollutants or pollen between Laurentides Mountains (L), Murray Hills (MH) and Adirondack mountains (A) or through the St-Lawrence River valley. Blue are for lowest values, green and yellow intermediate values and orange and red, the highest values. Note: For air pollutants, model outputs have been corrected with observations using the methodology developed in *Robichaud and Ménard* [2014].

4.7 Discussion

A modelling prototype which simulates emission, three-dimensional transport and dispersion of birch pollen (*Betula spp.*) has been developed in here. This novel technological development allows simultaneous analysis of pollen, air pollutants and weather conditions in a multiscale framework (local, meso and synoptic scale). It uses the coupled on-line meteorology-chemistry model framework (GEM-MACH), with BEIS/BELD3 vegetation database for birch distribution of vegetation, the modified pollen emission model of *Helbig et al.* [2004] and simple parametrization for dry deposition. The benefit of modelling pollen in the framework of regional air-quality models are multiple [*Zhang et al.*, 2014]; 1) it can be used in the forecast mode to predict pollen concentration, 2) it allows the analysis of potential synergetic effects of pollen with air pollutants, and 3) it can eventually allow to test how pollen as an effective cloud condensation nuclei (CCN) or ice nuclei (IN) which may affect precipitation and radiative forcing. In our study, we have focused on the first aspect and leave the two others for future work (outside the scope of this research study).

The spatio-temporal distribution, diurnal and vertical cross-section profiles and model outputs were analysed and the role of medium and long-range transport revealed. Independent validation with pollen data (from UdeM) and with an independent statistical forecast (from Weather Network; WXN) both suggest that the modelling hypotheses adopted here are sound and that the integrated modelling effort is reasonably successful. Using a 3-day moving average which filters some noise, agreement becomes remarkable between three different sources of information (UdeM observations and Weather Network statistical forecast, WXN, Figure 4.6C). This suggests that mismatches (e.g. Figure 4.6A) are mostly due to noise which affects temporal synchronicity. Therefore, birch concentration peak values were predicted to occur within two days of the measured peak. This result was also obtained by *Efstathiou et al.* [2011] for northeast USA for birch. According to *Kawashima and Takahashi* [1995], pollen tend to be overestimated at the beginning and the end of the season because we do not know how to consider the particularities of the flowering (different flowering at different time for different trees at different altitudes and with different micro-climate, impact of the age pyramid of the tree, etc.).

The comparison with statistical forecasts (WXN) for sites within 400-500 hundred kilometres of Montreal (see Figures 4.10 and 4.11) coincide to a reasonable degree with model

outputs. Beyond that distance, it is believed that the phenology model developed for Montreal is not representative (i.e. the pollen season starts at a different date). This is consistent with the fact that the model simulation and Weather Network forecasts diverge. Compared to other authors who did similar studies in North America [*Pasken and Pietrowicz, 2005; Efstathiou et al., 2011; Zhang et al., 2014*] our tree pollen simulation seems to be much closer to observations than the above studies (if we consider sites only within 500 km of Montreal). For example, the overall model performance obtained here is significantly superior to that obtained for *Betula pendula* in California in a similar numerical birch modelling study of *Zhang et al. [2014]*. Our results (Figure 4.6) show less misalignment of the time series (see *Zhang et al.'s Figure 8a*) and smaller difference with observations in here with respect to the maximum pollen value (their Figure 9a). Similarly, in a numerical simulation of birch over Northeast US [*Efstathiou et al., 2011*], the CMAQ model simulation shows a pollen peak about 4.5 times higher than observations for birch compared with an overestimation of less than 2 in here (Figure 4.6A). This confirms that the pollen simulation presented here seems to be of relatively higher quality than any modelling studies presented in North America so far for birch pollen.

It is believed that using puff release (morning window of pulse of emission at 12UTC) instead of continuous release (all day emission window) as well as using the concept of vertical correlation length to mimic full vertical mixing hypothesis seems to attenuate the deficiency of vertical transport of tracers within GEM-MACH and related boundary layer problems which lead to successful simulation in our case. Birch pollen simulation made by *Zink et al. [2013]* have obtained an average coefficient of determination (r^2) of 0.435 with observations using a new emission module called EMPOL. This value for r^2 is similar to the coefficient of determination obtained here by comparison of statistical forecast of Weather Network (if we consider the forecast as a proxy for observation, which is a reasonable hypothesis here in absence of other information). In fact, results presented in Table 4.5 (for sites within 500 km from Montreal), shows an average r^2 of 0.44. It is believed that in both cases (here and *Zink et al.'s study*), the relative success of simulation could be due to the same strategy of adopting a puff release rather than a continuous release for other authors mentioned above. In *Zink et al. [2013]*, when the favourable conditions for emission are met, pollen is released but further emission cannot take place anymore for the rest of the day (emission are shutoff thereafter). We believe that this procedure is equivalent to a daily pulse as adopted in the study presented here. On the other hand, it is suggested that systematic

underestimation of model pollen found in *Zhang et al.* [2014] and other authors [*Pasken and Pietrowicz, 2005*] could be due, at least in part, to absence of treatment to correct problem related to boundary layer and too weak vertical diffusion so that pollen stays in the lower levels of boundary layer and is not properly transported by stronger winds within the upper parts of the ABL because of known poor representation of mechanisms at the local scale within the ABL by meteorological models. This is important since for birch pollen, TDMLD plays an important role [*Sofiev et al., 2006a,b*]. In fact, in Montreal, according to our simulations, major episodes of *Betula* pollen mostly come from medium range sources (as shown in Table 4.6).

The birch modelling system has been evaluated in depth for the spring 2012. However, more cases and different years of simulation would be necessary and should be verified in the future as interannual variability of *Betula* pollen is strong. Numerical pollen and primary biological aerosols simulation is in its infancy and remains a challenging task. Studies as the one presented here should be further developed and use to guide public health authorities in their effort to reduce public exposure to allergens. *Klein et al.* [2012] describes such an effort in Europe for primary biological aerosols and this example should be followed as well in America. Developing pollen modelling (or more generally within the framework of a coupled chemical-meteorological-biological) opens the way to further research to study the interaction between biology, meteorology and chemistry and its impact on health. Moreover, the link between pollen and air pollution needs to be further examined and the modelling framework developed here is a small but valuable step towards a total environmental risk evaluation system to protect population.

Since this study is the very first version of a numerical birch pollen modelling system in Canada, it is considered from a scientific point of view as an original work although many details could be improved or refined in the future. Phenology modelling, boundary layer behaviour and pollen release module are believed to be the most uncertain parts of the modelling system. The fact that the phenology model is representative only for an area of roughly at most 500 hundred of kilometers around Montreal is perhaps one of the most important weaknesses of the modelling system presented here especially if, in the future, it is expected to be extended to other regions of Canada. Future work must improve on that aspect to get more realistic simulation especially for pollen coming from regions beyond that range (long range transport). Use of satellite data (MODIS, NDVI) to obtain the start of the season and other phenological parameter on a near real-time basis is a promising and a rapidly developing avenue [see *Li and Qu, 2013*]. Onset of

flowering of birch and leaf-bud burst of birch are well correlated making very appropriate the use of satellite observations. *Karlsen et al.* [2009] identified the NDVI threshold for each pixel when the onset of birch flowering occurred. The latter authors developed a model for real-time monitoring of the birch flowering. Therefore, we suggest that numerical modelling and satellite information of LAI should be combined through data assimilation technology to obtain better phenology models in the future. However, this improvement is far beyond the scope of this research and left as a long-term project.

Another challenging application of this modelling system is to extend and make connections to other genus (and eventually species) and to other biological particles such as pathogens including bacteria, viruses, spores [*Pöschl*, 2005 and references therein]. As shown in the literature⁴⁰, small submicronic protein particle (allergens) can escape the pollen grain following pollen rupture whenever the pollen is humidified [*Rantio-Lehtimäki et al.*, 1994; *Schäppi et al.*, 1997; *Taylor et al.*, 2004; *Miguel et al.*, 2006; *Sofiev and Bergmann*, 2013; *Zhou*, 2014]. The simulation presented here does not treat these tiny bioaerosols because there is at the current moment very poor knowledge to how we simulate them. Rather all studies in the literature have addressed the carrier itself, i.e. the pollen grain. However, future research should try to address the dispersion of allergens not only the carrier.

4.7.1 Evaluation of the uncertainty

Despite reasonable results shown in this research, large uncertainties remain associated with pollen emission, phenology, boundary conditions, transport inaccuracies (wind speed and direction), atmospheric instability, solar radiation, characteristics of the boundary layer, precipitation and dry and wet deposition. Other possible sources of errors are the following: vegetation misrepresentation, phenology heterogeneity among different birch variety or even different tree within the same species, north-south and altitude gradients of phenology not considered here, lack of resolution of model [see *Sofiev et al.*, 2013a for more details]. According to *Efstathiou et al.* [2011], sources of uncertainty also include small pollination window, inadequate spatial information in current land cover databases in North America. For example, here, due to similar morphological characteristics, all the *Betula* species (Table 4.1) were

⁴⁰ See Figures 2.2, 2.3 and 2.4 of this thesis.

considered identical and were assumed to have the same properties. However, it is not known to what degree is the impact of such hypothesis and future research is needed to elucidate this aspect. Moreover, microscopic counting of the genus *Betula* should in the future differentiate the species to be able to support modelling of *Betula* at the level of the species. More details about other uncertainties are given below.

Uncertainty related with the starting date of the flowering season is evaluated to 3-10 days in Europe [Siljamo *et al.*, 2008a,b; Siljamo, 2013]. Schaber [2002] observed standard deviation of 9.1 days for the pollen starting date for the same species in Germany whereas Siljamo [2013] found a range of 7 to 16 days for Finland. On the other hand, Ranta *et al.* [2008; 2011] reported that years of high or low pollen sums tend to occur at the same time at sites near each other. This is supported by other research dealing with synchronous flowering in different location [Koenig and Knops, 1998; Masaka and Maguchi, 2001 for Japan]. According to Isagi *et al.* [1997], most of plants tend to synchronize their pollinic emission within the same genus which seems to be a universal behaviour (called *masting*). Therefore, there is a discrepancy among researchers on the amplitude of phenology errors.

Despite the absence of phenology observations for this study, it is believed that phenology parameters inferred using aerobiological data in Montreal reflects well the pollen phenodates from its major source region (i.e. Laurentides, Eastern Townships, etc.). This is consistent with the fact that Montreal's local contribution is very small, and the pollen measured is largely transported from foreign regions (as shown in Table 4.6). In any case, the uncertainty related to phenology remains and should be further investigated in future work. However, phenology networks are still rare in Canada except for the province of Alberta [Beaubien and Johnson, 1994] and some other isolated sites. There is no equivalence whatsoever in Canada as compared to the European phenological Gardens. As of today, there is also no single database from which phenological birch flowering data could be obtained in Canada. For this reason, a multivariate regression model based on the STEPWISE procedure and using airborne pollen data was suggested for the Montreal area and surrounding *Betula* pollen sources (see Robichaud and Comtois [2017]). The representativeness of this model was evaluated here and found to be at most 500 km since beyond that distance model forecast and statistical forecast become uncorrelated based on local observation provided by an independent source (e.g. WXN forecasts) (Section 4.4.2). To have a

larger representativeness of the phenology model, similar studies such as done in Chapter 3 should be performed at a great number of sites using local data, but this is a very costly task which is beyond the scope of this study. Meanwhile, a promising avenue for phenology is the use of satellite data combined with a network of phenology in-situ cameras (phenocams network <https://phenocam.sr.unh.edu/webcam/about/>).

Uncertainties associated with the pollen emission module are also important [Duhl *et al.*, 2013; Sofiev *et al.*, 2013a,b] and include pollen emission probability (likelihood to bloom, i.e. parameter C_e in Equation 4.3) and the pollen pool Q_p parameter [Zhang *et al.* 20014]. It was found in preliminary results (not shown) that a symmetrical curve with respect to the anthesis point (see Annex 9.4.1, Figure A) produces over-forecast in the second half of the season whereas an *open-pocket* scenario (emission distribution reduced after anthesis point, see Annex 9.4.1, Figure B) would give better results in the second half of the season. However, uncertainty remains concerning this issue. Other sources of errors include vegetation distribution maps [Sofiev *et al.*, 2006a,b; Efsthathiou *et al.*, 2011; Sofiev *et al.*, 2013a] and forest canopy heterogeneity [Lefsky, 2010]. For example, it is important to note that pollen production may vary by at least an order of magnitude between species of a given genus [Duhl *et al.*, 2013]. Note that according to Siljamo [2013], Q_p is very uncertain varying with latitude and altitude and quite variable from one year to another [Ranta *et al.*, 2008] which further complicates the issue.

Pollen size distribution (we have considered only one size, i.e. 22 microns diameter for all pollen grains), pollen re-suspension processes, rebound as well as re-entrainment, have not been treated in this study. Finally, uncertainties of input meteorological factors (winds, temperature and precipitation) imbedded in the NWP and chemical transport models are also significant. Sofiev *et al.* [2006a,b] found that numerical meteorological input data set was the most important factor for *Betula* pollen numerical model performance. For example, the surface (2 m above the ground) temperature, humidity or 10 m wind speed are all used in the emission model whereas the canopy is located between 6-30 meters above the ground (according to Table 4.1). Moreover, small errors in the model wind direction can make a large difference over a long transport distance. For example, if a given simulated “pollen cloud” hit or not a measurement monitor (such as the one at UdeM) or misses it by little could be caused by only a small model error on wind direction. Rain forecast from the model is also generally poor for a given measurement point since rain and

showers are averaged over an entire tile of the numerical model (10 km by 10 km) and may not fall necessary at the measurement point. Microclimate exists especially in mountainous areas where most of birch pollen sources lie (e.g. in Laurentian or Appalachian Mountains) but the meteorological model cannot forecast correctly at the local and micro-scale (less than few km) leading to high uncertainty on the sub-grid scale especially over irregular topography (due to insufficient lack of model resolution).

4.7.2 Usefulness of simulating tree pollen in a meteorological-chemistry model

Traditionally, measured air pollutant concentration and meteorological parameters are not natively on the same locations or sampling schedule as the pollen measurement and are not located at the same site because pollution network and pollen measurement are managed by different institutions in North America (governmental institutions for pollutants and meteorology and private sectors and universities for pollen monitoring). Having all information in the same modelling framework as presented in here represents a very significant advantage for both users and scientists. It also allows for analysis and future coupling between pollen/cloud physics or pollen/pollutant interactions. In practice, it is also more natural to simulate birch pollen as a coarse aerosol through meteorological-chemistry model since we can benefit of all physical and chemical process which normally applies to coarse aerosols (transport, coalescence, dry and wet deposition, etc.). On the other hand, from a meteorological point of view, pollen is a powerful source of cloud condensation or freezing nuclei [Mohler *et al.*, 2007] acting at higher temperature below zero and more effectively than non-biological aerosols [Dielh *et al.*, 2001a,b]. According to Pruppacher and Klett [1980], pollen may be temporarily present in high concentration in the atmosphere in concentrations comparable to those of ice nuclei showing the importance of considering airborne pollen in cloud physics. Simulating three-dimensional pollen distribution could improve the treatment of clouds and rain if it is coupled with cloud physics parametrization and impact on radiative forcing [Zhang *et al.*, 2014]. The on-line semi-coupled framework biological-chemical-meteorological as the one described in our study allows this important aspect to be integrated in future research. The framework adopted in here allows in the future the study and implementation of complex synergy mechanisms between meteorology-chemistry and biology. However, for the moment, the complexity of this task will require a great deal of resources beyond the scope of this research.

4.8 Conclusion

Rarely numerical experiments of tree pollen have been performed in Canada despite that tree pollen is a known public health issue. Pollen allergies are among the most common respiratory problems and they are likely to increase in the future worldwide and Canada is by no means an exception to that given the context of global climate warming. *Betula* pollen is one of the most allergenic pollen in North America and more model simulations (eventually leading to a public forecast) are needed. However, the numerical forecasting of airborne pollen concentration is a very new field. Currently, there is no available method for estimating the phenology parameters over large territory such as Canada. Nevertheless, the present study was carried out to demonstrate a proof of concept and introduce the first regional numerical simulation of anemophilous tree pollen in Canada. The knowledge of spatio-temporal evolution of pollen concentrations is important since it enables the forecaster to make predictions a few days in advance over a larger region instead of forecast for the pollen sites only [Zink *et al.*, 2013] as currently given by Weather Network in Canada.

Even though pollen dispersal is normally considered as a local scale phenomenon [Raynor *et al.*, 1970; Tampieri *et al.*, 1977], sophisticated numerical models are required to study the transport of tree pollen because sensitive patients feel the negative effects of pollen at very low levels (few grains per cubic metre) but tracking small quantities of pollen is quite a challenge. The conjunction of medium and long-range transport, the contribution of local sources, the mesoscale atmospheric features (low-level jet, differential advection, precipitation zone, weather fronts and weather systems), are all contributing to the complexity of spatio-temporal distribution of “pollen clouds” as seen in Figure 4.7 (and the video of the pollen simulation provided as a link in Annex 9.8). Moreover, interaction of both mechanical and thermal turbulence and wind transport act as important dispersal mechanism for pollen [Boybeyi, 2000; Isard and Gage, 2001; Helbig *et al.*, 2004; Sofiev *et al.*, 2006a,b; Sofiev *et al.*, 2013a,b; Zhang *et al.*, 2014]. However, the problem of sub-grid scale phenomena which are at local or at micro-scale remains a challenge which were not possible to address in our modelling framework (since the model resolution is 10 km) and could partly explain some differences in model versus observation. Nevertheless, the modelled pollen concentration compared well with observations especially during the height of the season (May 1st – May 15th 2012). The agreement is also reasonable concerning the timing and amplitude of pollen

major peaks which are predicted within two days of the observed peaks (as shown in Figure 4.6). Under the current modelling scheme, simulations tend to slightly under-predict the amplitude of the first major *Betula* pollen peak of the season. It also tends to be asynchronous with a time lag of 24-48 hours as compared with observations for the first peak. Curiously enough, for different years and different locations, similar mismatch of the first major peak of the season between modelled and observed birch pollen were also obtained by *Efstathiou et al.* [2011] for north-eastern US using a similar meteorological-chemical modelling framework (CMAQ: Community Multiscale Air quality model) and *Hilaire* [2007] using the French CHIMERE chemical transport model over parts of Netherlands. Concerning the second major peak of the season, it tends to be very well reproduced in terms of timing and amplitude in Montreal in our study. Since the model and available information (observations in Montreal and the statistical pollen forecast) show reasonable agreement, it is believed that the main assumptions (puff release at 12Z, pollen used as a passive tracer with physical properties similar to a PM_{2.5-10} particle, use of a vertical forced pollen dispersion) seem to be all reasonable.

Overall, this study confirms that atmospheric transport and dispersion of tree pollen of the *Betulaceae* family can be simulated with regional scale atmospheric model in Canada as shown in other countries [*Helbig et al.*, 2004 in Germany, *Sofiev et al.*, 2013a in Scandinavia, *Efstathiou et al.*, 2011; *Zhang et al.*, 2014 for United States]. Experiments performed allow isolating the impact of medium and long-range distance dispersal of *Betula* pollen. Results from the numerical model indicate that more than 99% of pollen arriving in Montreal was non-local (source outside the metropolitan region of Montreal). The primary sources of birch pollen lie in mountainous regions of Laurentides few hundreds of km north of Montreal (this region accounts for 88% of the seasonal pollen index for the year 2012) and the remainder attributed to medium or long-range transport from other remote regions. However, since there is a lot of interannual fluctuations of both meteorology and pollen emission, it is not known to what extent this result obtained for the year 2012 can be extrapolated to other years. Note that the Montreal area is also an interesting location to study since it experiences significant urban pollution and simultaneously moderate and at times high values of *Betula* pollen so the combined exposure pollen/pollution and impact on health could be appreciable given that the metropolitan Great Montreal region is a major urban centre in Canada (roughly 4 million inhabitants in 2016 for the whole region including suburbs). In the future, other location such as Toronto area would also be of great interest for investigation for similar reasons.

The demonstration achieved for *Betula* pollen could be extended without prohibitive costs to other genus (such as ash, olive tree, cypress, maple, alder, oak, ragweed, etc.) or even to other biological aerosols (e.g. fungi). However, modelling airborne pollen transformation correctly is one aspect of the problem as well. Over the past decade or so, it has been found that exposure to ruptured pollen grains rather than only pollen grain carrier stimulates more effectively the production of human antibodies and trigger more efficiently allergic airway disease such as asthma, sinusitis and allergic rhinitis [Taylor *et al.*, 2002, 2004; de Weger *et al.*, 2013]. Although pollen counts of *Betula* is a reasonable proxy for allergens *Bet v 1* [de Weger, 2013], addressing pollen rupture process is a key feature for the next generation of pollen transport models [Zhang *et al.*, 2014]. The allergens are embedded within the pollen carrier but the mechanisms for its release is not entirely clear at this point especially for the genus *Betula*. Since allergens are usually smaller in size than pollen grains (at least by one order of magnitude) they could travel even over larger distances (being a finer bioaerosols) than the pollen carrier itself. However, there is no known parametrization at the current moment for such processes to be included into numerical modelling. From a health point of view, we have also pointed out that urban pollution and pollen synergy in different meteorological situations can be studied more easily within the modelling framework presented here since model outputs and availability of numerical geographical maps are easy to obtain within our framework in a simultaneous way for pollen/pollutants/meteorology. However, modelling pollen transport and dispersion is only one aspect of the problem as mentioned above and the link with health outcomes seems to be rather complex since pollution, pollen allergens and meteorology all interact [Jelks, 1987; Gervais, 1994; Ring *et al.*, 2001; Thibaudon, 2007; Laaidi *et al.*, 2011; Shahali *et al.*, 2013; Hebborn and Cakmak, 2015]. Finally, as pointed out in this research, the modelling system presented here could be part the first step towards an operational near-real time health tracking system (Figure 4.1) and eventually a full integrated physical-chemical-biological integrated system as idealized by Klein *et al.* [2012] which could alert the public more efficiently about health risk due to atmospheric aerosols (inorganic or organic including airborne pollen, fungi, etc.). Our modelling framework could also potentially be used in climate simulation mode to study the impact of a changing climate on pollen and pollutant spatio-temporal distribution.

On the other hand, pollen is also a source of condensation and freezing nuclei and this should be considered by cloud physicists since it modifies cloud physics, rain, hydrological cycle

and radiative forcing. Paleopalynological studies may also benefit from the modelling studies presented here since the model can determine the travel distance and origin of pollen grains given different meteorological conditions. Finally, the development of genetically modified crops has raised concerns about the possibility of cross-pollination and contamination of natural fields [Aylor, 2002; Helbig *et al.*, 2004] and more realistic 3-D numerical modelling of pollen as shown in this study here are required. According to Helbig *et al.* [2004], Gaussian plume models are often used to address pollen dispersion of gene-manipulated plants but in the real atmosphere with 3-D turbulence, assumptions associated with it might lead to wrong conclusions given the complexity of atmospheric turbulence. Understanding the pollen gene flow is of great importance for the interpretation of the biogeographic range of plants and plant conservation issues [Sofiev *et al.*, 2013b].

The main conclusions of this research are:

- 1) Given many sources of uncertainties, the numerical simulations shown reproduce relatively well pollen observations in Montreal and agree with the statistical forecasts produced by Weather Network (Figure 4.6C; Tables 4.3 and 4.4)
- 2) Vertical profiles of simulated pollen concentrations are realistic and agree with literature observations (Figure 4.8)
- 3) Simulated diurnal profiles are realistic reproducing morning peaks in major source regions and afternoon maximum in receptor regions (Figure 4.9)
- 4) The spatial representativeness of the phenology model developed in Robichaud and Comtois [2017] has been established here to correspond to a distance of about 500 km (Figure 4.10 and 4.11; Table 4.5).
- 5) A method to evaluate the contribution of different major source areas of pollen suggests that the Laurentide mountain regions provided 88% of the pollen load in Montreal in 2012 (Table 4.6).
- 6) A video of the simulation shows the complexity of motions of the “pollen clouds” and reveal the sources of *Betula* pollen in Montreal (video link in Annex 9.8).
- 7) The corridor Toronto-Montreal-Quebec is the region most at risk for atopic patients having respiratory problems in eastern Canada since the presence of both *Betula* pollen and air pollution is more elevated than other locations around (Figure 4.12). Moreover, the population is high in this corridor and therefore the public exposure elevated.

Paragraphe de liaison

Au chapitre précédent, les simulations numériques du pollen *Betula* ont permis de constater que le « nuage pollinique » transporté à partir des régions sources majeures (Laurentides ou Appalaches) peut facilement atteindre la région métropolitaine. Ainsi, à Montréal, étant donné la pollution urbaine plus élevée, la probabilité d'interaction synergique pollen-polluant est plus grande par rapport aux zones rurales ce qui représente une double menace et un problème de santé publique car la densité de population est élevée dans la région métropolitaine. La Figure 4.12 est éloquent à ce sujet dans le fait qu'elle montre l'accumulation non seulement de la pollution (surtout aérosols fins, i.e. PM_{2.5} et dioxyde d'azote) mais également du pollen *Betula* dans le corridor Toronto-Montréal ce qui peut donner lieu à de fortes interactions pollen-polluant. Cependant, on ne sait pas comment modéliser ces interactions. Des études sur la synergie pollen-polluant dans le cas du pollen de *Betula* sont donc requises pour mieux guider les simulations futures. Dans ce qui suit on étudie plus en profondeur le lien entre pollution-pollen-conditions météorologiques et santé respiratoire. Notons qu'un défi majeur qu'il faut considérer d'entrée de jeu dans ce genre d'étude est le contrôle approprié des facteurs de confusion, faute de quoi les résultats des analyses peuvent être erronés. Les travaux du prochain chapitre ont mené à l'élaboration d'un nouveau concept baptisé ici *frontal-asthma* par analogie à celui déjà connu de *thunderstorm-asthma* déjà décrit antérieurement dans la littérature. L'avantage de ce nouveau concept original est qu'il peut généraliser le phénomène *thunderstorm-asthma* et offrir une synthèse cohérente du lien pollen-polluant-météo et son impact sur l'asthme.

Le prochain chapitre constitue un article scientifique soumis pour publication (Avril 2018) à la revue *International Journal of Global Environmental Issue*. Alain Robichaud est l'auteur principal et a contribué de façon intégrale à la rédaction de l'article, à la production des résultats et aux analyses. Dr. Paul Comtois (UdeM) a fourni les données de pollen et est considéré comme second auteur.

5 Environmental factors and asthma hospitalization in Montreal, Canada during spring season (2006-2008)

Alain Robichaud and Paul Comtois
(Université de Montréal)

ABSTRACT

The aim of this study is to analyse the relationship between environmental factors (*Betula* pollen, pollutant, weather) and severe asthma in Montreal, Canada. The data is stratified into weather types and the study restricted to spring season to limit the impact of multiple confounders. Results shows that the daily count of asthma hospitalization (spring 2006-2008) in situation of warm fronts or trowals (3.78 counts, CI 95%: 2.95-4.61) was much higher ($p < 0.001$) than in other situations (2.49 counts, CI 95%: 2.37-2.71). Moreover, the explained variance of asthma hospitalization due to air pollution rises from less than 7% (i.e. $R < 0.27$, case of no weather type stratification) to about 28% (i.e. $R=0.53$, $p < 0.05$ with stratification). Statistical tests for interaction and overall results point towards a synergy between environmental factors (*Betula* pollen, pollution and weather) which exacerbates asthma. A new concept named here *frontal-asthma* is proposed to explain several results found in this research and in the literature related to this synergy. However, the concept remains hypothetical and further research and development is needed in the future to better show its evidence.

5.1 Introduction

Over many decades, massive evidence across the world has shown associations between outdoor environmental factors and respiratory health. These factors include atmospheric pollution [White *et al.*, 1994; Asgari *et al.*, 1998; Delfino *et al.*, 2003; Shima *et al.*, 2003], aeroallergens such as pollen and/or moulds [Behrendt and Becker, 2001; Dales *et al.*, 2004; 2008; Thibaudon, 2007] atmospheric air mass type [Lee *et al.*, 2012; Helbern and Cakmak, 2015] or specific weather conditions related to asthma [Schäppi *et al.*, 1997; Marks and Bush, 2007; Mireku *et al.*, 2009; D'Amato *et al.*, 2015]. We review the critical outdoor environmental factors below.

5.1.1 Health impact of birch (*Betula spp.*) pollen and its allergens

The birch (*Betula spp.*) pollen is studied here because: 1) it is known as the most allergenic tree pollen [Guérin, 1993] causing rhinitis, conjunctivitis and asthma [EPA, 2008b], 2) it can be transported over long distances [Comtois, 1996; Sofiev *et al.*, 2006a,b] and, 3) it is characterized by one of the highest pollen production among common trees [Guérin, 1993]. While studying impact on respiratory health, only few studies in North America have focused on this taxon and even less on trying to appropriately control confounding factors in the analysis of environmental factors related to *Betula* pollen (e.g., seasonality, weekly cycle, etc., see Hondula *et al.* [2013] for details). Tiny bio-aerosols (about 1-micron diameter or less) containing *Bet v1* antigens⁴¹ have been found in the ambient atmosphere and collected on the filters and are due to birch pollen grain rupture [Rantio-Lehtimäka *et al.*, 1994; Schäppi *et al.*, 1997; Taylor *et al.*, 2004; Taylor, 2014; Puc *et al.*, 2016]. Although that a small percentage of the pollen load seems to be able to reach the lower respiratory tract [Michel *et al.*, 1977] or the esophagus [Armentia *et al.*, 2018], other researchers [Taylor *et al.*, 2004] believe that pollen is usually of too large dimension to reach lower respiratory tracks to trigger asthma, therefore, airborne antigens (submicronic dimension) provides a quite plausible explanation linking pollen and asthma. There are many modes associated with pollen rupture releasing these bioaerosols. Schäppi *et al.* [1997] found that in light rain conditions, birch pollen releases antigens contained within the grain into the atmosphere. Lacroix [2005] and Shahali *et al.* [2013] pointed out that laboratory work made by his team revealed that if pollen is

⁴¹ This allergen is considered having the major health impact associated with birch pollen grain [de Weger *et al.*, 2013].

exposed to pollution (O₃, NO₂, SO₂), an increase of the frequency of rupture, pollen surface cracks or deformation of the exine is observed which facilitate the release of allergens. *Majd et al.* [2004] showed that cytoplasmic granules are released out of the *Canna indica* pollen grain (which has a thick exine as for *Betula*) in strongly polluted zones. Moreover, diesel particles efficiently adsorb allergens released by the pollen grain and form a cluster more prone to enhance asthma attack [*Knox et al.*, 1997]. Similarly, *Franze et al.* [2005] have shown how the *Bet v 1* protein (birch) is efficiently nitrated by polluted air. In Poland, *Puc et al.* [2016] has produced light microscope pictures of airborne ruptured pollen and evaluated that between 6 to 8% of airborne birch pollen grain are ruptured (and therefore release their allergens in the air). Not only birch pollen has been shown to release *Bet v1*, *v2* and *v4* allergens [*Schäppi et al.*, 1997] but also a mixture of so-called PALMS (pollen-associated lipid mediators) and adenosine [*Traidl-Hoffmann et al.*, 2003] which both cause inflammation. However, it is recognized that the allergen *Bet v 1* is the most abundant allergenic birch protein and is considered the major impactor on health [*Buters et al.*, 2010 and references therein].

5.1.2 Pollutant-pollen interaction and hybrid particles

Particulate matter (PM), ozone, SO₂, NO₂, formaldehyde and other pollutants have been shown for a long time to have an adverse impact on respiratory health [*von Ehrenstein*, 2002; *Taburlini*, 2002; see Annex 9.1 for details]. However, the impact of pollen was not included in these studies. In Asia and France, interaction between atmospheric pollutant and pollen grain has been addressed more seriously [see *Okuyama et al.*, 2007 and *Sénéchal et al.*, 2015] which are in line with previous studies proposing the neologism “polluen” [*Peltre*, 1998; *Laaidi et al.*, 2001]. This concept describes the hybrid mixture (pollutant/pollen) which is more hazardous than the two co-stressors acting separately [*Laaidi et al.*, 2011]. Observations have shown that pollen grains collected from roadsides where heavy traffic is encountered are covered with large amount of airborne micro-particulates [*Behrendt and Becker*, 2001; *Okuyama et al.*, 2007; *D’Amato et al.*, 2007 and references therein]. Air pollution may modify allergic reaction [*Boezen et al.*, 1999; *Behrendt and Becker*, 2001]. *Fernvik et al.* [2002] show that diesel particulates induce an increase of IgE (immunoglobulin E) production and Th2 cytokines and other clinical reactions on the immune system of mice. *Majd et al.* [2004] demonstrated that immune reaction and production of IgE is significantly increase for polluted pollen as compared to a non-polluted pollen. Pollen

having lipidophilic and often irregular surfaces are efficient carriers of fine particulates. Interaction with air pollution may modify the content of allergens and pollen structure and allergenicity including triggering pollen rupture releasing respirable bioaerosols [(*Traidl-Hoffman et al.*, 2003; *Taylor et al.*, 2004; *Shahali et al.*, 2013 and references therein)]. In summary, the literature shows that chemical pollution interacts with pollen in four ways: 1) it impacts the quantity of emitted pollen by plants, 2) it increases the allergenicity of the pollen released, 3) it changes the patient individual sensitivity to pollen and allergens, and 4) it favours pollen rupture or cracks in its surface liberating hundreds of small allergens or pollen fragments (size 30 nm – 5 µm) which could penetrate deeper in the lungs and exacerbate respiratory problems such as asthma [*Gervais*,1994; *Taylor and Jonsson* 2004; *Miguel et al.*, 2006; *Thibaudon*, 2007; *Laaidi et al.*, 2011; *Sénéchal et al.*, 2015]. Pollen having lipidophilic and often irregular surfaces are also efficient carriers of fine particulates. Finally, interaction with air pollution may modify the content of allergens and pollen structure and allergenicity [(*Traidl-Hoffman et al.*, 2003; *Shahali et al.*, 2013 and references therein)].

5.1.3 Impact of meteorology

The study of environmental factors and its health impact cannot be separated from their meteorological context [*Thompson*, 1979; *Laaidi et al.*, 1997]. The links between air mass type and asthma has been analysed by few Canadian authors [*Lee et al.*, 2012; *Hebbern and Cakmak*, 2015]. However, considering rather daily meteorological situations (fronts, troughs, highs and lows, etc.) offers another point of view in analysing the links between respiratory health and environmental conditions as suggested here. Ideal weather conditions for pollen release and dispersion are associated with warm temperatures, sunny skies, dry air conditions with moderate winds [*Laaidi et al.*, 1997; *Laaidi*, 2001]. All these conditions simultaneously happen under a ridge of high pressure with unstable conditions in the lower troposphere promoting convective vertical currents [*Gehrig et al.*, 2011]. On the other hand, among studies pointing towards the impact of rapid changes in weather and asthma include *Thompson* [1979], *Taylor and Jonsson* [2004], *Marks and Bush* [2007] and *Mireku et al.* [2009], which have brought evidence that of a relation between sudden weather changes (thunderstorms, fronts, etc.) and asthma exacerbation whereas *Schäppi et al.* [1997] showed the importance of rain in the release of *Bet v 1* allergen from the birch pollen grain. Overall, three specific factors are favourable to pollen rupture and/or release of tiny bio-

aerosols from pollen grains as described in the literature: 1) presence of high relative humidity [Miguel *et al.*, 2006; Zhou, 2014] or rain [Schäppi *et al.*, 1997; Augustin *et al.*, 2013], 2) presence of air pollution [Behrendt and Becker, 2001; Majd *et al.*, 2004; Lacroix, 2005; Laaidi *et al.*, 2011; Shahali *et al.*, 2013], and 3) presence of enhanced atmospheric electrical fields [Vaidyanathan *et al.*, 2006; Taylor, 2014]. These factors can occur in the atmosphere under various conditions.

5.1.4 Focus on asthma during spring season

This research also focuses on asthma which is one of the most common respiratory diseases related to the atmospheric environment [D'Amato *et al.*, 2015] and has a strong allergic component. Grossman [1997] estimated that up to 78% of asthma patients also suffer from allergic rhinitis. The etiology of asthma is complex and presents both genetic and environmental components which interact each other in a way which is not well understood [EPA, 2008b]. According to Bush *et al.* [2015], no real progress has been achieved over the past 20 years in improving the treatment of asthma or understanding the disease. D'Amato *et al.* [2007] found that people who live in urban areas tend to be more affected by pollen-induced asthma or related allergic respiratory diseases than those who live in rural areas for the same level of exposure to aeroallergens. This points towards a synergistic effect pollen-pollution as pointed out by Peltre [1998] and Laaidi *et al.* [2002; 2011]. According to the Asthma and Allergy Foundation of America, 14 of the 15 cities listed as the “most challenging places to live with asthma” have overlapping risks of ozone and ragweed pollen [EPA, 2008b] suggesting dangerous synergy between pollen and pollution. A key atmospheric factor to trigger asthma crisis is the presence of airborne bio-aerosols (e.g. allergens *Bet v 1*) which can penetrate deeper into the lungs since pollen grain (usually about 22 μm of diameter for birch) are of too large dimension to penetrate the barrier of the upper respiratory track [Taylor *et al.*, 2004]. It has been noted that the number of allergens is quite variable from one situation to another and does not well correlate with pollen counts [Rantio-Lehtimäki *et al.*, 1994; Buters *et al.*, 2010; 2012]. While monitoring of allergens is out of the scope of this research (no routine observations available in Canada yet) it is rather suggested here that estimating in each weather type the likelihood of pollen rupture or release of allergens (based on information from the literature) would be more appropriate if one wants to provide a better assessment of the health risk. Specific environmental conditions (air pollution, pollen, abrupt weather changes) seem to be the key in creating a synergy [Taylor and Jonsson, 2004; Mireku *et*

al., 2009; *Abou Chakra et al.*, 2010; *Sénéchal et al.*, 2015]. One example of a synergistic environmental condition is when asthma patients are rushing to hospital admission in situation of sudden changes in weather conditions such as rainfall or thunderstorms [*Thompson*, 1979; *Taylor and Johnson*, 2004; *Mireku et al.*, 2009; *D'Amato et al.*, 2015].

In this research, asthma hospitalization counts will be analysed in terms of the synergy pollen-pollution-weather type in Montreal, Canada during spring season 2006-2008 with special attention to the control of confounding factors. In most of studies mentioned above, the focus has been neglected concerning the *combined* health impact of pollutants, allergenic pollen and daily weather conditions as proposed in here. In this context, it is the first report on the impact of *Betula* pollen and its synergy with other environmental factors in the province of Québec, Canada and the first research suggesting a concept to unify various observations and studies appearing in the literature. The aim of this research is to 1) analyse the relationship between atmospheric environmental factors (pollen, pollutant and weather) and relate it to the counts of asthma hospitalization in Montreal, and 2) increase the understanding of environmental mechanisms and its synergy that could trigger severe asthma.

5.2 Material and methods

5.2.1 Study area

Montreal, the study area, is an island and is the largest city of the province of Quebec (Canada). Its geographical representation is shown in Figure 5.1. The city itself has roughly 1.9 million inhabitants but the whole metropolitan area which encompasses cities outside the island (e.g. Laval, north and south shore municipalities) had a population of 3.5 million in 2012 [see www.ville.montreal.qc.ca/portal/ for details]. The daily mean temperature during the birch pollen season spans from 6.4°C in April 13.4°C in May up to 19.3°C in June. The climate of Montreal is semi-continental, with a warm, humid summer and a very cold winter with July and January average daily temperatures of 26°C and -6°C respectively (Dfb in the Köppen climate classification). Montreal has its heavy industrial activities including refineries mostly in the eastern parts of the island (noted **E** in Figure 5.1). Traffic pollution is more of a concern in the central parts of the island due to the high-density traffic there (noted **cn** and **cs**). Finally, the western part of the island (noted **w**) has little industries, less traffic density and some minor agricultural

activities and therefore presents less air pollution [Ville de Montréal, 2015]. Montreal is an interesting region to study the impact of birch pollen since most of it has a foreign origin⁴². Consequently, it is possible to trace back more easily the major source regions to the pollen recorded in the city. A map of density of birch tree in the province of Quebec supports the latter (density of birch is less than 5 % in Montreal and up to 80% in the Laurentides Mountains, see Figure 1 in Robichaud and Comtois, [2017]). Therefore, health impacts due to the *local* pollen emitted on the island is not likely to be significant. However, pollen of *remote* origin can be transported from source regions outside Montreal and interact with local urban pollution. Allergic symptoms could be caused by long-distance transport of birch pollen has been documented for a long time [Wallin *et al.*, 1991; Sofiev *et al.*, 2006a,b; Sofiev *et al.*, 2013a,b]. Moreover, since Montreal lies within the St-Lawrence River valley, pollutants, pollen and bio-aerosols tend to be trapped within the valley exacerbating the aerosol exposure to the population⁴³.

5.2.2 Pollen and air quality data

Birch (*Betula spp.*) pollen data were collected using a *Lanzoni* (VPPS) pollen trap based on the simple idea of *Hirst* [1952]. The instrument is located at about 20 m above the street level on the roof of the Department of Geography of University of Montreal (see geographical location of the site indicated by an X in Figure 5.1). Details of the set-up measurement are given in *Robichaud and Comtois* [2017] and the general methodology of pollen counting could be found in *Mandrioli et al.* [1998]. Note that the pollen count for a given day in the database corresponds to a daily measurement from noon the previous day up to noon the current day. Hourly measurements of surface O₃ (ozone), PM_{2.5} (particulate matter with aerodynamic diameter less than 2.5 µm) and NO₂ (nitrogen dioxide) data were obtained from the Montreal Urban Community (see website <http://www.ville.montreal.qc.ca>) for the spring period 2006-2008 at selected monitoring site in Montreal (network RSQA, MUC, see localization of monitoring stations in Figure 5.1 and characteristics in Table 5.1). An aggregate index combining several pollutants (ozone, fine particulate matter and nitrogen dioxide) is available and follows the formula of *Stieb et al.* [2008]. In Canada, it is known as the AQHI (Air Quality Health Index) and used here as a measure to describe the intensity of pollution. Details on how AQHI is computed and how to interpret the

⁴² This can be view in Table 4.6, Chapter 4.

⁴³ See, Figure 4.12 in Chapter 4.

values in terms of its impact on health is found in website <http://ec.gc.ca/meteo-weather/default.asp?lang=En&n=8E7198BB-1>.

Finally, statistical analyses were performed using Pearson's correlation coefficient and generalized linear model, i.e. procedure GLM of SAS®) with option ANOVA (analysis of variance with the Tukey test) to evaluate the significance of the differences between weather types and statistical interaction between variables.

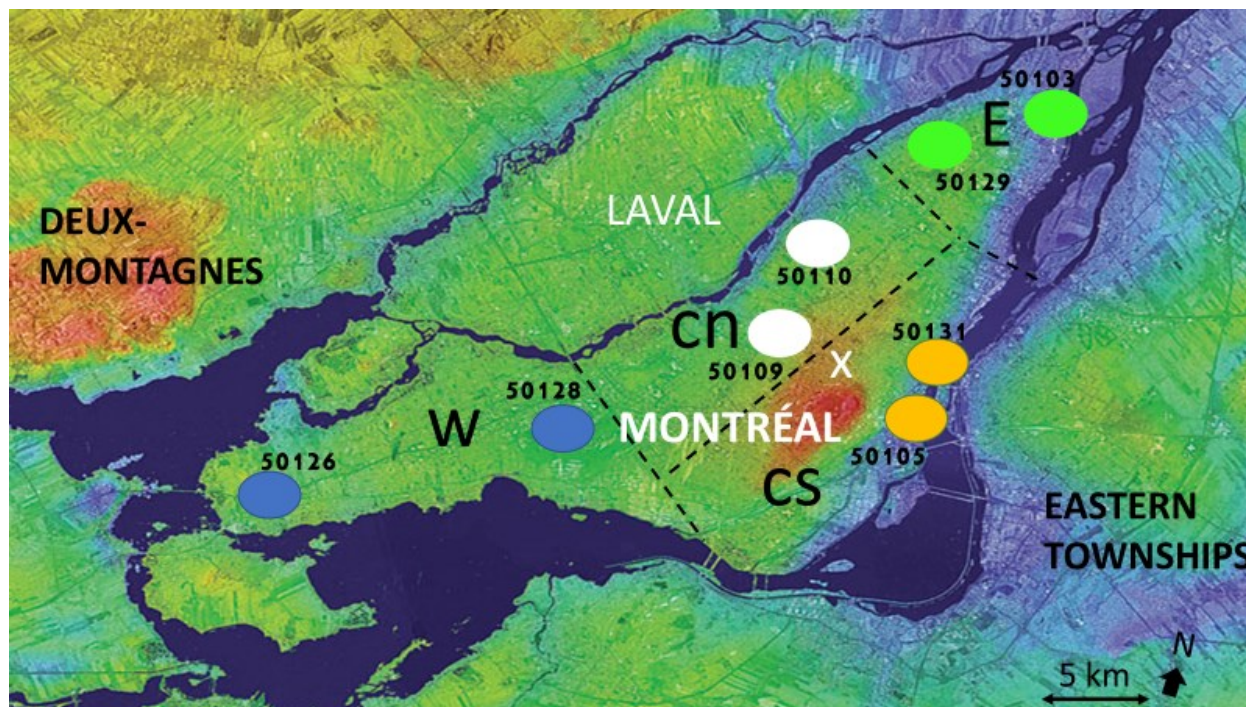


Figure 5.1 Region of Montreal and the localization of air quality monitoring stations in different sectors of the city (cn: centre-north; cs: centre-south, W: west, E: east). The white X indicates the approximate location of the pollen monitoring site (Université de Montréal). The ID number indicates the station identifier (see Table 5.1 for details).

Table 5.1 Description and location of air quality monitoring stations used in this study.

Station ID	Name	Sector	AQHI available	Land use
50103	Parc St-Jean-Baptiste	East	Yes	Industrial (petrochemical)
50105	Drummond	Centre-South	No	Downtown (traffic)
50109	Décarie/Mt-Royal	Centre-North	Yes	Traffic
50110	Parc Pilon	Centre-North	Yes	Residential
50126	Ste-Anne-de-Bellevue	West	Yes	Suburban
50128	Dorval	West	Yes	Airport
50129	Rivière-des-Prairies	East	Yes	Residential
50131	Hochelaga	Centre-South	No	Residential/Industrial

Note. AQHI stands for Air Quality Health Index (see text for more details) and ID for station identifier of the National Air Pollutant Surveillance network.

5.2.3 Meteorological data

All the meteorological data were taken at Montreal Pierre-Trudeau airport located in the western part of the island of Montreal (see location near station 50128 in Figure 5.1, latitude 45°28' and longitude 73°45' and at 36 m of elevation above sea level) and obtained from the Meteorological Service of Canada. We consider the meteorological and pollen measurements co-located since the pollen site is representative of an area of 250 km² [Comtois and Gagnon, 1988] whereas the location of the airport is thought to be representative of the climate of the whole Montreal's island (distance pollen site -airport is about 13 km, i.e. within the representativeness area of the pollen site). Airflow back-trajectories were also used to check the consistency of the attributed weather types using HYSPLIT tool [Stein *et al.*, 2015]. HYSPLIT airflow kinematic back-trajectories were obtained for the study period from the following website: <https://ready.arl.noaa.gov/hypub-bin/trajtype.pl>. They are computed using the hybrid single particle Lagrangian integrated trajectory model at 500 m above ground level with time steps of 6h. They give the path and direction of origin of a given air mass over up to 36 hours prior to its arrival in Montreal.

5.2.4 Weather type classification

Weather type classification is adapted here from *Robichaud and Bertrand* [1993] and *Heidorn and Yap* [1986] and based on surface daily weather patterns (fronts, high's and low's,

etc.). Daily surface weather maps at 12 UTC were obtained from the NOAA website (www.wpc.ncep.noaa.gov/dailywxmap/index.html) or from the Meteorological Service of Canada (for 18 UTC) during the spring period of 2006-2008 and were used to identify the most representative weather type over the southern portion of province of Quebec (which includes Montreal) during a given day. For each weather map valid at 12 or 18 UTC (i.e. local time 8AM or 2PM in Montreal), a weather synoptic situation was attributed based on a simple synoptic classification system (Table 5.2). The difference here with *Robichaud and Bertrand* [1993] is the inclusion of three new synoptic features: trowal (trough of warm air aloft), warm fronts and surface pressure troughs. A trowal is an extension of a surface front no longer present at the surface but still active aloft and occurs when there is a wrap-up of the thermal wave⁴⁴ [see *Schultz and Vaughan*, 2011]. On occasion, whenever the synoptic weather situation changes rapidly within the day, the difference of 12 UTC and 18 UTC maps is used to capture the most representative daily weather type. Other methods to obtain a meteorological classification exist in the literature such as *Lamb* [1972] or *Sheridan* [2002] but they are based on air masses rather than daily synoptic features which gives a different perspective (climatology rather than daily weather) and the synergy between environmental factors was found more difficult to analyse. Note that the use of stratification (e.g. weather types) blocks heterogeneity of meteorological variables within a given weather type which helps to limit the impact of confounding factors⁴⁵ [*Kestenbaum*, 2009] and provides more holistic vision than single weather variables [*Heidorn and Yap*, 1986; *Robichaud and Bertrand*, 1993; *Sheridan*, 2002; *Cheng et al.*, 2007]. The validation for consistency of the weather classification adopted here will be done using principal component analysis (see below).

⁴⁴ For a schematic picture see http://www.crh.noaa.gov/Image/mqt/case_review/2009Apr19-21/trowal.png

⁴⁵ Confounding factors are source of heterogeneous variations of a given variable which seeks to explain another variable or to establish cause and effect link.

Table 5.2 Description of synoptic meteorological classes (i.e. weather type) over Montreal with its impact on clouds and weather. The last column indicates the number of cases and frequency of each class during spring periods of years 2006-2008 (observed at 18UTC, i.e. mid-afternoon). Typical origin of back-trajectories (computed from HYSPLIT tool) expressed in terms of wind direction. is also given.

	Weather types impacting Montreal	Clouds and weather in Montreal	Origin of back-trajectories.	Number of cases and frequency (%) (at 18 UTC)
1	Back of the high pressure centred on the eastern US seaboard	Sunny with temperature much above normal (i.e. heat wave)	S/SW	11 (4.5%)
2	Flat pressure gradient/sunny	Calm winds (temperature above normal)	V	10 (4.1%)
3	Warm sector	Temperature above normal with southerly winds	SW	18 (7.4%)
4	Cold front passage	Sudden changes of wind (speed and direction) and temperatures turning colder	NW	21 (8.6%)
5	Behind cold front	Northwest winds and colder	N/NW	5 (2.1%)
6	Approaching high pressure	Sunny, windy and cool	N/NE	19 (7.8%)
7	Ridge of high pressure	Sunny skies and dry	NE	19 (7.8%)
8	Low pressure	Clouds and steady light rain	V	34 (14.0%)
9	Occluded front	Unstable, clouds and showers, turbulence	SE	10 (4.1%)
10	Approaching low	Increasing cloudiness and winds	NE/E	13 (5.3%)
11	Surface trough	Windy, cloudy and unstable, risk of showers	W	29 (11.9%)
12	Warm front	Cloudy, unstable, showers, increasing temperature and humidity	S	13 (5.3%)
13	Unclassified/missing data	Variable	V	41(16.9%)

Note. S: south, SW: south-west, SE: south-east, E: east, W: west, NW: north-west, N: north, NE: north-east, V: variable direction.

5.2.5 Asthma hospitalization

Daily data for asthma hospitalization (code 493.0, classification ICD-9-CM) was available to us for 4 different sectors of Montreal (west, centre north, centre south and east) during the spring period of years 2006, 2007 and 2008 from INSPQ (Institut National de Santé Publique, Gov. of Quebec;). Hospitalization is an indicator of poorly controlled asthma because the disease could be prevented with proper measures [HSC, 2008]. Nevertheless, asthma hospitalization could also be an appropriate indicator of rapid change of adverse environmental atmospheric condition although the presence of infection of the superior respiratory tract is reported to play an important role in the decision of hospitalizing an asthmatic patient [Lajoie *et al.*, 1994]. However, the study here is performed during the spring period only (where the prevalence of infection such as influenza is much lower than that during the cold season, see *Assaad and Cockburn*, 1974). Therefore, we have assumed that time series of hospitalization counts are not biased by this factor and rather reflect somehow the influence of changing atmospheric environmental conditions. Note that restricting the analysis to only one season (spring) eliminates the need to control confounding factors related to seasonal variations. Contrary to many other studies, asthma hospitalization was preferred here to asthma emergency room visits. In fact, the former has more direct correlation and less delay for an asthma reaction following exposition to co-stressors than the latter which could be associated with delay of response up to one week as observed by *Garty et al.* [1998]. The choice of using severe asthma requiring hospitalization as a sanitary index makes it easier to trace it back to the original cause of asthma attack (contrary to hospital visit which is often less severe).

5.2.6 Adjustment for weekly cycle

Day-adjusted asthma hospitalization rate for asthma in Montreal was available and binned into different days of the week to examine the impact of confounding factors not related to outdoor environment. Table 5.3 shows mean daily hospitalization for each day of the week (based on data for spring 2006-2008). A weekly cycle can be observed which is believed to be due to socio-economic factors (different exposure to indoor air quality, personal stress, etc. which all vary during the week). Socio-economic factors associated with the weekly cycle could act as confounding factor in our study and a correction for the day of the week is needed to reduce their

impact (especially for the case study presented below). This is necessary since according to Table 5.3, the number of daily hospitalization tends to be maximum at the beginning of the week (above 3 per day Monday's and Tuesday's as an average) and lower the rest of the week (especially Saturday's with an average less than 2 per day). Table 5.3 (right column) provides a simple correction factor (FC_i) which varies according to the day of the week following Equation 5.1:

$$FC_i = (2.49/nbhosp_i) \quad (5.1)$$

where FC_i gives the correction factor for a given day of the week ($i=1$: Monday's, 2: Tuesday's, ...7:Sunday's), $nbhosp_i$ is the raw average number of hospitalization for a given day of the week (i.e. second column of Table 5.3) and 2.49 is the global average of daily hospitalizations on any day during the spring period.

Table 5.3 Mean hospitalization (spring period 2006-2008) versus day of the week and correction factor for day-adjusted hospitalization. The correction factor is evaluated by Equation 5.1.

Day of the week	Mean	Correction factor (F_{ci})
Monday	3.15	0.79
Tuesday	3.04	0.82
Wednesday	2.52	0.99
Thursday	2.04	1.22
Friday	2.58	0.97
Saturday	1.96	1.27
Sunday	2.17	1.23

5.2.7 Statistical treatment

To validate the choice of the meteorological classes adopted here, we have used a principal component analysis (PRINCOMP procedure of SAS®: Statistical Analysis Software, version 9.2 SAS [1989]) to examine the relation of the different weather classes between each other and their proximity in the principal component analysis (PCA) space. PCA can be viewed as a data reduction technique that transforms the data in terms of principal component or eigenvectors. Figure 5.2 shows the validation of the classification method using PCA: i.e. all the classes are generally non-redundant and well distributed among four quadrants defining four domains in the PCA space:

warm and dry, warm and wet, cool and wet, and cool and dry. The list of input meteorological parameters used in the PCA is the following: afternoon maximum temperature, dew point temperature, mid-afternoon relative humidity, pressure, wind speed, wind direction and visibility observations. Further details about the theory and interpretation of PCA could be found in *Jolliffe* [2002].

To disentangle the role of synergy (interaction in the language of statistician) procedure GLM (generalized linear model) of SAS® [SAS, 2008] has been used. Interactions between pollen level, pollution level (ozone and fine particulate matter) and weather type (for both the current day and the previous day) have been investigated for their statistical significance. Environmental variables were grouped into classes to facilitate computation and interpretation. For PM_{2.5} classes range from a value of 1 (concentration less than 10 µg/m³) to 4 (concentrations more than 30 µg/m³) with increments of 10 µg/m³ between each intermediate class. Similarly, for ozone classes, it ranges from 1 (less than 30 ppbv) to 3 (more than 60 ppbv, i.e. increment of 30 ppbv between each ozoclass). For pollen, the classes are non-linear ranging from *Betula* concentration less than 20 grains/m³ (betclass=1) to range from 20 to 80 grains/m³ for the second class (betclass=2), 80 to 200 (betclass=3) and over 200 grains/m³ for the last class respectively (betclass=4).

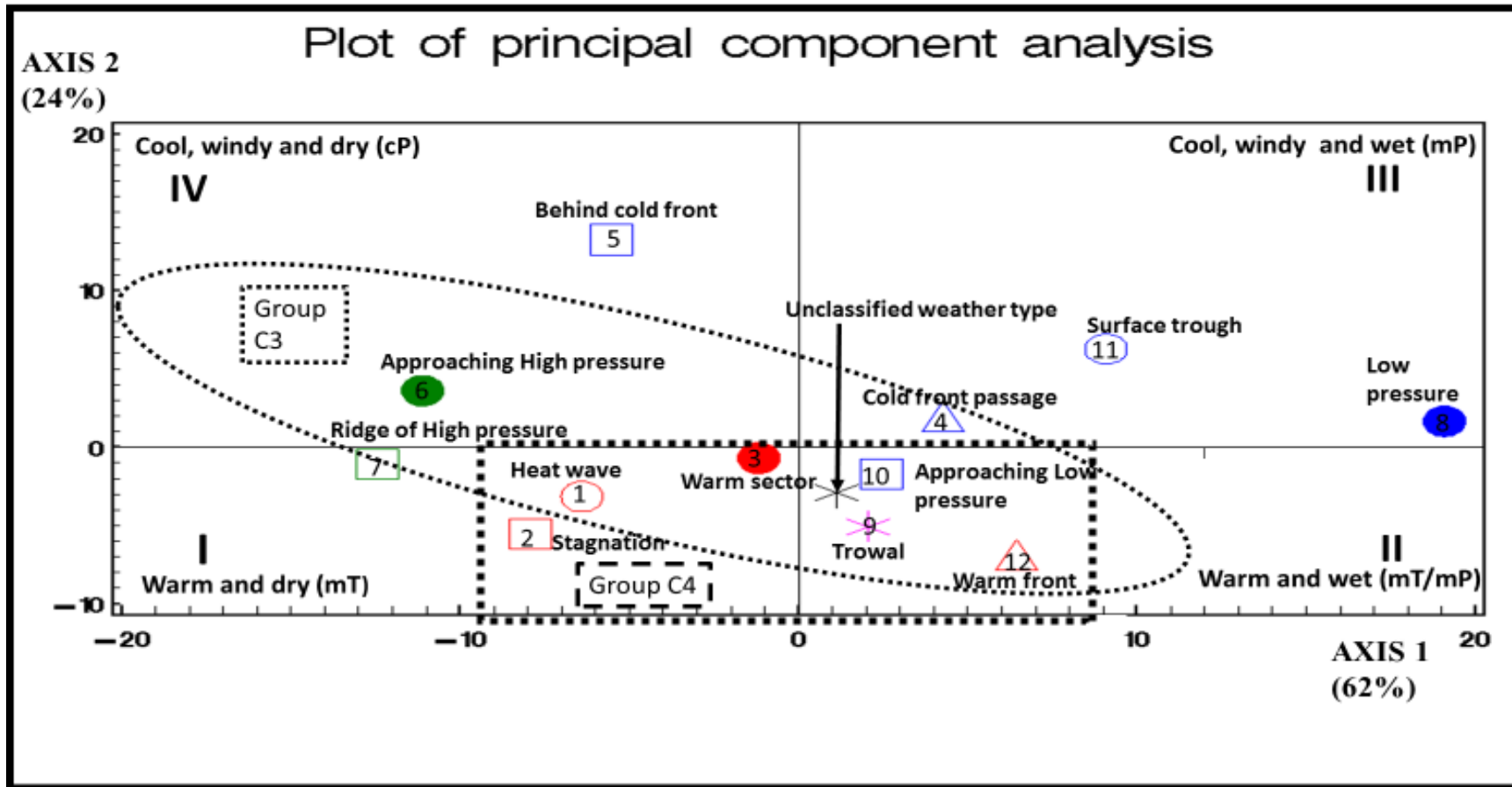


Figure 5.2 Principal component analysis for the 12 weather types. The loading factors are (temperature, relative humidity, visibility, wind speed and wind direction measured at Montreal-Trudeau airport (YUL) for the period April-June 2006-2008. Axis-1 is strongly dominated by the relative humidity as loading factor ($R=0.97$). Axis-2 is dominated by windspeed ($R=0.61$) and temperature ($R=-0.40$). Hence, quadrant I represents warm, dry with lower windspeed, quadrant II, wet, warm with lower wind, quadrant III, cool, wet with higher winds and, finally, quadrant IV, cool, dry with higher winds. Together Axis-1 and Axis-2 were found to explain 86% of the total variance. Note that the synoptic situation that could not be categorized according to Table 5.2 are noted as *unclassified* on the figure. Some special groups of weather types (C3 and C4) are also identified on the figure (see text for more details).

5.3 Synergy pollen-pollutant-weather

5.3.1 Asthma hospitalization, pollen, pollution and weather type

Total count of daily hospitalization due to asthma over the Montreal island during the pollen season versus the synoptic weather type (obtained from weather maps at both 12 and 18 UTC) is shown in Figure 5.3A. Results clearly indicate that the health risk associated with asthma is the highest in a situation of warm front (weather type 12), ridge of high pressure (weather type 7) or trough (weather type 9) with an average of hospitalizations per day in the range 3.70-3.85 in these meteorological situations. The result is significantly higher ($p < 0.01$) as compared to the remaining group of weather types. Interestingly, the meteorological situation usually associated with relatively high air pollution (i.e. highest values of AQHI, see Figure 5.3B) that is weather type 1 (heat wave and photochemical smog situation) shows surprisingly modest average hospitalization counts for asthma (Figure 5.3A). In fact, an average of 2.36 hospitalizations is reported in smog situations during the *Betula* pollen season in Montreal (with higher values of AQHI) as opposed to 3.85 for a situation of warm front (weather type 12), 3.7 for occluded front (weather type 9) and 3.79 hospitalizations as an average for ridge of high pressure (weather type 7) during the same season (with only modest values of AQHI). In order to better elucidate how environmental factors may trigger asthma, we also need to include allergenic pollen into the picture. Figure 5.3C shows the average daily count of *Betula* pollen grains versus the predominant meteorological class of the current day. First, note that a large variability of *Betula* count is observed in several weather types as given by the 95% confidence interval. Second, it is interesting to note that in weather type 1 (heat wave and smog), the pollen count is very low and modest hospitalization counts are reported in this class despite the highest concentration of pollutants (i.e. higher AQHI, $p < 0.05$ as shown in Figure 5.3B). Consequently, this suggests that the low allergenic pollen load in weather type 1 would provide some explanation for the low hospitalization. Weather type 7 (ridge of high pressure) and 9 (occluded front) present among the highest average daily values of *Betula* count which is consistent with higher hospitalization rate (Figure 5.3A) but not necessarily associated with the highest pollution (see Figure 5.3B). Note that the maximum pollen count in a situation of high pressure (Figure 5.3C) is not surprising since low relative humidity, very little precipitation and windy afternoons are to be expected in this class

and, in the latter, meteorological conditions are found optimum for pollen emission and dispersion [Laaidi *et al.*, 1997; Helbig *et al.* 2004]. The case of the warm front (type 12) is apparently enigmatic. It shows the highest average hospitalization count (3.85, see Figure 5.3a) while presenting one of the lowest *Betula* count (Figure 5.3c) and modest values of air pollution (Figure 5.3b). To elucidate the case of warm front further, a detailed case study analysing further the link between environmental variables is presented in Section 5.3.5. Basically, intermittent rain and higher humidity associated with warm front could trigger pollen grain rupture and release of respirable allergens *Bet v 1* triggering severe asthma [Schäppi *et al.*, 1997; Taylor *et al.*, 2004]. Note that a ruptured pollen has likely a lower probability of detection. On the other hand, since it has been suggested that the pollen potency varies with the weather conditions [Buters *et al.*, 2010; 2012], the warm front situation could represent such a case where the pollen potency would be stronger although the pollen count is lower. Conversely, some meteorological situations are associated with higher pollen (e.g. weather type 10) but with modest hospitalization rates. It is known that in type 10, (approaching low pressure system), winds bring easterly flow in Montreal (pollen from Eastern Townships birch sources, see location in Figure 5.1) but with rain which has not started yet so there is likely low release of allergens since there is no moistening of the pollen grain. On the other hand, troughs could be associated with pollen release or rupture as well since they are considered upper fronts, so they are similar to warm fronts from a meteorological point of view. In both situations (upper fronts or warm fronts), the presence of intermittent rain (including cycle of wet and dry period) are common [Environment Canada, 1996; Schultz and Vaughan, 2011]. These meteorological situations are associated to high probability of birch pollen rupture or liberation of allergens based upon independent observations [Schäppi *et al.*, 1997; Taylor *et al.*, 2004; Augustin *et al.*, 2013]. A case study is also presented for occluded front which gives more details about the associated environmental factors (Section 5.3.5).

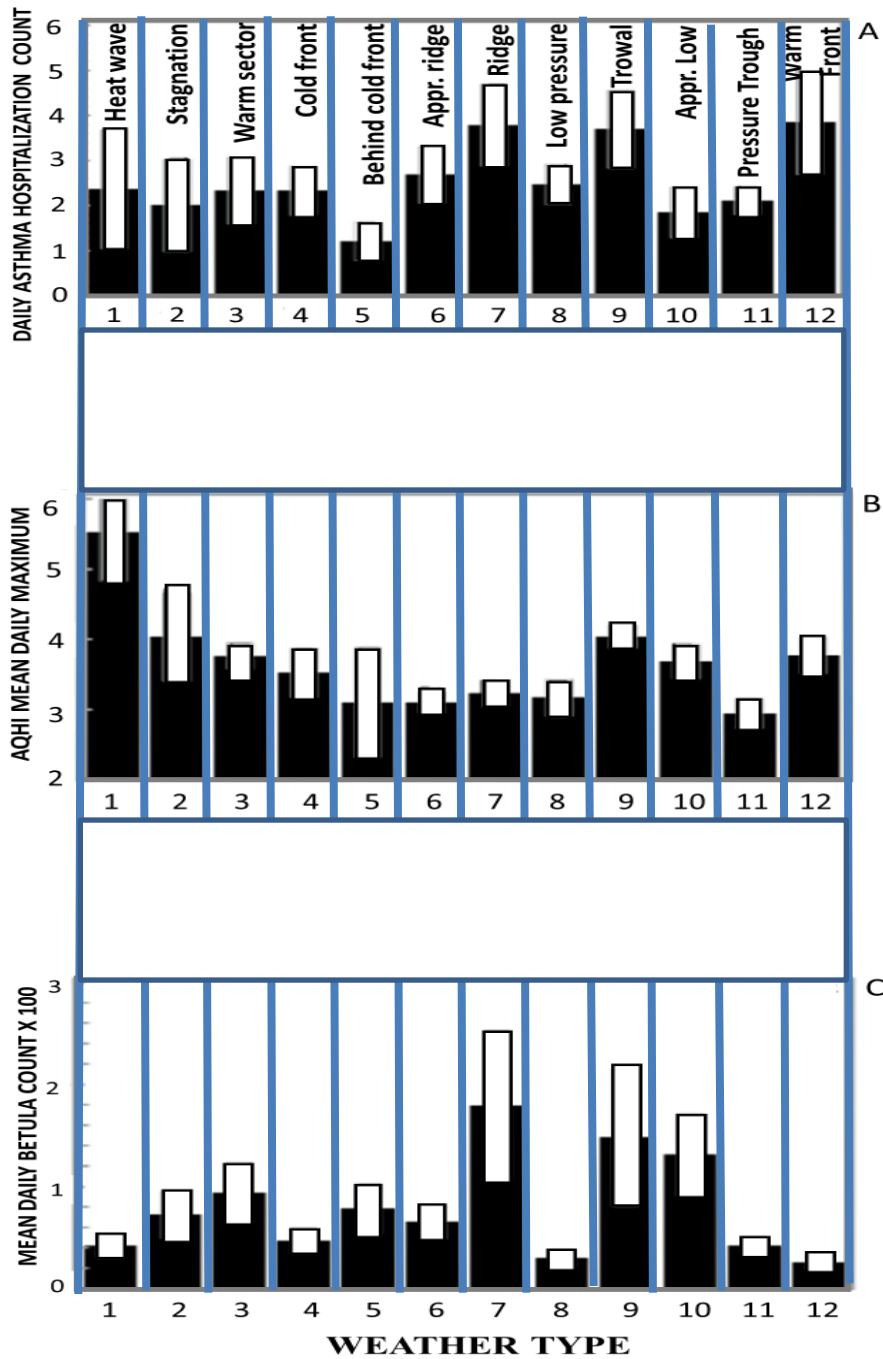


Figure 5.3. Weather type (horizontal axes) versus a) daily average hospitalization for asthma, b) mean daily maximum AQHI (no unit), c) mean daily *Betula* pollen count (gr/m^3). The vertical rectangles indicate interval of confidence (95% level) (See Table 5.2 for a description of the weather types).

5.3.2 Coefficient of correlation between asthma hospitalization and environmental factors

As one may anticipate from the above analyses, *Betula* pollen concentration during the spring is better related with the frequency of hospitalization for asthma than does air pollution concentration in Montreal. Table 5.4a gives the Pearson's correlation matrix showing associations between environmental factors and asthma hospitalization rate for different sectors of the city (here we assume that a given geographical sector is rather homogeneous socio-economically). It shows that both the *Betula* count and its natural logarithm (LBetu) of the current day (Lag0) the previous day (Lag1) or two days lag (Lag2) all have modest but statistically significant coefficient of correlation (range $R=0.12-0.26$) versus the daily total count of hospitalization in Montreal (all geographical sectors lumped together; see first three columns indicated by ALL). On the other hand, the correlation with ground ozone is weaker but nevertheless statistically significant (up to $R=0.15$, $p < 0.05$) for Lag1, otherwise no significant positive correlation seems to exist between air pollution and asthma hospitalization in Montreal (all sectors combined) and for lag greater than one day. Note that the correlation with $PM_{2.5}$ showed in the table is weak and negative ($R=-0.13$) which is not biologically plausible as a cause of hospitalization. Correlation with some other environmental variables is also provided in Table 5.4a such as current daily maximum temperature (T) and dew point temperature (T_d) under Lag0, Lag1 and Lag2 scenarios respectively. A negative correlation with temperature as obtained here was also noted in several other studies [see *Lajoie et al.*, 1994 for a review; *Garty et al.*, 1998 in Israel; *Laaidi*, 2001 in Europe]. The explanation seems to be related to the fact that a sudden drop of temperature may be a triggering factor for asthma [*Thompson*, 1979; see also *CLA*, 2015] although during birch pollen season, these temperature drops are usually not large in Montreal compared to what occurs in fall or winter season. Finally, a weak and positive correlation is obtained between pressure and asthma hospitalization in the south and east sector. Overall, similar results were obtained by *Lajoie et al.* [1994] for the metropolitan region of Quebec City concerning correlations between emergency visits to hospital and environmental factors. Similarly, *Chan et al.* [2009] obtained low coefficient of correlations between asthma visits with dew point, temperature and classical air pollutants in the city of Taipei (Taiwan) in agreement with Table 5.4a. The rest of Table 5.4a shows correlation for individual sectors of Montreal (Centre-North, Centre-South, East and West).

5.3.3 Correlations stratified by grouping weather situations

One of the strong hypothesis of this research is that the links between asthma and pollution as well as pollen is better revealed and show better associations if we compute correlation only in specific weather categories and not only by specific geographical sectors (Table 5.4b). As mentioned above, this stratification likely attenuates the impact of confounding factors associated with weather (which is lacking in Table 5.4a). First, we will examine correlations found in a specific group of weather types (group C1: i.e. weather types 7,9 and 12 lumped together). In this group of weather type, asthma hospitalization is the highest (in the range 3.7-3.85 according to Figure 5.3a). Table 5.4b shows that a higher correlation (around $R=0.4$, $p < 0.1$) is now found between the total number of hospitalization and the logarithm of *Betula* count (LBetu) for group C1 (Lag0 and Lag1). More importantly, the link between air pollution and asthma is now more robust: in group C1 with moderate correlation between hospitalization rate and ozone ($R=0.41$, $p < 0.05$; in the centre north sector), $PM_{2.5}$ ($R=0.39$, $p < 0.05$; in the centre south sector) and AQHI ($R=0.53$, $p < 0.05$; in the centre north sector). The highest correlation found with daily hospitalization among all variables is for AQHI of the previous day (Lag1) in the north sector of Montreal ($R=0.53$, $p < 0.05$) which is believed to be a causal relationship. Similarly, the AQHI of the current day (Lag0) is also important but statistically marginally significant ($R=0.37$, $0.05 < p < 0.10$). The above results indicate an optimal delay effect of about one day (Lag1) for maximum impact of pollution on asthmatic patients (i.e. impact within about 24-36 hours or so for asthma hospitalization). Note finally that a moderate negative correlation ($R=-0.29$, $p < 0.01$) is also found between hospitalization daily counts and daily maximum temperature which seems to confirm again a certain degree of correlation between a sudden cooling of temperature and asthma although the exact mechanism for it is not entirely clear during the spring season. *Thompson* [1979] suggested that the sensitivity of asthmatics to cooling temperatures may be due to a poorly functioning thermoregulation mechanism.

According to a panel of experts [*Landrigan et al.*, 2002], outdoor air pollution explains acute asthma in about 30% of the cases. In here, it was found that this proportion is apparently similar (up to about 28% of the variance explained for asthma hospitalization by AQHI in Montreal, see Table 5.4b, $R=0.53$). However, it is likely that this correlation is not only due to

pollution but rather due to synergy between pollen-pollution-weather type considering that such high correlation occurs only in the centre of the city (high traffic) and in C1 weather situations (situation likely favourable to pollen-pollutant synergy). A similar conclusion was reached by *Rosas et al.* [1998] in Mexico City who pointed out that most studies have ignored important confounding factors such as aeroallergens and interaction with pollution in the analysis of asthma related to environmental factors. The coefficients of correlation are now re-computed for all meteorological classes but excluding classes of the group C1 (i.e. group C2, C3 and C4). The results (see Table 5.4b) show that even though some correlations remain significant ($p < 0.05$) or marginally significant ($0.05 < p < 0.10$) between environmental variables and asthma hospitalization, the strength of the correlation under group C2,C3 or C4 is generally weaker than that of group C1 suggesting that some kind of synergy is acting in weather types belonging to group C1 and less in other groups.

Table 5.4 Pearson's coefficient between the daily total count of asthma hospitalization and environmental parameters. **A)** by geographical sectors (N ~ 240). In the West sector, Lag1 and Lag2 entries were found not statistically significant ($p > 0.1$) and therefore not shown. **B)** by weather group:

A	ALL	ALL	ALL	North	North	North	South	South	South	East	East	East	West
	Lag0	Lag1	Lag2	Lag0	Lag1	Lag2	Lag0	Lag1	Lag2	Lag0	Lag1	Lag2	Lag0
<i>Betula</i>	0.15	0.25	0.12*				0.13*	0.12*	0.15*		0.16	0.15	
LBetu	0.23	0.26		0.15	0.15*			0.16			0.16		0.16
Ozone		0.15		0.12	0.14								
PM _{2.5}	-0.13*												
AQHI								0.15			0.15*		
T	-0.12	-0.13	-0.17										
Td	-0.12	-0.19	-0.21		-0.15	-0.15							
WS													-0.11*
Press								0.14	0.11*	0.11*	0.14*	0.11*	

B	C1	C1	C1	C2	C2	C2	C3	C3	C3	C4	C4	C4
	Lag0	Lag1	Lag2	Lag0	Lag1	Lag2	Lag0	Lag1	Lag2	Lag0	Lag1	Lag2
<i>Betula</i>		0.28* ^w		0.20 ^w			0.15* ^a	0.27 ^a	0.16 ^s	0.19 ^s		
LBetu	0.40 ^a	0.41* ^a		0.20 ^w	0.17 ^a		0.27 ^a	0.28 ^a		0.22* ⁿ	0.19* ^a	
Ozone		0.41 ⁿ						0.15* ⁿ		-0.18* ^a	0.17* ⁿ	
PM _{2.5}		0.39 ^s		-0.16 ^a		-0.14* ^a						
AQHI	0.37* ⁿ	0.53 ⁿ			0.14* ^s						0.22 ^s	
T			-0.29* ^s	-0.19 ^a	-0.19 ^a		-0.16 ^a	-0.19 ^a	-0.22 ^a			
Td			-0.26* ^a	-0.19 ^a	-0.22 ^a		-0.14* ^a		-0.19 ^a			
WS	0.27* ^w	-0.32 ⁿ		-0.17 ^w			0.14* ⁿ	0.17 ^s		-0.16* ^a	0.29 ^s	-0.17* ^s
Press			0.29* ^a							0.17* ⁿ		

Note1. *Betula*: stands for daily birch pollen count, LBetu: logarithm of *Betula* daily count, Ozone: daily maximum surface concentration, PM_{2.5}: daily maximum surface concentration of fine particulate matter, AQHI: daily maximum of the Air Quality Health Index (3-hour moving average), T: daily maximum temperature, Td: mean afternoon dew point temperature, WS: mid-afternoon wind speed, Press: mid-afternoon atmospheric pressure. , ^a: all sectors, ⁿ: Centre-north, ^s: Centre-south, ^e:East, ^w:West of Montreal Island. No significant correlations were found beyond Lag2 and therefore not shown. **Note2:** $p < 0.05$ unless otherwise stated, $\dagger 0.05 \leq p \leq 0.10$. Empty entries in the table means no significant correlation (i.e. $p > 0.1$). C1: weather types 7,9 and 12 only (N =42), C2: all weather types excluding C1 (N = 201), C3: all weather types except 2,5,8 and 11 (N =165), C4: weather types with warm temperatures: 1,2,3,9,10 and 12 (N = 74).

5.3.4 Enhancement of asthma risk associated with warm and occluded fronts

Betula pollen concentration during the spring pollen season is a significant predictor of the frequency of hospitalization for asthma than does air pollution concentration in Montreal as seen in Table 5.4. Using the same classification of weather type previously presented (Table 5.2), we now group together only warm fronts and troughs weather types (so-called group I) and compare results with all other remaining weather types (which forms group II). The result found is that the daily average hospitalization counts in the two groups were highly significantly different ($p=0.0008$) under such stratification (Figure 5.4A). Higher hospitalization counts were found in the group I with an average of 3.78 hospitalizations per day (CI 95%; 2.95-4.61) as compared to an average of 2.49 (CI 95%; 2.37-2.71) for group II. This indicates that the two weather types associated with group I are more prone to asthma crisis in Montreal than other meteorological situation grouped together (group II) during the *Betula* pollen season. Figure 5.4B suggests that ozone is also higher in group I versus group II ($p=0.075$, i.e. marginally significant). Similarly, Figure 5.4C shows that $PM_{2.5}$ is higher as well in group I ($p=0.045$). Finally, the mean daily afternoon AQHI index is higher in group I ($p=0.05$) as well. Overall, these results suggest that pollution (ozone, fine particulate matter) and allergenic pollen could contribute to increase asthma in group I as a form of synergy pollen-pollutant-weather. Annex 9.6 shows result and tests of significance for interaction between environmental variables using procedure GLM (general linear models, SAS®). Among interactions, we find on many occasions combinations of weather type (classmet), ozone (ozoclass), $PM_{2.5}$ (pmclass) and pollen class (betclass) and their lag (previous day class: i.e. lclassmet, lozoclass, lpmclass, lbetclass). Hence, results indicate many potential interactions (or synergy between hospitalization counts versus environmental factors) which are significant (whenever $Pr > F$ is less than 0.05 in Annex 9.6). Finally, when the weather types prone to synergy are removed (weather types 7 and 9), no significant interaction were found ($p > 0.10$). These statistical tests of interaction confirm the presence of synergy in the latter weather types (group I) and not in the other weather types (group II).

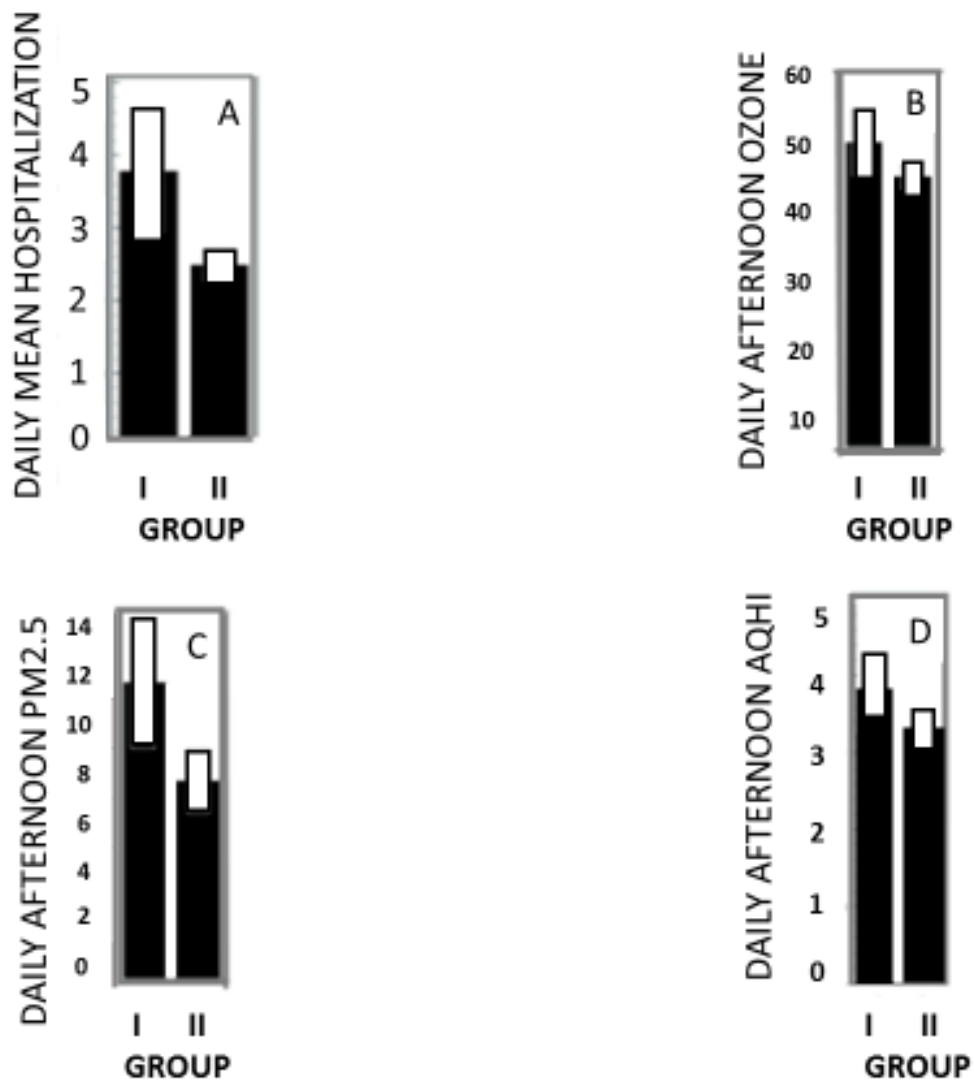


Figure 5.4 Differences between weather type I (situation of warm front and trowal) and II (all other weather types) for A) daily average number of asthma hospitalization, B) daily mean afternoon ozone (ppbv), C) daily mean afternoon PM_{2.5}, and D) daily mean afternoon AQHI. The white vertical rectangles indicate the interval of confidence to 95%.

5.3.5 A detailed study of two cases

Group I studied above corresponds to weather situation of warm front and occluded front which are both associated with situation of higher humidity, frontal convergence zone, higher polluted particles, higher atmospheric electrical field, sudden change of temperature and intermittent rain. These conditions increase the likelihood of pollen rupture (as seen in the literature) and therefore will likely produce exacerbation of asthma more than that in group II. To illustrate and support the results found in Figure 5.4a, we briefly described below a case-study associated with group I: 1) a warm occluded front situation (sometimes referred to as a trowal: i.e. trough of warm air aloft), and 2) a classical warm front situation followed by a case of thunderstorm-asthma. Both cases were occurring during the spring 2006 which was characterized by very high birch pollen production (a seasonal pollen index of almost 10000 was then registered, the second highest during the period 1996-2012, see *Robichaud and Comtois*, 2017). The two synoptic situations shown are corresponding to weather types 9 and 12 respectively which were already defined in Table 5.2. A comprehensive summary related to the two cases are provided below in Tables 5.5a,b respectively where observations are provided for *Betula* pollen count, PM_{2.5} and ozone afternoon maximum concentration, maximum afternoon temperature, precipitation amount, dominant back-trajectory (from HYSPLIT website <https://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>), weather situation and type and number of hospitalizations (total and total day-adjusted, the latter appearing within parentheses in the table).

5.3.5.1 A case of trowal (occluded front) hanging around (May 8-17 2006)

Very high daily values of *Betula* pollen (ranging from 460 to 3744 grains/m³) were recorded in Montreal (site at UdeM) from May 8th to May 11th2006. The total number of pollen grains collected during this four-days sub-period is 6620 grains/m³ which turns out to be much higher than the total seasonal pollen index normally registered for a whole year [i.e. 3630 grains/m³ as seasonal average recorded in Montreal, see *Robichaud and Comtois*, 2017]. A summary of the observations is presented in Table 5.5a. The daily weather maps associated with this case study can be viewed in Annex 9.9 and obtained from the website www.wpc.ncep.noaa.gov/dailywxmap. During this four-days period, the dominating weather patterns were either an approaching low (type 10 on May 8th,11th) or a ridge of high pressure (weather type 7 on May 9th and 10th). The number of hospitalizations shows a daily average of 4.5 daily hospitalizations (as the mean of the

four-days sub-period). Note that this hospitalization rate is above the average (i.e. 2.49 defined earlier) but rather modest considering the enormous amount of pollen in the air during these days as compared to a normal situation. As a comparison, we analyze the following sub-period from 12th to 16th May (weather maps available in Annex 9.9) where a wrap-around structure (i.e. trowal, weather type 9) affected Montreal. The rain accumulation within this weather system had a strong spatial variability in the region during the period (1.3-48 mm as a 5-days total) according to official source (radar and rain gauge combined, see: www.wpc.ncep.noaa.gov/dailywxmap/index.html) and a total of 23.4 mm measured at Dorval-Trudeau airport in Montreal under the trowal situation. Although the daily average airborne pollen was much lower (ranging from 10 to 754 grains/m³ for a sub-total of 1175 grains/m³) during this sub-period, the mean daily-adjusted average number of hospitalizations (4.4) was about the same as compared to the previous sub-period. This points towards more pollen potency in presence of intermittent rain which allows the liberation of allergens as described by *Schäppi et al.* [1997] whereas this mechanism is absent in weather situation associated with the ridge of high pressure (weather type 7) during the previous sub-period (May 8-11). For the same pollen amount, if everything else is equal, this trowal case was potentially associated with 5.5 times more hospitalizations than the ridge of high pressure situation. The next day of the case study period (May 17th) was affected by a low pressure coming from the west which brought up an additional 13.4 mm of rain. Note that the rain is usually light and steady during the whole day within a low-pressure system (i.e. little electrical activity according to *Bennett and Harrison* [2007] in this weather type and little aerosolization of allergens according to *Schäppi et al.* [1997] and *Chaturika et al.* [2017]). Consequently, the airborne pollen level is very low (due to efficient wet deposition of pollen and allergens and little pollen emission associated with continuous rain) making the synergy pollen-pollution rather unlikely in this weather type. This is consistent with lower asthma hospitalization in low pressure system as found in Figure 5.3a. The return to the normal for daily average of hospitalizations (i.e. about 2/day) is therefore expected for May 17th. Note that the fact that the pollen concentration during the period under the trowal regime decreases from 754 (May 14th) to about 10 (May 16th) might indicate the presence of some removal mechanism other than the wet or dry scavenging. It is unlikely that so much pollen would be removed by the rain given the large initial quantities of pollen and the intermittent nature of precipitation usually associated with a trowal (often convective isolated showery precipitation, according to *Schultz and Vaughan*, 2011). Moreover, the atmospheric flow

(given by the HYSPLIT back-trajectories, figures not shown) were persistently from about the same direction (i.e. SE or ESE) during the period May 11-15 2006. This situation brings pollen from major source regions (birch forests in the region of Eastern Townships). This suggests a constant feed in birch pollen during the period associated with this persistence in the wind direction. Therefore, there must be another removal mechanism and we suggest that pollen rupture could be an important one acting here. Recall that pollen rupture is more likely when the pollen is humidified according to laboratory studies [Miguel *et al.*, 2006; Zhou, 2014] and real atmosphere observations of *Betula* pollen ruptured in rain [Schäppi *et al.*, 1997; Puc *et al.*, 2016] which is suggested for the case during the period from May 12th through May 15th. At times, higher rainfall occurs within trowal system and the intermittent nature is caused by embedded convection [Environnement Canada, 1996, Chapter 9; Schultz and Vaughan, 2011]. It is also known that the electrical field could be enhanced in period of higher rainfall rate and not just in period of thunderstorms [Bennett and Harrison, 2007]. A pollen under an elevated electrical field would rupture more easily [Vaidyanathan *et al.*, 2006] especially in presence of pollution and precipitation (PM_{2.5} often exceeding 10 µg/m³ and showers in Montreal during the period, see Table 5.5a). Therefore, the hypothesis of pollen rupture in the trowal environment appears much more likely than in ridge of high pressure situation (where no rain, lower humidity and low electrical field are to be found in the latter weather type). Contrary to the pollen grain, the allergens released (mostly *Bet v1*) are basically hydrophobic [Radauer *et al.*, 2008] and consequently they are not likely to be washed out by precipitation so easily and therefore can become respirable and affect asthma sufferers even in rainy situation.

An alternate hypothesis could also be stated to explain this episode under study. From a medical point of view, very high pollen concentrations experienced in the first period (May 8th-11th) could have caused inflammation persisting through the second period triggering asthma symptoms more easily with less pollen load. Nevertheless, the impact of the trowal cannot be ruled out since the number of hospitalizations is as strong as in the previous period and that intermittent rain has been shown to promote aerosolization of allergens previously released under precipitation according to the mechanism of Schäppi *et al.* [1997].

5.3.5.2 Warm front passage (May 26-31 2006) and a case of thunderstorm-asthma (June 1st 2006)

The weather maps associated with this case can be viewed on Annex 9.10 (obtained from <http://www.wpc.ncep.noaa.gov/dailywxmap>). On May 26th, a weak low-pressure system (weather type 8) affected the region of Montreal which delivered less than 2.5 mm (0.8 mm recorded at Dorval-Trudeau airport) rain. Table 5.5b describes the evolution of the situation. The following day, a weak cold front (little precipitation and very minor temperature drop) affected the region. Associated with the front, a decrease of pollution (ozone and PM_{2.5}) was recorded. However, a very significant increase of the pollen load (from 24 to 432 gr/m³) was observed with the cold front. Increase of pollen load associated with a cold front has been observed with ragweed in Kansas [Barnes *et al.*, 2006b] which is not surprising considering the fact that fronts usually lie within barometric troughs which tend to concentrate airborne particulate matter (winds are converging in a trough). Overall, this is consistent with a small increase of the adjusted number of hospitalization from 3 (on May 26th) to 5 (on May 27th). On May 28th, a ridge of high pressure (type 7) dominated the weather pattern but with hospitalization on that day went down. Then a slow moving warm front poked into the region on May 29-30th (weather type 12). During the warm frontal passage over Montreal, the number of day-adjusted hospitalizations has shown an increase from 3 (May 28th) to 5 (May 30th) while the amount of pollen grains almost stayed the same during the sub-period. Note that the back-trajectory (obtained from HYSPLIT, figures not shown) switched to the SW on May 31st, i.e. coming from a region with low birch density population (i.e. low pollen sources) whereas for the other days (May 27th through May 29th), wind blows from regions with large known sources of *Betula* (located to the north, west and east of Montreal). The strong decrease of pollen concentration (from May 27 to 29th) cannot be fully explained by the washout from precipitation which is not strong during the two days period nor by a change of atmospheric flow direction (which is persistent from NW or WNW for the two days). Moreover, the sedimentation of birch pollen grain (about 1.2 cm/s according to Sofiev *et al.*, 2006) is lower than the mean upward vertical motion within a synoptic front (i.e. from 10 cm/s and up to 30-40 cm/s associated to precipitation bands occasionally reaching few m/s in warm front or occlusions, according to Schultz and Vaughan, 2011). All these factors will tend to keep the pollen grain airborne within the warm frontal system. We then suggest that the decrease of pollen is partly due to the warm front environment itself which provides an increase of the likelihood of pollen rupture as described in Schäppi *et al.* [1997] (releasing *Bet v 1* a powerful allergen) in a way similar but

stronger than the case of the trowal situation described above⁴⁶. Light rain humidifies the pollen grain which could release allergenic bio-allergens [Schäppi *et al.*, 1997; Taylor *et al.*, 2004]. Drier period later in the day with some wind allow the aerosolization of the allergens. Globally, it is suggested that warm front may provide a good incubator for pollen synergy together with other environmental factors. First, PM_{2.5} concentration slightly increased from the range 7-11 µg/m³ to concentrations in the range 16-21 µg/m³ likely due to the surface frontal convergence of atmospheric particles caused by the warm front itself (on May 29th). Similarly, ozone concentrations also increased with the warm front passage. Second, clouds and light precipitation which provides a source of high humidity are present and third, possibly an increase of the electrical field in embedded in localized stronger precipitation is possible. In fact, according to Bennett and Harrison [2007] abrupt changes of precipitation are associated with changes of electrical field. As discussed before and shown in several laboratory studies, these ambient conditions are recognized to be favorable for pollen rupture (release of tiny allergens as form of respirable bio-aerosols triggering asthma). Since the flow remained from NW or WNW (as given by HYSPLIT back-trajectories), the source of *Betula* pollen being similar, the pollen count should then also remain similar since pollen counts positively correlates with wind persistence if there is medium/long range transport involved [Damialis *et al.* 2005]. This is consistent with an increase of day-adjusted hospitalization during the warm front passage (from 3 on May 28th to 5 by May 30th). As the warm front moved away (May 31th), the temperature increased to 29.8°C (which is consistent with a warmer air mass after the warm front passage). More importantly, the pollen concentration has increased as well even though the flow has turned to the south-west (SW), a direction not favourable for pollen increase (little source of pollen southwest of Montreal, see Robichaud and Comtois, 2017). Moreover, although PM_{2.5} and ozone stayed relatively high, the number of hospitalization dropped substantially on May 31st. This points toward the fact that the warm front (weather type 12) has provided a favorable environment for enhanced health risk for patients suffering of asthma. These results are somewhat in agreement with studies of Buters *et al.* [2010; 2012], which demonstrated that pollen potency greatly varies with atmospheric conditions and Schäppi *et al.* [1997], which associated rain and allergen release. However, the latter authors did not give details to which type of weather situations are more prone to pollen rupture.

⁴⁶ Note that an active frontal region is more widespread and has less variable conditions than a trowal [Environnement Canada, 1996].

The last two days of this case study (June 1st and 2nd) also provide interest. On June 1st, numerous hourly reports of thunderstorms were registered at Dorval-Trudeau airport in Montreal overnight and in the morning. During the day of June 1st, 8-adjusted cases of asthma were reported which is 6 more than the previous day (May 31st) and also 5 more than the next day (June 2nd) which had mostly sunny conditions. Therefore, June 1st seems to be an example of thunderstorm-asthma as reported in the literature [*Taylor and Jonsson, 2004; Marks and Bush, 2007*] but it is unknown to which allergen it is associated with in here (birch, grass allergens or alternaria) since the pollen/spore data was not available that day. However, it should be noted that thunderstorms were likely caused by an active cold front in that case (see weather map Annex 9.10). The study of the two cases analysed above suggests a higher asthma risk for frontal than that of other weather type including the situation of ridge of high pressure although the latter situation (ridge) is usually responsible for the maximum pollen emission in the air (see Figure 5.3c). Although the case study presented above only applies for two small periods, we have noticed many cases of occurrences of similar increase of hospitalization associated with active fronts throughout the rest of the entire study period (April-June of years 2006 through 2008) as suggested by Figure 5.4a.

Table 5.5 Two cases study. *Betula* pollen concentration (grains/m³), average concentration of fine aerosol (PM_{2.5} in µg/m³), ozone (ppbv), maximum temperature (°C), precipitation amount (mm), back-trajectories (from HYSPLIT), weather situation and type and hospitalization counts: non-adjusted (and adjusted) for the day of the week during the study case period: A) May 8th-May 17th 2006, B) May 26th-June 2nd 2006.

A	Pollen	PM _{2.5}	Ozone	Temp*	Clouds & weather*	Pcpn*	Back.	Weather	Weather	Hosp.
Date	(gr/m ³)	(µg/m ³)	(ppbv)	(°C)		(mm)	Trajec.	pattern	Type	(adjusted)
May 8 (M)	1355	4-14	32-66	21.4	Mostly sunny	None	NE	Appr. Low	10/7	3(2)
May 9 (T)	3744	10-27	51-67	22.5	Mostly cloudy	None	S	Ridge	7	5(4)
May10 (W)	460	6-12	32-46	19.9	Windy	None	E	Ridge	7	8(8)
May11 (Th)	1061	1-9	28-44	23.4	Windy	<0.1	ESE	Appr. Low	7/10	3(4)
May 12 (F)	260	3-11	17-35	17.2	Intermittent rain	5.4	SE	Low/Trowal	10/9	4(4)
May 13 (S)	31	11-19	43-65	11.1	Intermittent rain	12.2	SE	Trowal	9	2(3)
May14 (Su)	754	6-12	45-59	20.6	Intermittent rain	1.4	ESE	Trowal	9	4(5)
May 15 (M)	120	4-13	31-49	17.7	Intermittent rain	4.4	SE	Trowal	9	6(5)
May 16 (T)	10	5-8	33-45	15.1	Intermittent rain	13.4	S	Trowal/Low	9/8	6(5)
May 17 (W)	7	4-13	13-31	14.1	Steady rain	Missing	WSW	Low	8	2(2)

B	Pollen	PM _{2.5}	Ozone	Temp*	Clouds & weather*	Pcpn*	Back.	Weather	Weather	Hosp.
Date	(gr/m ³)	(µg/m ³)	(ppbv)	(°C)		(mm)	Trajec.	pattern	Type	(adjusted)
May 26 (F)	24	22-33	34-67	22.0	Cloudy with showers	0.8	SW	Low	8	3(3)
May 27 (S)	432	4-9	9-51	21.4	Fog in the morning	0.2	NW	Cold front	4	4(5)
May 28 (Su)	34	7-11	9-50	26.3	Mostly sunny	None	NW	Ridge	7	2(3)
May 29 (M)	35	16-21	6-76	27.4	Cloudy then Clearing	<0.1	WNW	Warm front	12	4(3)
May 30 (T)	81	10-20	30-42	24.8	Light rain (intermittent)	<0.1	Variable	Warm front	12	6(5)
May 31 (W)	30	27-32	49-71	29.8	Increasing clouds	19.4	SW	Warm sector	3	2(2)
June 1 st (Th)	42	5-22	10-30	20.2	Thunderstorms	5.8	SW	Cold front	4	7(8)
June 2 nd (F)	51	2-10	5-40	24.9	Mostly sunny	None	NW	Behind cold front	5	3(3)

Note. * measured at Dorval-Trudeau airport. The day of the week is indicated in the first column in parentheses (M: Monday, T: Tuesday through Su: Sunday). Peaks of asthma hospitalization are indicated in bold character in the last column.

5.3.6 Frontal-asthma: a new hypothesis

For allergy sufferers, it is important to know under which meteorological conditions the health risk is the highest. One might intuitively think that a higher number of hospitalizations probably happens on days with high pollen counts and/or smog situation. However, the reality is much more complex as seen in this research. Despite relatively high level of asthma hospitalizations associated with warm fronts weather type (Figure 5.3a, weather type 12), the air quality index shows only moderate values (Figure 5.3b) while the *Betula* pollen concentration is very low (Figure 5.3c). From some literature reports, high counts of hospitalization should correspond to poor air quality (high AQHI) and high pollen counts which is not always the case as seen here. The hypothesis of pollen fracturing or being ruptured⁴⁷ and consequently the liberation of starch cytoplasmic granules becoming airborne (known to increase the risk of asthma) is proposed here as a plausible explanation in the context of an active warm, occluded (trowal) or cold fronts to explain results shown in this research.

The sudden rise of absolute humidity, intermittent convective rainfall, convergence of aerosols and the likely increase of electrical fields accompanying active fronts would considerably increase the likelihood of stress on the exine of the grain pollen which may rupture the pollen grain or the pollinic tube (as promoted by *Schäppi et al.*, 1997 for birch) and therefore the liberation of small allergens inside pollen carriers (*Bet v1*, *v2* and *v 4* in the case of birch). *Miguel et al.* [2006] and numerous other researchers linked with the team of Dr. Philip Taylor (in Australia) have consistently shown that a pollen immersed in water would rupture under osmotic pressure and release its content [*Schäppi et al.*, 1997]. According to *Thompson* [1979], it has been known for a long time that “the element most closely associated with asthma is rainfall”. However, if the rain is too steady and lasts all day (which is the case in low pressure systems), most of aerosols will be washed out with very few particles getting aerosolized. Other environmental conditions are also favourable to birch pollen rupture: increased humidity, and atmospheric electrical activity [*Vaidyanathan et al.*, 2006; *Dr. Philip Taylor, comm. pers.* 2014] may also occur with fronts. Finally, the presence of urban air pollution has been found by numerous team of research [see

⁴⁷ A fractured pollen may lose its integrity and become more difficult to detect on the microscope.

literature review of *Abou Chakra et al.*, 2010; *Sénéchal et al.*, 2015] to produce pollen rupture as well or release of cytoplasmic highly allergenic material [see *Majd et al.*, 2004]. All these factors contributing to pollen rupture or allergen release from the pollen grain are present or enhanced in active fronts. It is often reported in the medical community that atmospheric abrupt changes involving turbulence (likely associated with frontal situation) tend to augment asthma risk [Thompson, 1979, Chapter 13]. One study by *Mireku et al.* [2009] showed that a rapid increase of humidity or temperature (such as found in warm fronts) were associated with asthma rise among children.

Overall, based on the evidence presented in this research (Figures 5.3, 5.4; Table 5.5), as well as the information from literature, a new concept called *frontal-asthma* is now proposed which offers a plausible explanation to the rise of asthma hospitalization in active frontal or any other abrupt weather changes (trowals, squall lines, thunderstorms, etc.). Figure 5.5 illustrates the new concept (here for the case of a warm front although it would also apply for cold front). It is well known that a trough of barometric pressure usually accompanies fronts causing wind convergence [Environment Canada, 1996] leading to accumulation of primary aerosols, pollen and spores near the front. Frontal clouds and precipitation would humidify the pollen to the point of rupture and electrical field higher in intermittent rain could help enhance further the likelihood of rupture. Given the similarity with the phenomenon of *thunderstorm-asthma* [Taylor and Jonsson, 2004; D'Amato et al., 2015], it is suggested here that the latter could be a special case of *frontal-asthma* but at a different spatiotemporal scale (i.e. at local scale for the former) instead of at synoptic scale (for the latter as depicted in Figure 5.5). In fact, the sudden rise of asthma cases noted in different parts of the world [D'Amato et al., 2015] is also somehow linked with a frontal system at the local scale (i.e. thunderstorm *gust front* or outflow). The thunderstorm outflow is a front just like synoptic front but occurring at a smaller spatial and temporal scale⁴⁸. In fact, the schematic of Figure 5.5 could also be applied for a thunderstorm outflow (gust front) but with cold air pushing behind the front instead of warm air. The *thunderstorm-asthma* phenomenon is certainly more violent and occurs when the thunderstorm gust front passes over producing epidemic asthma

⁴⁸ According to *Fujita* [1986], a thunderstorm gust front has a scale of 10-300 km, a duration of 0.5 to 6 hours and a maximum wind speed of 35 m/s whereas a warm front has scale of 300-1000 km, duration of 1 to 3 days and maximum wind speed of 15 m/s. Hence, thunderstorms can be viewed as a sub-synoptic disturbance whereas a front is at synoptic scale.

hospitalization as reported in England, Australia and Canada [*Wardman et al.*, 2002; *Taylor and Jonsson*, 2004; *Marks and Bush*, 2007]. Frontal-asthma could explain the fact that higher rate of hospitalization than average is observed in warm front passing over Montreal despite low value of pollen counts for this weather type (see Figure 5.3 and Section 5.3.5). Note that active cold fronts are potentially candidate for widespread release of tiny bioaerosols as well [*Wright et al.*, 2014] and it could be associated with thunderstorms (as the case of June 1st 2006, Table 5.5b). However, most cold fronts during the study period were found not active (only wind with little or no precipitation). Note, finally, that within a low-pressure system, the rain is rather continuous and washing out most of aerosols is a likely situation so the aerosolization of allergens is very limited explaining the low counts of *Betula* pollen (Figure 5.3c) and modest counts of asthma hospitalization in this weather type (Figure 5.3a).

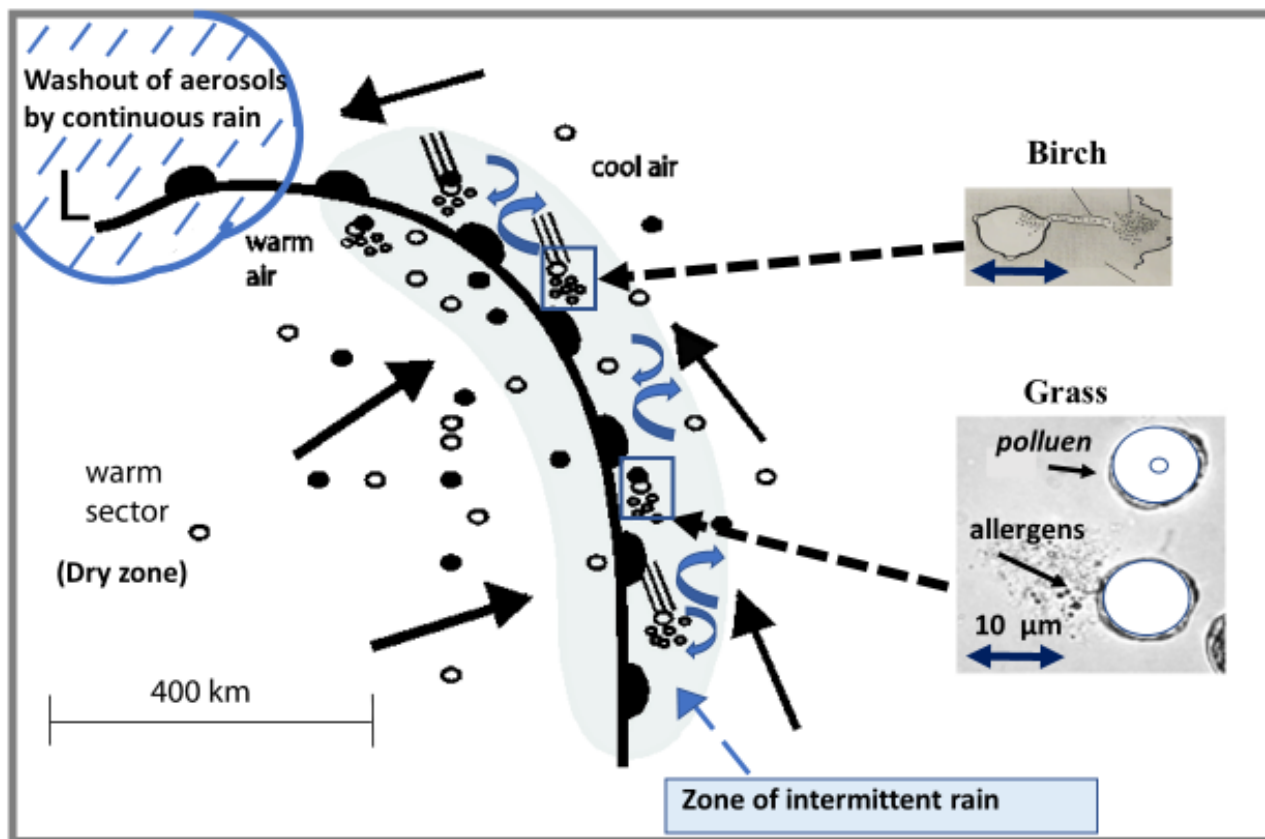


Figure 5.5 Schematic concept of *frontal-asthma*. Weather fronts could be seen as perfect incubator for the pollen-pollutant-weather synergy impacting asthma with their cycle of wet and dry air (intermittent rain). Since fronts lie in barometric trough, this leads to wind convergence (thick black arrows) bringing inorganic polluted aerosols (black circles) and organic aerosols such as pollen (white circle) together in the frontal zone (blue-grey zone around the front: here a warm front indicated by a black line with semi-circles). Since higher humidity, clouds and precipitation and higher electrical field are to be found in such environments, the likelihood of pollen grain rupture or surface cracks is enhanced, releasing tiny allergenic bio-aerosols (right) which could penetrate deeply into the lungs and trigger asthma. Black and white circles touching each other indicate a synergy pollen-pollutant (*polluen*) and vertical tilted lines depicts precipitation. Two modes of pollen rupture (birch and grass) are depicted according to *Schappi et al.* [1997].

5.4 Summary and conclusion

This research has addressed the complex interaction between environmental conditions and asthma. Overall, warm front, trough and ridge of high pressure weather types were the most often encountered situations with uncontrolled asthma (requiring hospitalization) in Montreal during the birch tree pollen season. First, in situation of high pressure ridge, the relatively high rate of hospitalization (Figure 5.3A) is explained by the fact that the airborne pollen load is very high (Figure 5.3C, weather type 7) due to favourable pollen emission and efficient atmospheric dispersion in this weather type [Laaidi *et al.*, 1997]. Moreover, any high pressure system coming from the west will tend to bring pollen from the major area sources (Laurentides). One mode of pollen rupture in this weather type (sunny weather) is described by *Visez et al.* [2015], i.e. by wind-induced mechanical impact releasing airborne tiny allergens especially in urban environments where moving vehicles and concrete buildings represent very hard obstacles. On the other hand, the case of fronts is more complex and the *frontal-asthma* concept (Figure 5.5) has been proposed as an unifying concept based on Figures 5.3A,C, 5.4A,B,C, Section 5.3.5 (two case studies analysis) and a synthesis of many reports in the literature [e.g. *Thompson, 1979; Schäppi et al., 1997; Taylor et al., 2004; Mireku et al., 2009; Chathurika et al., 2017; Wright et al., 2014*].

The analysis presented here used a synoptic weather type-based approach to reduce the effect of meteorological confounding factors in the analysis (minimizing variability of temperature, sunlight, dew-point temperature or relative humidity within a given weather type). Moreover, the study was restricted to the spring season to avoid confounding factors related to seasonal changes and impact of other allergenic pollen types (grass or ragweed) or moulds and spores (which have peaks in summer and fall in Montreal, but not in the study period). In this research, it was hypothesized that *active* fronts may present similar environmental conditions than that of thunderstorms although less in intensity (in terms of showers, humidity, vertical lifting of particles, electrical field, convergence of pollutants and aerosols, etc.) but with fronts occurring more frequently (24 days of warm or occluded fronts noted during the study period and only one case of thunderstorm-asthma⁴⁹).

⁴⁹ Thunderstorm's season usually starts after the birch pollen season in Montreal.

In the future, we suggest that monitoring the content of airborne allergens is crucial since these tiny bio-aerosols describe better exposure to allergens causing asthma more than the pollen itself as pointed out by *Buters et al.* [2010; 2012]. Nevertheless, the suggested concept of *frontal-asthma*, if correct, could provide a science advance since: 1) it relates pollen rupture and/or liberation of allergens with synoptic frontal meteorological conditions (wind convergence of pollutants and pollen, higher humidity and precipitation, enhanced atmospheric electrical field, barometric pressure changes), 2) it re-conciliates many observations from the literature and summarizes the results of the statistical analysis presented in this research, and finally 3) it possibly generalizes and includes the already known concept of *thunderstorm-asthma* (i.e. asthma attack associated with the outflow gust front). Note that in both cases (*frontal-asthma* or *thunderstorm-asthma*), there are sudden changes of atmospheric conditions (although more violent and sudden in the thunderstorm case). In the hospital community, it is known that sudden atmospheric changes promote asthma [*Thompson, 1979; Beer, 1991; Lajoie et al., 1994* and references therein; *Mireku et al., 2009*] but details are lacking relative to the weather type in which it occurs. This research provides a plausible hypothesis to explain why some weather situations are more associated to asthma (intermittent rather than continuous rain) and likely with release of allergens. Further research is needed to validate and support this concept which would require monitoring allergens, not only pollen concentrations.

Paragraphe de liaison

Le chapitre précédent a montré des analyses portant sur des corrélations ou des associations entre le pollen *Betula* et les facteurs environnementaux sur une base journalière. Ces analyses ont mené à l'hypothèse du concept de *frontal-asthma* dans un contexte de synergie entre différents facteurs environnementaux (i.e. pollen-pollution-météo). Dans le prochain chapitre, les aspects spatio-temporels sont analysés davantage en profondeur. Le nombre de diagnostics de l'épreuve respiratoire est utilisé comme indice sanitaire dans chacune des régions du Québec et est relié au degré de pollution (exprimé par différentes métriques reliées aux indices connus de qualité de l'air) et à la proximité des sources majeures de pollen de *Betula*. Ainsi, le prochain chapitre permet de dégager des liens robustes entre un indice sanitaire et les variables environnementales importantes tels que l'exposition au pollen et à la pollution. La contribution du pollen *Betula* aux maladies respiratoires a ainsi pu être quantifiée.

Le prochain chapitre fait partie d'un article qui a été accepté dans la revue scientifique *Pollution Atmosphérique, Climat, Santé, Société* (publication prévue au début 2019). Alain Robichaud est l'unique auteur et a effectué la totalité des analyses, textes et figures et a rédigé entièrement l'article. Notez que la version finale de l'article est en français.

Référence électronique : Alain Robichaud « Synergie entre la pollution anthropique et biologique et impacts sur la santé respiratoire au Québec durant le printemps », *Pollution atmosphérique* [En ligne], N°239, mis à jour le : 06/12/2018, URL : <http://lodel.irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/index.php?id=6767>, <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.6767>

6 Synergie entre la pollution anthropique et biologique et impacts sur la santé respiratoire au Québec durant le printemps

Alain Robichaud (Université de Montréal)

RÉSUMÉ

La pollution anthropique et biologique a un impact négatif sur la santé humaine. L'analyse de deux métriques (fédérale et provinciale) basées sur des indices de qualité de l'air couramment utilisés dans la province de Québec (Canada) montre un lien statistique significatif avec un indicateur de santé respiratoire évalué pour différentes régions de la province. Mais lorsque combinée avec la pollution biologique au printemps (exprimée par les taux simulés d'émission régionale de pollen de *Betula*), cette corrélation devient plus élevée : R^2 passe alors de valeurs inférieures à 0,5 à environ 0,76 ($p < 0,0001$). On explique ici cette augmentation par le phénomène de synergie entre la pollution anthropique et le pollen de *Betula*. Cette synergie est décrite dans la littérature, entre autres, par le concept de *polluen* (polluant + pollen) une combinaison présentant plus de risque pour la santé respiratoire que la pollution anthropique ou le pollen pris séparément. Les résultats de l'étude présentée ici suggèrent que la synergie entre la pollution anthropique et biologique doit être prise en compte. Ainsi, les indices de qualité de l'air actuels devraient intégrer la notion de pollution biologique pour mieux représenter le risque total pour la santé respiratoire des populations que ce soit au Canada, en France ou ailleurs.

6.1 Introduction

La maladie respiratoire est souvent multifactorielle et doit être située dans son contexte environnemental [Poitevin, 2013]. On sait depuis des décennies que les facteurs environnementaux atmosphériques peuvent exacerber ou déclencher des symptômes respiratoires [ATS, 1995; EPA, 2008; D'Amato et al., 2015; CLA, 2017]. Parmi les facteurs environnementaux présentant un risque

sanitaire figurent la pollution anthropique associée à l'ozone troposphérique, les particules fines, le dioxyde de soufre, le monoxyde de carbone, les hydrocarbures et autres polluants [CLA, 2017]. Bien que de nombreux auteurs en Europe [Pelre, 1998; Laaidi et al., 2002; Abou Chakra et al., 2010; D'Amato et al., 2015] ou au Japon [Ishizaki et al., 1987; Okuyama et al., 2007] aient noté l'importance de la synergie lorsque la « pollution » biologique (notamment le pollen allergénique) et la pollution anthropique sont combinées, les études sur ce sujet demeurent très rares au Canada. Le sujet mérite donc davantage d'attention. Selon plusieurs recherches en France [Abou Chakra et al., 2010; Poitevin, 2013, Sénéchal et al., 2015] les polluants anthropiques (notamment l'ozone et les particules de diesel) ont un effet adjuvant augmentant l'inflammation et les allergies respiratoires. Au Japon, Ishizaki et al. [1987] ont montré que pour une même quantité de pollen dans l'air, la proximité de voies à grande circulation bordées de cèdres accentue la réaction allergène par rapport à des endroits où des forêts de cèdre sont présentes mais où le trafic automobile est moindre. Par ailleurs, des souris exposées aux particules de diesel développent davantage de manifestations d'asthme allergique [Guarnieri et Balmes, 2014]. Chez l'être humain, on a pu quantifier le risque d'allergie respiratoire en termes de la pollution atmosphérique chez les enfants de Californie [Parker et al., 2009]. Ainsi pour chaque augmentation de 10 ppbv d'ozone, la probabilité d'allergie augmente de 20%. De même, pour 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'augmentation de particules fines, le risque augmente de 16%. Le tableau 6.1 résume les impacts biologiques des polluants les plus reconnus et du pollen sur la santé respiratoire. Au niveau biologique, les polluants induisent une diminution des fonctions pulmonaires, une inflammation et des dommages aux cellules épithéliales bronchiques incluant des microlésions exacerbant l'impact sur la maladie respiratoire permettant aux aérosols biologiques notamment le pollen et les macromolécules allergéniques de pénétrer plus facilement dans l'organisme [Gervais, 1994; Abou Chakra et al., 2010 et références incluses; D'Amato et al., 2015]. Notons au passage que la France reconnaît maintenant les aérosols biologiques allergéniques (pollution biologique) comme étant également une menace à la santé au même titre que la pollution anthropique [Légifrance, 2010] ce qui n'est pas le cas au Canada ou ailleurs en Amérique. Un des aéroallergènes les plus problématiques est le pollen de bouleau qui peut conduire à une hospitalisation sévère pour asthme au printemps au Canada [Dales et al., 2008]. Guérin [1993] identifie d'ailleurs le pollen de bouleau (*Betula spp.*) comme un puissant allergène et le plus anémophile puisqu'il peut être transporté sur de grandes distances (~ 1000 km) par le vent et la turbulence [Sofiev et al., 2006]. C'est aussi le pollen d'espèces arborescentes le

plus abondant dans l'air au Canada d'après les mesures effectuées [Dr. Paul Comtois, *communication personnelle*]. Finalement, non seulement le pollen de bouleau peut libérer des allergènes puissants dans l'atmosphère tel que *Bet v1*, *v2* and *v4* qui sont reconnus comme posant un risque pour les asthmatiques [Schäppi *et al.*, 1997] mais également un mélange de substances pro-inflammatoires connu sous le nom de PALMS (pollen-associated lipid mediators) et d'adénosine [Traidl-Hoffmann *et al.*, 2003] pouvant même affecter les sujets non-atopiques. La pollution (anthropique ou biologique) n'est pas le seul facteur affectant la maladie respiratoire. De nombreux autres paramètres influencent telle que la prédisposition génétique, le tabagisme, l'alimentation (notamment le manque de vitamine D selon Boonpiyathad *et al.*, 2016) et certaines conditions socio-économiques (voir revue ATS, 1995; von Mutius, 2000; D'Amato *et al.*, 2015; CLA, 2017). L'un des plus grands défis de cette analyse est donc de contrôler les facteurs de confusion pour éliminer les biais et de faire ressortir les véritables relations de cause à effet. Par exemple, le taux de tabagisme dont la prévalence varie géographiquement est un facteur de confusion important dans l'analyse spatio-temporelle des facteurs environnementaux [Crighton *et al.*, 2012]. Le type d'environnement (rural ou urbain) est aussi important. D'ailleurs, von Mutius [2000] ainsi que Kilpeläinen *et al.* [2002] soutiennent que le fait de vivre en milieu rural offre une certaine « protection » contre les maladies respiratoires comme l'asthme allergique, parce que les jeunes entrent en contact avec des allergènes tôt dans leur vie de sorte que leur système immunitaire est « entraîné » dès le plus jeune âge à la vie sur la ferme (hypothèse hygiéniste). Le but de l'étude présentée ici est d'aider à caractériser les variations géographiques et les patrons spatiaux du risque à la santé respiratoire (qui sont mal connues au Québec) et à identifier les points chauds (régions problématiques que ce soit en milieu urbain ou rural) où la santé respiratoire est affectée davantage par la pollution anthropique et biologique (notamment le pollen de bouleau) et sa synergie.

Tableau 6.1 Description non-exhaustive de différents types de polluants anthropiques et biologiques et son impact sur la santé respiratoire.

Polluants	Type de pollution	Impact sur la santé respiratoire	Impact chez les patients atopiques	Synergie pollen-polluant
Ozone	Photochimique	I, HB,A,BPCO (Réf. L5; B9;P9;AC10;GM14), R (Réf. AC10)	Augmente la sensibilisation au pollen (Réf. L5)	la Adjuvant dans la réaction allergique (Réf. L5;D8; PA9;AC10)
Dioxyde d'azote	Photochimique (trafic)	A,I,HB,BPCO (Réf. L5; P9; AC10)	Idem (Réf. L5)	Rôle adjuvant en combinaison avec d'autres polluants (Réf. GM14)
Dioxyde de soufre	Anthropique (industrie lourde)	BC (Réf. L5; P9; AC10; GM14)	Pas de lien évident (Réf. PA9)	
Particules fines (diésel, hydrocarbures aromatiques polycycliques)	Anthropique (trafic et industrie)	I,HB,SO,BPCO (Réf. L5; P9; GM14), A (Réf. GM14)	Augmente la sensibilisation au pollen (Réf. L5; M8)	la Diésel absorbe les allergènes, i.e. adjuvant dans la réaction allergique (Réf. O7; PA9; GB14)
Ammoniac	Agricole	A, BC (Réf. P2)	Pas de lien évident	Absorbé par le pollen
Pollen	Biologique	R,I (Réf. AC10)	PALMS affecte même les sujets non-atopiques (Réf. TH3). Le pollen peut absorber certains gaz le rendant plus dangereux (Réf. C15)	Polluén (agrégat de pollen+polluant), (Réf. L5;O7;D8;L11)
Allergènes (diamètre inférieur à 10 microns)	Biologique	R,A (Réf. AC10, T11)	Après la pluie, le nombre d'allergènes augmente énormément (Réf. S7) favorisant l'asthme	Allergène+polluant plus dangereux (Réf. L11;T11) notamment en présence de pluie et orages (Réf. DA15)

Note. I : inflammation respiratoire, B : bronchite, BC : bronchoconstriction, HB : hyperréactivité bronchique, R : rhinite allergique, A : asthme, SO : stress oxydatif augmenté, BPCO : bronchopneumopathie chronique obstructive (Ref. S7 : Schäppi *et al.*, 1997; D8 : Duchateau, 1998; B9 : Broeckaert *et al.*, 1999; P2 : Portejoie *et al.*, 2002; TH3 : Traidl-Hoffmann *et al.*, 2003; L5 : Lacroix, 2005; O7 : Okuyama *et al.*, 2007; M8 : Morgenstein *et al.*, 2008; P9 : Pascal, 2009; PA9 : Parker *et al.*, 2009; AC10 : Abou Chakra, 2010; L11 : Laaidi *et al.*, 2011; T11 : Thibaudon *et al.*, 2011; DW13 : de Weger *et al.*, 2013; GM14 : Guarnieri *et Balmes*, 2014; C15 : Chassard *et al.*, 2015; DA15 : D'Amato *et al.*, 2015).

6.2 Matériel et méthodes

La province de Québec (PQ) est la région d'étude et est située dans l'est du Canada. La Figure 6.1 montre les régions administratives de la province qui incluent quatre grandes zones urbaines: 1) Montréal (région 06), Laval (13), Montérégie (banlieues de la rive sud de Montréal, région 16) et la région de la Capitale Nationale qui comprend la ville de Québec et les zones rurales environnantes (région 03). Le tableau 6.2 donne les caractéristiques de chacune des régions⁵⁰.

⁵⁰ Notez que la région 17 a été combinée avec la région 4 dans le tableau afin d'être consistant avec différentes bases de données utilisées ici, voir détails ci-dessous (réduisant à 16 le nombre de régions).

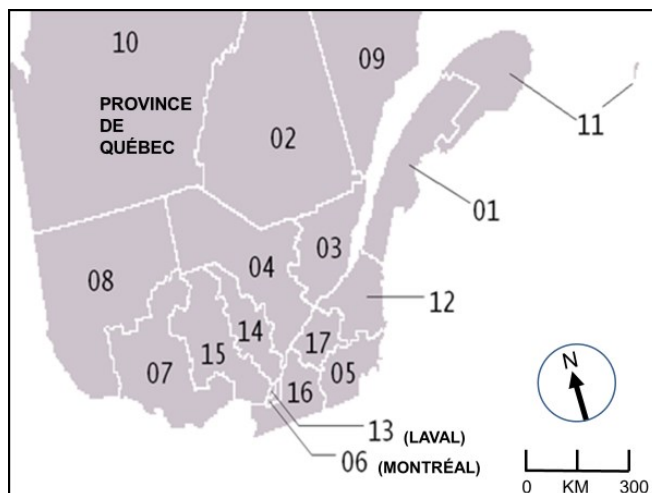


Figure 6.1 Localisation des régions administratives officielles de la province de Québec (PQ).

Tableau 6.2 Description des régions administratives de la province de Québec.

Région ID	Nom de la région	Acronyme	Population* (milliers)	Densité de population* (/km ²)	Pyramide d'âge* (% 0-14/15-64/65+)	Facteur d'ajustement de l'âge**	Prévalence (%) tabagisme	Type de sol
01	Bas St-Laurent	BSL	201.2	9.1	14.2/65.6/20.2	1.054	29.4	RA/RF
02	Saguenay-Lac St-Jean	SLJ	277.2	2.9	15.0/67.2/17.8	1.006	32.3	RI/RF
03	Capitale Nationale	CN	710.9	38.9	14.2/68.2/17.6	0.975	27.8	U
04/17	Mauricie/Centre-du-Québec	MAU	501.2	7.5	13.7/65.8/20.6	1.049	30.9	RI/RF
05	Estrie	EST	313.6	31.2	15.9/66.4/17.7	1.031	29.6	RF
06	Montréal	MTL	1915.6	3935.7	15.2/69.4/15.4	0.939	26.9	U
07	Outaouais	OUT	373.9	12.5	17.1/69.8/13.1	0.928	39.3	RF
08	Abitibi-Témiscamingue	ABT	146.7	2.6	17.1/67.8/15.1	0.989	32.0	RI/RF
09	Côte Nord	CTN	95.6	0.4	16.8/68.5/14.7	0.965	35.8	RE
10	Nord-du-QC	NDQ	44.0	0.1	27.6/65.9/6.5	1.048	34.9	RE
11	Gaspésie-Iles-de-la-Madeleine	GIM	94.5	4.60	13.0/65.9/21.2	1.048	32.7	RE
12	Chaudière-App.	CHA	418.7	27.8	16.2/66.8/17.0	1.020	26.3	RA
13	Laval	LAV	417.3	1696.4	17.1/68.4/14.5	0.997	27.7	U
14	Lanaudière	LAN	488.9	39.7	17.2/68.4/14.5	0.972	33.3	RI/RA
15	Laurentides	LAU	580.0	28.5	17.0/68.3/14.7	0.972	31.1	RF
16	Montérégie	MON	1499.2	134.9	17.0/67.9/15.1	0.986	29.0	RA

*Données de Statistiques Canada (recensement 2011), **Basé sur la pyramide d'âge et du groupe de personnes dites sensibles (i.e. groupe 0-14 et 65+). Note. RA: Rural Agricole, RI: Rural Industriel, U: Urbain (population > 400,000h et densité > 100h/km²), RE: Rural éloigné (population < 100,000 ou densité < 1h/km²), RF: rural forestier.

Un moyen efficace de contrôler les facteurs de confusion consiste à effectuer une stratification appropriée des données [Kestenbaum, 2009]. Ainsi, l'analyse présentée ici est faite que sur une saison à la fois (i.e. ici au niveau du trimestre du printemps) afin de filtrer les facteurs de confusion liés aux changements saisonniers influençant les facteurs environnementaux et la

maladie respiratoire et dont le risque s'applique à d'autres saisons (pollen allergène de *Poaceae* et spores fongiques en été, virus hivernal de la grippe, etc.). De plus, des ajustements ont été apportés pour corriger la différence de pyramide des âges entre les régions (puisque les maladies respiratoires sont souvent liées à l'âge) et aussi pour le niveau de tabagisme d'une région donnée, ces deux facteurs pouvant affecter l'analyse de la variabilité spatiale de la prévalence des comptes d'épreuve respiratoire (PÉR par la suite). Le style de vie relié au statut socio-économique est un facteur important selon *von Mutius* [2000] mais plutôt controversé et dont l'influence est difficile à tenir compte [*Pascal*, 2009]. Par ailleurs, on considère ici que l'accès aux soins de santé ne varie pas d'une région à l'autre de façon significative étant donné que le régime universel de l'Assurance-maladie du Québec garantit l'accès aux soins peu importe la région, l'âge ou le statut socio-économique dans la province de Québec.

Le taux d'émission du pollen de bouleau (*Betula*) a été pris comme proxy pour estimer la « pollution biologique » au printemps car ce dernier est le pollen le plus allergène et le plus abondant parmi toutes les espèces arborescentes angiospermes [*Guérin*, 1993]. De plus, il est considéré comme un proxy pour le pollen de d'autres espèces arborescentes dont les maximums surviennent à peu près à la même période du printemps (environ du 15 avril au 15 juin au Québec), l'abondance du pollen de bouleau quant à lui étant maximum au mois de mai. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel SAS®, version 9.2 : procédure STEPWISE ou « pas à pas », GLM (*general linear model*) avec le test de Tukey pour évaluer la signifiante statistique et la procédure CORR pour évaluer les corrélations (Pearson). Les données sur la qualité de l'air pour différentes régions du Québec ont été obtenues auprès du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (site web : www.mddlcc.gouv.qc.ca/contenu/index.asp) pour toutes les régions au cours de la période 2005-2014. Les données sur la qualité de l'air sous la forme d'un indice (IQA) tiennent en compte l'ozone, les particules fines (PM_{2.5}), le dioxyde d'azote (NO₂), le dioxyde de soufre (SO₂) et le monoxyde de carbone (CO), voir pour plus de détails à www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/iqa. La première métrique utilisée ici pour évaluer le niveau de pollution anthropique est le pourcentage d'heures où l'indice IQA provincial correspondait à une mauvaise qualité de l'air (PHIQAM par la suite). La deuxième métrique est basée sur l'indice fédéral canadien de la qualité de l'air connu sous le nom de CAS (cote air-santé : <http://ec.gc.ca/meteo-weather/default.asp?lang=En&n=8E7198BB-1website ECC>). Cet indice est calculé selon *Stieb et al.* [2008] et tient compte uniquement des

niveaux d’ozone, de dioxyde d’azote et de particules fines. Nous considérons ici le pourcentage d’heures sur lequel cet indice est supérieur à 3 (dénommé %CAS>3 par la suite) comme seconde métrique pour cette étude. Notez que la valeur de CAS de 3 marque un seuil au-delà duquel la population sensible montre des symptômes. Dans cette étude, la valeur de cette métrique a été obtenue pour chaque région de la province de Québec (PQ) en interpolant spatialement partout au Québec les résultats de la cartographie de la pollution anthropique obtenue dans *Robichaud et al.* [2016]. Finalement, les données météorologiques accessibles au public pour la PQ (www.climate.weather.gc.ca) ont été téléchargées pour la période d’étude.

6.2.1 Indicateur de santé respiratoire

Selon *Crighton et al.* [2012] qui ont examiné les variations spatiales de l’asthme dans la province de l’Ontario (province voisine du Québec), un indicateur robuste de santé respiratoire devrait représenter plus qu’un type de service sanitaire (i.e. pas uniquement le nombre de visites à l’urgence pour asthme, pour réactivité bronchique, infections respiratoires, ou autres). Ainsi, une hypothèse ici est que les estimées de prévalence (nombre de cas de services liés à la santé respiratoire par capita) de comptes d’épreuve respiratoire représente un indicateur robuste de santé respiratoire. L’épreuve fonctionnelle respiratoire (ÉR) est un test que l’on administre dans le contexte de plusieurs maladies respiratoires : asthme, pneumonie, bronchites, apnée du sommeil, BPCO, etc. [RAMQ, *Régie de l’Assurance-maladie du Québec, communication personnelle*, 2010]. Le résultat de l’ÉR lui-même n’est pas utilisé ici mais on calcule plutôt la fréquence à laquelle la population d’une région donnée a recours à l’ÉR. Les comptes de l’ÉR pour différentes régions du Québec sont accessibles sur une base trimestrielle (tableaux SM-20, www.ramq.gouv.qc.ca/fr/donnees-statistiques/Pages/donnees-statistiques.aspx). Pour chaque région administrative, le compte des épreuves respiratoire est divisé par la population totale (obtenue des recensements de Statistiques Canada, voir 4^e colonne du Tableau 6.2) de la région appropriée et est exprimée en pourcentage (PÉR par la suite)⁵¹. Dans certaines analyses présentées ci-dessous, les données ont également été rassemblés en trois groupes de régions afin d’affiner les analyses: 1) groupe fortement urbanisé: régions de Montréal, Laval, Montérégie et Capitale

⁵¹ Par exemple, pour le trimestre du printemps, environ 12000 cas de tests d’épreuve respiratoire ont été administrés en moyenne sur la période 2005-2014 à Montréal. En divisant par la population totale moyenne de Montréal durant cette période (environ 1,95 million) on obtient PÉR= 0.63%.

Nationale (ci-après MTL, LAV, MON, CN: régions 06,13,16 et 03 respectivement sur la Figure 6.1), 2) groupe rural industriel: Saguenay Lac St-Jean, Mauricie / Centre du Québec, Lanaudière et Abitibi-Témiscamingue (par la suite SLJ, MAU/CQ, LAN et ABT: régions 02, 04/17, 14 et 08 respectivement) ,et 3) le groupe des régions rurales et/ou éloignées (i.e. toutes les autres régions de la Figure 6.1). Cette classification en trois groupes est basée sur l'idée d'examiner différents cas orthogonaux: 1) régions urbaines fortement peuplées où la pollution anthropique observée est modérée ou élevée (trafic urbain) et où les sources d'émission de pollen de *Betula* ont été trouvées plus faibles⁵², 2) régions peu soumises à la pollution urbaine mais situées à proximité de grandes régions sources locales de pollen et où les sources de pollution proviennent de l'industrie locale et régionale (pâtes et papiers, fonderies, mines, etc.) ou agricole et, finalement, 3) régions rurales où la pollution urbaine et la population sont plus faibles mais où la pollution biologique par le pollen de *Betula* peut être élevée. Notons que la région CN qui est une grande région incluant la ville de Québec (la capitale nationale) a été incluse a priori dans le groupe fortement urbanisé puisqu'elle comprend la troisième grande ville et aussi la capitale de la Province de Québec bien que cette région soit plutôt une région de type rural (en sa partie ouest et nord) et comprend donc également de grandes sources d'émissions de pollen (nous discuterons des conséquences de ce choix plus loin).

6.2.2 Ajustement pour la variation spatiale de la pyramide d'âge

Un facteur d'ajustement est introduit ici pour tenir compte des variations spatiales de la pyramide des âges qui constitue un facteur de confusion puisque la prévalence de certaines maladies respiratoires comme l'asthme est plus fréquente chez les enfants (de moins de 14 ans) que chez les autres groupes d'âge. D'autre part, d'autres maladies respiratoires (telle que la bronchopneumopathie, BPCO⁵³) augmentent avec l'âge, de sorte que la probabilité la plus élevée de BPCO survient chez les adultes de plus de 65 ans [*RAMQ, Brigitte Morin, communication personnelle, 2010*]. Les deux groupes d'âge forment une catégorie dite population sensible aux effets de la pollution. Par conséquent, la proportion de la population sensible (0-14 ou 65 ans et plus) par rapport à la population totale est calculée pour chaque région. En utilisant les données du Tableau 6.2 pour la proportion relative de 3 groupes d'âge (0-14/15-64/65+), i.e. le pourcentage de

⁵² La plupart du pollen aéroporté a une origine étrangère dans le cas de ces régions, par exemple à Montréal (Chap.4).

⁵³ Connu sous le nom de maladie pulmonaire obstructive chronique (MPOC) au Québec.

la population sensible a été obtenue et divisée sur la moyenne provinciale de chaque groupe pour obtenir un facteur de correction ajusté selon l'âge (voir résultat à la 7^e colonne du Tableau 6.2).

6.2.3. Ajustement pour la variabilité spatiale du tabagisme

Un ajustement est également nécessaire pour corriger l'impact de la variation spatiale du niveau de tabagisme sur l'analyse spatiale de la PÉR. Les données disponibles pour la distribution spatiale de la prévalence du tabagisme à travers le Québec [*Info-Tabac*, 2010] ont été utilisées ici pour minimiser l'impact de ce facteur de confusion. Le Tableau 6.2 (8^e colonne) donne la prévalence du tabagisme pour l'ensemble du Québec. Le facteur de correction pour les variations spatiales des différentes régions administratives est obtenu simplement en divisant la prévalence (donnée en %) par la moyenne provinciale (i.e. moyenne sur tout le domaine). Il est intéressant de noter au passage que la prévalence du tabagisme est généralement plus élevée dans les régions rurales que dans les grandes régions urbaines au Québec.

6.2.4. Modèle pour le taux d'émission pollinique du *Betula*

Comme aucune cartographie de la concentration de pollen dans l'air n'est disponible à ce moment-ci au Québec pour la période d'étude, une estimation de l'émission pollinique de *Betula* a été établie et est utilisée comme proxy pour déterminer pour une région ou un secteur donné, 1) si le pollen a une origine locale ou provient du transport à longue distance, et 2) évaluer le niveau des concentrations attendues de pollen (bas, moyen ou élevé) dans la région ou secteur donné. Une modélisation cohérente de l'émission du flux de pollen est disponible dans la littérature [*Helbig et al.*, 2004, par la suite H04] et est utilisée ici avec quelques modifications mineures (i.e. modifiée pour le genre *Betula* et sa distribution géographique correspondant au Québec). Notez que la paramétrisation de H04 a été adoptée par plusieurs auteurs pour simuler numériquement l'émission et la dispersion du pollen [*Sofiev et al.*, 2006 ; *Vogel et al.*, 2008 ; *Efstathiou et al.*, 2011]. En utilisant des facteurs météorologiques simples comme intrants (vitesse de vent, température, humidité et vent) et des paramètres physiologiques moyennés (indice foliaire, hauteur de la canopée, etc.), l'ouverture de l'anthere et la libération du pollen peuvent être paramétrisées. Les données météorologiques ont été obtenues du Service Météorologique Canadien. La bouffée du flux de pollen (émission p_{ollinique}) doit obéir à l'équation suivante [*Siljamo*, 2013] :

$$\text{Émission} = F_e(t, i, j) \times SA \times D(i, j) \quad (6.1)$$

où **SA** est la surface d'une tuile de grille cartographique donnée (une tuile d'environ 100 km² est utilisée ici) et **D** est la fraction de végétation de bouleau (fraction 0-1 calculée à partir des données de la Figure 1 de *Robichaud et Comtois* [2017]) et **F_e**(t, i, j) est le flux d'émission selon H04. Dans ce modèle, la paramétrisation du flux d'émission de pollen (**F_e**) s'écrit:

$$F_e = c_e \times K_e \times c^* \times u^* \quad (6.2)$$

où **c*** et **u*** représentent respectivement les valeurs caractéristiques de concentration de pollen (grains/m³) et la vitesse du vent au ras du sol (i.e. vitesse de frottement en m/s), **c_e** un facteur spécifique à la plante (sans dimension) décrivant la probabilité d'émission des étamines. Ce dernier facteur est nul en dehors de la saison pollinique d'où l'importance de connaître les dates de début et fin de la saison de pollen (i.e. paramètres phénologiques). Le début de la saison de pollen est souvent une fonction du nombre de degrés-jours ou d'autres variables météorologiques qui prévalent avant le début de la saison (voir *Robichaud et Comtois* [2017] pour plus de détails). Finalement, **K_e** est un interrupteur également sans dimension mis à zéro si la vitesse de frottement descend en-dessous d'un seuil prédéterminé. Notez que **F_e** est le flux d'émission résultant et est alors donné en grains/m²/s. En général, toute autre chose étant égale, plus la turbulence sera élevée, plus **u*** sera important et plus l'émission pollinique sera intense et vice-versa. Plus de détails apparaissent dans *Helbig et al.* [2004] quant à la forme de ces termes.

6.3 Résultats

6.3.1. Cartographie des taux d'émission de pollen

En utilisant la méthodologie présentée ci-dessus (Équations. 1-2), une cartographie du flux d'émission de pollen de *Betula* à travers le Québec et tout l'est du Canada est produite (voir Figure 6.2 : flux moyen pour mai 2012). Le secteur des Laurentides (incluant les régions 4, 14, 15 et la partie nord-ouest de la région 3, voir la Figure 6.1 pour la localisation des régions) est la plus importante source de pollen au Québec à l'ouest du fleuve St-Laurent. À l'est, la région de l'Estrie (5) et Chaudière-Appalaches (12) constituent également une importante source de pollen de *Betula*.

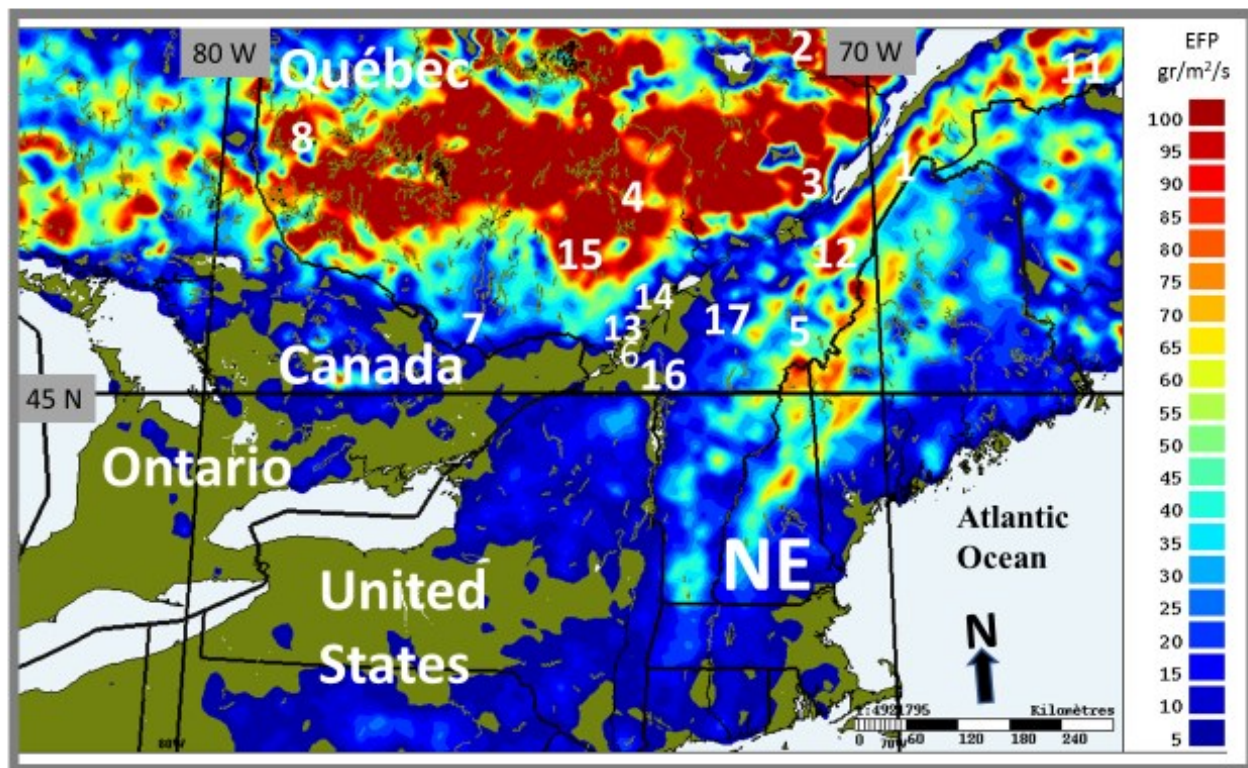


Figure 6.2 Cartographie des émissions de pollen (moyennes pour mai 2012) pour l'est du Canada. Note. NE : Nouvelle-Angleterre (US). Les différents chiffres correspondent aux identifiants des régions administratives données au Tableau 6.2.

6.3.2. Cycle saisonnier des comptes d'épreuve respiratoire au Québec

Les statistiques des comptes enregistrés d'épreuve respiratoire (ÉR) ont été compilées sur une période de 10 ans (2005-2014) pour chaque saison à partir des données fournies sur le site web de la RAMQ. L'emphase est mise sur la saison printanière (avril-juin) puisque c'est durant cette période où on retrouve l'impact à la fois de la pollution anthropique et du pollen des espèces arborescentes. Les statistiques de ÉR pour les autres saisons sont aussi montrées mais pour des fins de comparaison seulement avec les statistiques printanières. Le cycle saisonnier du nombre de tests d'épreuve respiratoire enregistrés pour Montréal (le plus grand centre urbain au Québec) est montré à la figure 6.3A avec un minimum trimestriel enregistré en été et un maximum au

printemps. La différence entre les deux trimestres (printemps et été) est significative au niveau $p=0,07$.

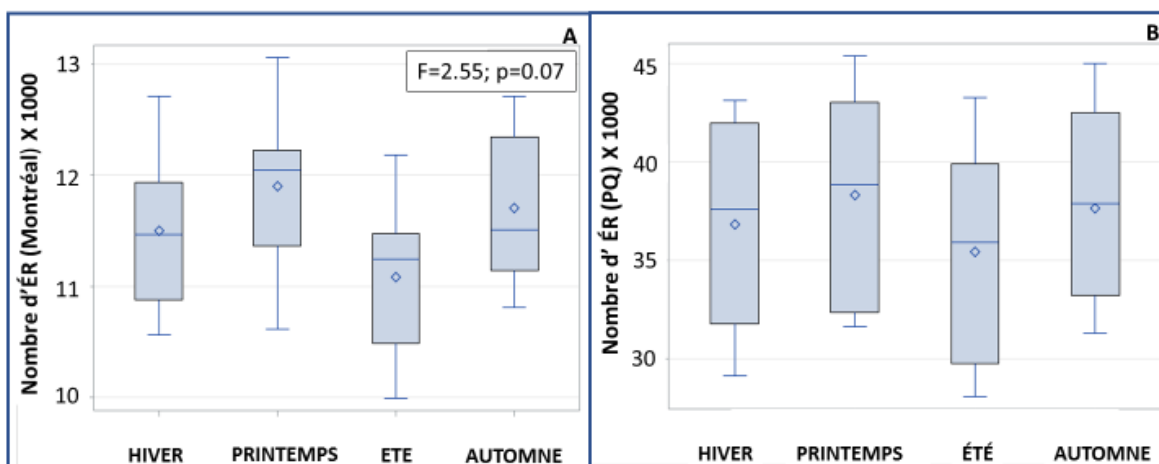


Figure 6.3 Nombre de comptes d'épreuves respiratoires (ÉR) enregistrés par saison (2005-2014) pour A) l'île de Montréal, B) pour l'ensemble de la province de Québec. La moyenne est indiquée par un losange, et les rangs centiles 25,50 et 75 par des lignes horizontales. Les extrémités représentent les valeurs min/max.

Pour l'ensemble de la province de Québec (Figure 6.3B) le cycle saisonnier est similaire à celui de Montréal, bien que la différence entre les saisons des comptes d'ÉR à l'échelle de la province ne soit pas statistiquement significative ($p > 0,10$). Néanmoins, on peut supposer que la diminution enregistrée des comptes d'ÉR en passant du printemps à l'été (environ 8% sur la Figure 6.3A et environ 10% sur la Figure 6.3B) est probablement la signature reliée à la fin de la saison du pollen des arbres (à savoir le pollen de *Betula* n'est plus présent dans l'air en été). Notons que des cycles saisonniers similaires ont été notés pour le nombre de visites à l'urgence pour asthme à Québec [Lajoie *et al.*, 1994] et pour le nombre d'hospitalisation pour asthme à Montréal⁵⁴ ce qui supporte l'utilisation du nombre de cas d'ÉR comme indice sanitaire d'une population donnée.

⁵⁴ Résultats non-montrés.

6.3.3. Variabilité spatiale de la prévalence ajustée des comptes d'épreuve respiratoire au Québec (2005-2014)

Pour mieux comprendre la variabilité spatiale des maladies respiratoires au Québec en fonction de la pollution anthropique et biologique, on examine maintenant les statistiques de prévalence ajustée des occurrences d'ÉR (PÉRA par la suite) pour 16 régions de la PQ pour la période 2005-2014 (Figure 6.4A). On constate que les régions urbaines fortement peuplées (Capitale Nationale, Montréal et Laval, régions 3,6 et 13) ont tendance à avoir une valeur plus élevée (différence hautement significative, $p < 0.0001$) de la PÉRA comparativement aux régions rurales ou éloignées (régions 5,7,9,10,11,12,14,15) ce qui représente un résultat anticipé. Mais certaines régions ont aussi une valeur de la PÉRA relativement élevée bien qu'ayant une urbanisation moindre mais qui comprennent certaines industries primaires (pâtes et papiers, fonderies, transformation des métaux, etc.) ou agricoles sur leurs territoires respectifs. Ces régions (dites rurales industrielles) incluent la région SLJ (région 2), la Mauricie/Centre du Québec (régions 4 et 17 combinées) et l'Abitibi (région 8). On doit signaler ici qu'un facteur de confusion important peut possiblement intervenir pour la région de l'Abitibi (région 8). En effet, la mauvaise qualité de l'air intérieur dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue (ABT) qui affecte la prévalence de la maladie respiratoire est en raison de la grande popularité du poêle à bois dans les résidences (environ 40% de la population en utilise un selon Statistiques Canada et jusqu'au printemps en raison des conditions plus froides enregistrées dans cette région). Dans la Figure 6.4B les régions sont maintenant classifiées en trois groupes différents (groupe 1: urbain, groupe 2: rural avec des industries primaires ou agricoles importantes et des sources d'émissions de pollen locales abondantes) et le groupe 3 : régions rurales ou éloignées à faible pollution (anthropique et/ou biologique). Selon la Figure 6.4B, le groupe urbain 1 (MTL, LAV, CN) et le groupe industriel rural 2 (SLJ, MAU, ABT) ont toutes deux une PÉRA très significativement plus élevée selon le test de Tukey ($p < 0,0001$) que les régions rurales / forestières ou agricoles (BSL, OUT, CHA, LAU) ou éloignées (CTN, NDQ, GIM) (i.e. groupe 3). Notez que la différence entre les groupes urbain et rural industriel (groupes 1 et 2) n'est pas statistiquement différente ($p > 0,1$), ce qui suggère que vivre en milieu rural (mais avec des industries locales) ne diminue pas nécessairement le risque à la santé respiratoire. Cependant, la différence entre les groupes 1,2 et le groupe 3 est hautement significative ($p < 0.0001$), i.e. dans le cas de région rurale sans industries polluantes majeures. Les résultats ci-dessus suggèrent que la présence d'une forte industrialisation (générant

une pollution anthropique locale) en milieu rural avec, simultanément, à proximité des sources élevées de pollen de *Betula* (voir Figure 6.2) peuvent expliquer la forte prévalence inattendue pour le groupe 2 (presque aussi élevée que la prévalence du groupe urbain 1). Ce résultat peut s'expliquer en termes de synergie ou de coopération biophysicochimique entre le pollen allergène et la pollution anthropique (industrielle et agricole) comme discuté plus loin. Notez aussi que les variations de la PÉRA entre les différents groupes de région sont d'environ un facteur 2 (sur la Figure 6.4B). À titre de comparaison, *Crighton et al.* [2012] ont trouvé un facteur similaire (1.6) dans les variations géographiques de prévalence de l'asthme en Ontario.

6.3.4. Analyse combinée de la pollution anthropique et biologique et impact sur la PÉRA

Une analyse de la PÉRA en fonction de la moyenne du flux d'émission de pollen (FE) ainsi que de la valeur PHIQAM pour chaque région est montrée à la Figure 6.5. L'analyse statistique a été faite en utilisant la procédure GLM du logiciel SAS® (période du printemps 2012, qui est considérée représentative de la période d'étude 2005-2014) pour obtenir l'ajustement optimal des valeurs de la PÉRA (lignes diagonales croissantes sur la figure). Les résultats suggèrent deux régions différentes du domaine où la PÉRA est 1) élevée ($> 0,6$) et où 2) est basse ($< 0,6$). La Figure 6.5 montre des valeurs de PÉRA supérieures à 0,6 pour 1) les régions fortement urbanisées (triangle) ; Capitale Nationale, Laval, Montérégie, et Montréal où le pourcentage d'heures d'IQA mauvais (PHAQIM) est plutôt élevé (supérieur à 6%) ; et 2) les régions rurales ou moins urbanisées mais avec des industries de matières premières (identifiées par des points noirs), i.e. régions Abitibi-Témiscamingue, Mauricie/CQ et Lanaudière où les valeurs de FE et PHIQAM sont toutes deux élevées. D'autre part, lorsque la PÉRA est faible ($PÉR < 0,6$), deux sous-groupes apparaissent évidents dans ce domaine sur la Figure 6.5 ; 1) PHIQAM faible mais FE modérément élevé (20-40), c'est-à-dire les régions LAU, GIM, BSL, OUT et CHA (carrés), et 2) les régions éloignées où FE et PHIQAM sont toutes deux faibles (régions CTN et NQ) et où conséquemment la PÉRA est très faible ($< 0,2$). Les résultats suggèrent que, d'une part, les régions où la valeur de PHIQAM et de FE sont toutes deux faibles a également une valeur de PÉRA faible ce qui est consistant avec le fait que peu de pollution biologique ou anthropique entraîne moins de problème de santé respiratoire. Inversement, les régions fortement urbanisées (i.e. Montréal, MTL) sont associées à une PÉRA plus élevée ($PÉRA > 0,6$) tel qu'anticipé. Cependant, si des industries

émettrices de pollution anthropique sont présentes dans des régions rurales et où les sources de pollen sont aussi abondantes localement, la PÉRA pourrait aussi être élevée, surtout si le flux pollinique allergénique (calculée par l'Équation 6.1) est modéré ou élevé dans la région (e.g. régions ABT, MAU/CQ, LAN, CN). Ceci suggère une synergie entre la pollution anthropique et biologique exacerbant les maladies respiratoires et augmentant la PÉRA.

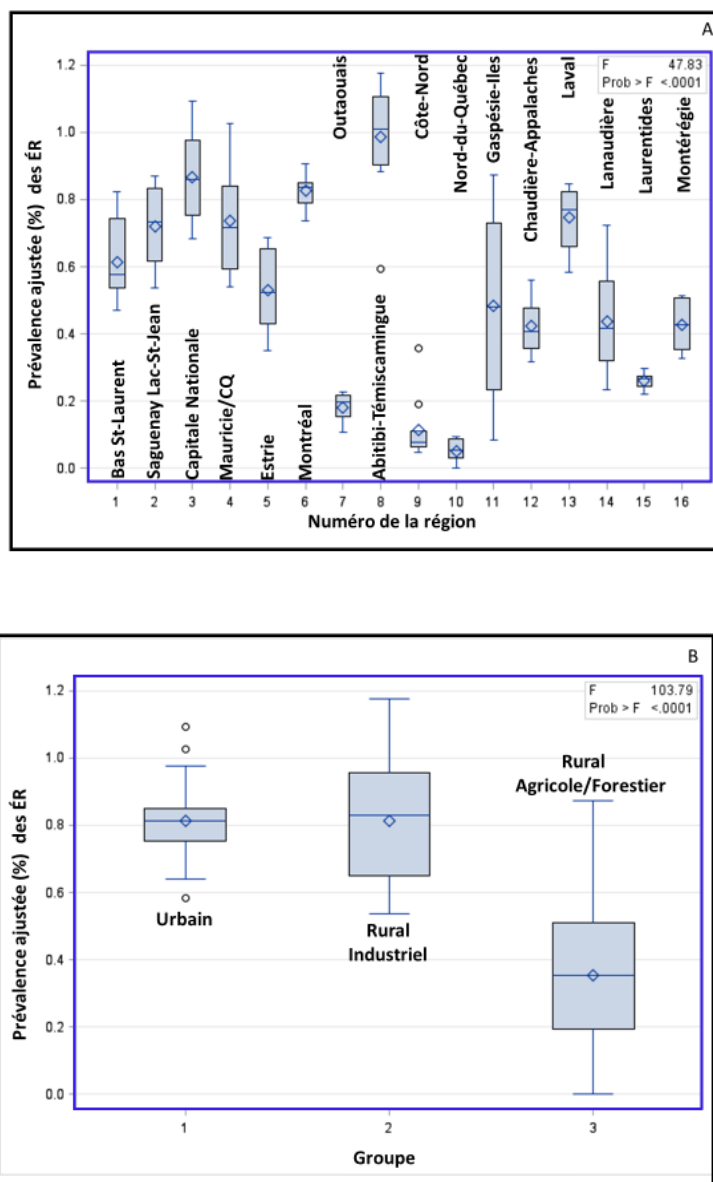


Figure 6.4 Prévalence ajustée (%) des comptes d'ÉR (PÉRA) (2005-2014) pour la province de Québec : A) dans 16 régions administratives, B) dans les 3 groupes (voir le texte pour plus de détails).

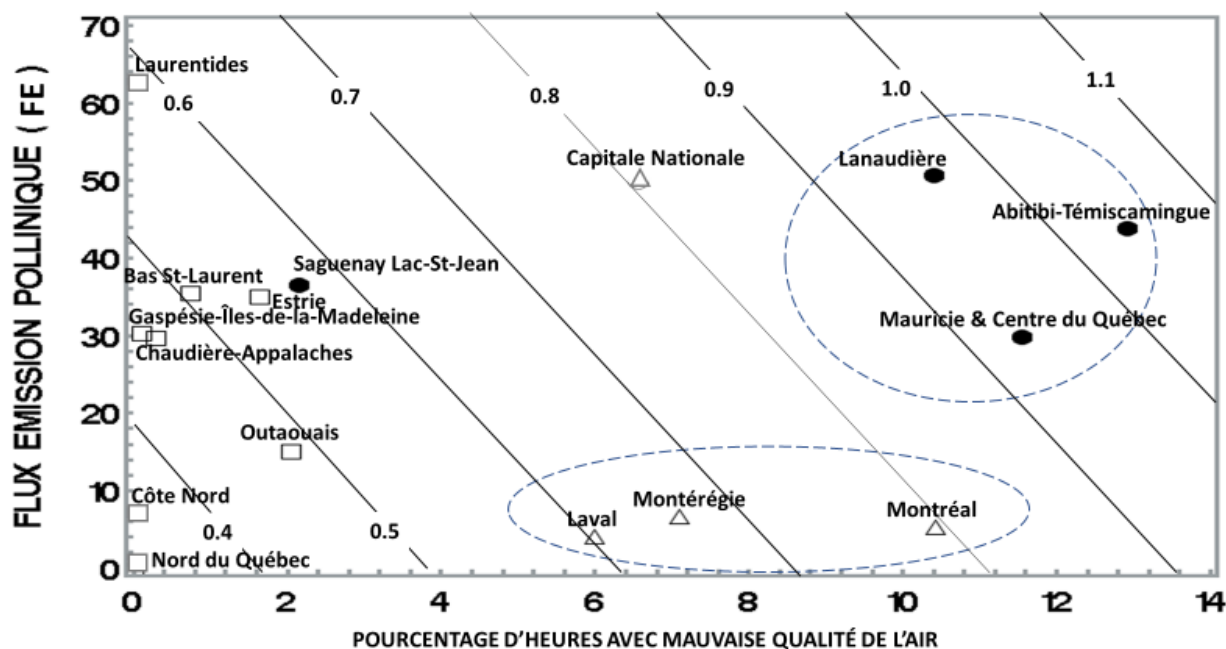


Figure 6.5 Prévalence ajustée (%) des comptes d'ÉR pour le printemps 2012 (PÉRA : lignes diagonales) versus FE (flux d'émission pollinique de *Betula*, grains/m²/s) et PHIQAM (pourcentage d'heures où l'indice de qualité de l'air était mauvais). Noir : site rural industriel (noir) : urbain (triangle) : rural (carrés).

6.3.5. Corrélation entre métriques de la qualité de l'air et la PÉRA

Deux métriques (fédérale et provinciale) basées sur des indices de qualité de l'air utilisés au Québec ont été corrélés avec la PÉRA dans les 16 régions à l'étude pour la période 2005. Le tableau 6.3 montre les résultats de la matrice de corrélation pour l'ensemble de la province de Québec (N ~ 150). Il révèle d'abord que les deux métriques, une basée sur l'IQA québécois (PHIQAM ou pourcentage d'heures où l'IQA était mauvais) et l'autre basée sur la cote fédérale air-santé (%CAS>3) sont plus ou moins corrélées entre elles ($R = 0,49$, $p < 0,0001$). Par ailleurs, la variabilité de PHIQAM d'une région à l'autre (période 2005-2014) est, en général, beaucoup mieux corrélée avec la PÉRA ($R = 0,70$, $p < 0,0001$) que ne l'est l'indice fédéral (pourcentage d'heures où CAS est supérieur à 3 ; i.e. $R = 0,39$, $p < 0,0001$). À l'opposé, la métrique basée sur la CAS (%CAS> 3) est mieux corrélée ($R = 0,70$; $p < 0,0001$) avec la population totale d'une région donnée (un proxy pour le degré d'urbanisation) que dans le cas de la métrique PHIQAM ($R = 0,34$; $p < 0,0001$). Ces résultats suggèrent que la métrique basée sur l'indice fédéral (i.e. %CAS>

3) est plus appropriée uniquement pour les zones fortement peuplées (haut degré d'urbanisation). Ceci peut s'expliquer par le fait que l'indice CAS ait été développé justement pour les zones fortement urbanisées donc fortement peuplées [voir *Stieb et al.*, 2008]. Cependant, la métrique basée sur l'IQA québécois (PHIQAM) est mieux adaptée dans l'ensemble des régions. Quoiqu'il en soit, dans tous les cas, le fait que le pollen allergénique et sa synergie avec la pollution anthropique ne soient pas inclus dans le calcul traditionnel des indices de qualité de l'air pourrait expliquer le coefficient de détermination avec la PÉRA plutôt modéré dans le meilleur des cas ($R=0,70$, i.e. $R^2 < 0,5$ selon le Tableau 6.3).

Tableau 6.3 Matrice de corrélation de la PÉRA, deux indices de qualité de l'air et la population totale pour les régions de la province de Québec (2005-2014). Toutes les corrélations sont statistiquement fortement significatives (i.e. $p < 0,0001$, $N=150$).

	PÉR	PHIQAM	%CAS>3	Population
PÉRA	1.0	0.70	0.39	0.21
PHIQAM		1.0	0.49	0.34
%CAS>3			1.0	0.70
Population				1.0

Pour l'année 2012 (où les données FE sont disponibles) lorsque la variable FE (flux d'émission de *Betula*) est ajouté comme variable supplémentaire on constate des résultats supérieurs à ceux montrés au Tableau 6.3. Une équation de régression multiple de type « pas à pas » a été obtenue par la procédure STEPWISE (SAS ©) et est montrée à l'Équation 6.3. La procédure « pas à pas » consiste à intégrer les variables indépendantes les unes après les autres en fonction de leur contribution au modèle (en éliminant l'information statistiquement redondante). Notez que la variable « population » (un proxy pour le degré d'urbanisation) n'a pas été retenue par la procédure en raison de son plus faible coefficient de corrélation ($R=0,21$ selon le Tableau 6.3).

$$\text{PÉRA}^{0.02} = 0.947763 + 0.00698346 * \text{FE}^{0.3} + 0.01965 * \text{PHIQAM}^{0.2} \quad (6.3)$$

Variance expliquée:

$$R^2=0,76 \qquad R^2=0,0973 \qquad R^2=0,659 \qquad (p < 0,001)$$

Une formulation équivalente de l'équation 6.3 peut être obtenue en termes de logarithme :

$$\text{Log (PÉRA)} = 50 * \text{Log}(0.9477 + 0.00698 * \text{FE}^{0.3} + 0.01965 * \text{PHIQAM}^{0.2}) \quad (6.4)$$

où FE est le flux de pollen émis (grains/m²/s) moyen dans une région donnée et PHIQAM est déjà défini plus haut. Le coefficient de détermination entre la PÉRA et les co-stresseurs (pollution anthropique et biologique) passe alors à 0,76 (p < 0.001) ce qui est significativement plus élevée que dans le cas n'incluant pas la pollution biologique. La contribution partielle pour chaque variable est indiquée sous l'Équation 6.3. Ainsi FE seul ne contribue à expliquer que 10% de la variance et PHIQAM environ 66%. Mais la contribution des deux facteurs en synergie explique pratiquement les trois quarts de la variance.

6.4 Discussion

Le but premier de cette recherche est d'isoler et d'évaluer l'impact combiné de la pollution anthropique et biologique sur la santé respiratoire et sa variabilité spatiale. Bien que les causes des maladies respiratoires soient probablement multifactorielles, la coopération biophysicochimique (synergie) entre pollution anthropique et biologique semble être la clé ici pour mieux comprendre la relation entre facteurs environnementaux atmosphériques et un indicateur de santé respiratoire (PÉRA). Au niveau biologique cette synergie peut prendre des formes complexes selon la situation. Sous des conditions humides ou polluées, il peut y avoir une rupture par osmose ou par oxydation du pollen d'arbre respectivement libérant de minuscules allergènes (de l'ordre du micron en diamètre ou moins) qui peuvent pénétrer profondément dans l'appareil respiratoire et déclencher des crises d'asthme ou une hyperréactivité bronchique [Schäppi et al., 1997 ; Laaidi et al., 2002 ; Lacroix, 2005 ; D'Amato et al., 2015]. Le pollen de bouleau ne fait pas exception (même si son grain est plutôt dur, voir Puc et al., 2016). De même, sous des conditions météorologiques variées, le pollen de bouleau peut libérer des granules cytoplasmiques contenant de puissants allergènes : *Bet v1*, *v2* et *v4* (par exemple, sous des conditions pluvieuses selon Schäppi et al., [1997] et également un mélange appelé PALMS (pollen-associated lipid mediators) et d'adénosine qui sont des substances pro-inflammatoires qui affecte l'appareil respiratoire [Traidl-Hoffmann et al., 2003].

Le milieu urbain représente plutôt une région réceptrice du pollen qui provient du transport à moyenne ou longue distance alors que le groupe rural / industriel est géographiquement plus près

des principales sources polliniques au Québec et l'exposition au pollen est alors supposée plus élevée tandis que la pollution anthropique est due à des industries primaires (polluant directement émis et non pas de polluants photochimiques de type smog urbains) ou des sources de pollution agricole (notamment l'ammoniac). Par ailleurs, il est intéressant de noter que parmi les régions sources les plus importantes pour le pollen de *Betula* (Figure 6.2), soit les régions des Laurentides et Chaudière / Appalaches (LAU, région 15 et CHA, région 12), ont une prévalence relativement faible de la PÉRA (Figure 6.5). Il est suggéré ici que l'explication réside dans le fait qu'il y a peu de synergie polluant anthropique-pollen significative dans ces régions puisqu'un faible niveau de pollution anthropique y est enregistré (voir www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/iqa), même si le pollen peut être très élevé, car ces régions sont principalement composées de forêts, de montagnes et de terres agricoles (avec peu d'élevage, i.e. peu d'émission d'ammoniac ou autres polluants liés à l'agriculture). Il a été rapporté au Japon [Okuyama *et al.*, 2007] que le pollen mesuré dans les régions montagneuses est beaucoup moins contaminé par les métaux lourds, les gaz polluants et moins acides et donc moins nocif pour la santé respiratoire. Cela suggère que le risque pour la santé d'une personne atteinte d'une maladie respiratoire est plus élevé dans une région présentant à la fois des niveaux significatifs de la pollution anthropique et biologique car une synergie est alors probable, le pollen étant aussi un collecteur de pollution anthropique augmentant la réaction allergique respiratoire. Par exemple, le dioxyde d'azote est fortement absorbé par le pollen de bouleau [Chassard *et al.*, 2015] et ses allergènes [Franze *et al.*, 2005]. Dans les régions où les sources de pollen sont élevées mais où la pollution est faible, il est donc peu probable que cette synergie se produise. De même, dans une région fortement urbanisée mais dont les niveaux de pollen sont plus faibles, le niveau de la PÉRA peut être plus bas qu'anticipé. C'est le cas par exemple de la deuxième plus grande ville au Québec, soit LAVAL où les niveaux de pollution sont significatifs mais avec une PÉRA plutôt modérée (valeur d'environ 0,6). Finalement, dans une région éloignée (peu de pollution, peu de pollen, comme la partie extrême nord du Québec), la PÉRA est très faible tel qu'anticipée (voir régions 9 et 10, soit CTN et NQ, Figures. 6.4 et 6.5). Notons que les flux FE plus faibles dans les régions fortement urbanisées (en raison de la faible densité des arbres du taxon *Betula*) ne signifient pas que le pollen aéroporté ne soit pas une menace car le pollen de *Betula* peut souvent être transporté sur de grandes distances et interagir avec la pollution anthropique libérant des allergènes. Mais de façon générale, les résultats montrés ici soutiennent que la présence simultanée de pollen abondant et de pollution anthropique est

nécessaire pour causer une prévalence plus élevée des maladies respiratoires ce qui se produit au Québec dans les régions rurales dites industrialisées (e.g. régions MAU/CQ, LAN et ABT⁵⁵, voir Figure 6.5). L'étude présentée ici supporte donc le concept de « polluen » qui a été introduit dans la littérature [Peltre, 1998 ; Laaidi et al., 2002] pour décrire un aérosol hybride (polluant anthropique + pollen) plus nocif que n'importe lequel des deux co-stresseurs pris isolément. Buters et al. [2010, 2012] ont documenté des cas où le pouvoir allergisant du pollen présentait une grande variabilité spatio-temporelle probablement causée, entre autres, par la variabilité des facteurs environnementaux tel que la pollution et la température. Ce résultat est cohérent avec d'autres résultats trouvés dans la littérature traitant de l'interaction pollen-polluant [Behrendt et Becker, 2001 ; Lacroix, 2005 ; Laaidi et al., 2011 ; de Weger et al., 2013 ; D'Amato et al., 2015 ; Sénéchal et al., 2015]. Cette grande variabilité spatio-temporelle pourrait mieux s'expliquer avec la synergie de la pollution anthropique comme montré dans la présente étude (i.e. Figure 6.5 et Equation 6.4). Fait intéressant, la ville de Québec dans la région de la Capitale Nationale (qui a une pollution modérée et se situe plus près d'importantes sources de pollen, i.e. la région 3, voir Figure 6.2) montre la PÉRA aussi élevée que les régions plus fortement urbanisées (MTL, voir les Figures 6.4A et 6.5). Ceci suggère que l'influence des sources de pollen de *Betula* en présence d'une pollution anthropique même modeste (dans le cas de la ville de Québec et ses environs) peut avoir un impact aussi significatif sur les personnes souffrant de maladies respiratoires qu'un grand centre urbain comme Montréal.

Le rôle combiné joué par la pollution et le pollen explique en grande partie les différences entre les régions dans le cas des maladies respiratoires au printemps (76% de la variance expliquée de la PÉRA par la combinaison pollen-polluant, voir Equation 6.4). Un fait intéressant à noter est que selon un rapport de l'Institut National de Santé Publique du Québec [INSPQ, 2012], la rhinite allergique ne présente pas autant de variation dans sa prévalence (minimum 11.8% dans la région de la Côte Nord et maximum de 18.7% à Laval) que l'indicateur de santé utilisé ici (PÉRA) dont la variation spatiale peut varier jusqu'à un ordre de grandeur d'une région à l'autre (Figure 6.4A et 6.5). Ceci s'explique par le fait que la rhinite est largement causée par le pollen et peu par la pollution [INSPQ, 2012] alors que l'indicateur de santé utilisé ici (PÉRA) est davantage multifactoriel et dépend entre autres de la synergie polluant-pollen qui peut varier largement

⁵⁵ Notons que la valeur élevée de la PÉRA en l'Abitibi-Témiscamingue peut en partie s'expliquer par l'exposition professionnelle (travailleurs de l'industrie minière) et le nombre plus élevé de poêle à bois dans les résidences.

comme en témoigne l'étude présentée ici. Notons finalement que le choix de l'indicateur de santé utilisé ici est validé par le fait que les corrélations entre PÉRA et les indices de qualité de l'air sont statistiquement significatifs et relativement élevés (Équation 6.3). De plus, la sensibilité de l'indicateur est évidente en ce qui a trait à la pollution anthropique et biologique (Figure 6.5). L'hypothèse que la PÉRA est un indicateur de santé respiratoire valable semble donc ainsi vérifiée.

6.5 Sommaire et conclusion

Dans cette recherche qui relève de la géographie de la santé, des analyses statistiques ont été effectuées afin de mettre en relation les variations spatiales des niveaux de pollution anthropique et biologique et les variations spatiales d'un indicateur de santé respiratoire au Québec durant la saison printanière. L'emphase sur cette saison a été choisie car le risque de maladies respiratoires est plus élevé dans une région (PÉRA étant utilisé comme un indicateur de santé respiratoire) est plus élevé pendant cette saison dans l'ensemble du Québec et la combinaison pollen-pollution est beaucoup plus probable car le pollen de bouleau (*Betula*) est très abondant au printemps et également très allergénique. Le contrôle des facteurs de confusion utilisant la méthodologie présentée dans cet article permet d'évaluer le rôle relatif des facteurs environnementaux extérieurs ciblés (pollution anthropique et biologique), sa variation spatio-temporelle et sa relation avec la prévalence des maladies respiratoires dans l'ensemble du Québec. Ces résultats suggèrent un rôle subtil de la pollution anthropique et biologique dans les maladies respiratoires qui semblent plutôt fonctionner en synergie l'un avec l'autre et peut former de nouvelles particules hybrides (tel que le *polluen*) qui sont plus susceptibles de libérer des allergènes directement dans l'atmosphère et déclencher l'asthme ou exacerber d'autres maladies respiratoires tel que discuté abondamment dans la littérature récente. Par ailleurs, il a été soutenu que vivre en milieu rural est une protection contre l'asthme ou d'autres maladies respiratoires allergiques [von Mutius, 2000 ; Kilpeläinen et al., 2002]. Cependant, bien que les résultats présentés ici démontrent que la PÉRA soit plus faible en milieu rural pour des régions éloignées des grands centres urbains, cette hypothèse ne tient plus si le degré d'industrialisation est important dans une région rurale donnée où les sources de pollen allergénique sont abondantes car une combinaison pollen/pollution pourrait alors exacerber la maladie respiratoire (e.g. régions rurales de la Mauricie, ou Lanaudière). Finalement, la consistance des résultats avec la littérature (i.e. importance du pollen, de la pollution et de sa

synergie associée au risque de maladie respiratoire) suggère que l'indicateur utilisé comme proxy pour la santé respiratoire d'une population (PÉRA) est un choix valide.

Les principales conclusions de l'étude sont:

- 1) en comparant la baisse de prévalence des cas d'ÉR juste après la fin de la saison pollinique des espèces arborescentes (i.e. chute marquée de la PÉR en passant du trimestre 2 au trimestre 3, Figure 6.3), on déduit que le pollen de *Betula* semble contribuer à environ au moins 8% des comptes de PÉR pour Montréal et de 10% pour l'ensemble de la province (PQ). Un modèle de régression multiple supporte cette observation avec le prédicteur FE (flux pollinique) qui explique environ 10% de la variance de l'indice sanitaire (prévalence ajustée des cas d'ÉR),
- 2) la PÉRA au printemps montre une prévalence significativement plus élevée ($p < 0.0001$) dans les régions à caractère urbain de la province de Québec (MTL, LAV, MON et CN) et / ou dans les régions rurales industrielles (MAU/CQ, LAN et ABT) comparativement à d'autres régions où la pollution est plus faible même si la quantité de pollen peut parfois être élevée (par exemple, si ces régions comportent des régions sources majeures de pollen de *Betula*), à titre d'exemple la région des Laurentides (LAU), ce qui suggère que l'effet combiné (synergie) polluant-pollen affecte davantage la santé respiratoire tel que démontré ailleurs (notamment en Europe et au Japon),
- 3) la métrique dérivée de l'indice provincial de la qualité de l'air (PHIQAM) est mieux corrélée à la PÉRA que la métrique utilisant l'indice canadien de la qualité de l'air (cote air-santé, CAS, i.e. %CAS>3). En revanche, cette dernière est mieux corrélée à la population totale, i.e. montre une meilleure corrélation dans les régions fortement urbanisées. Par ailleurs, l'exclusion du pollen allergénique et de sa synergie avec la pollution anthropique montre un coefficient de détermination plutôt modéré avec la PÉRA (i.e. $R^2 < 0,5$), en ce qui concerne les indices de qualité de l'air (Tableau 6.3). Cependant, ce coefficient passe à 0,76 ($p < 0.0001$) lorsque la pollution biologique est incluse (Equation 6.3). Par conséquent, les indices actuels de qualité de l'air qui informe le public sur les risques de la pollution anthropique pour la santé de la population sensible (indices IQA ou CAS) devrait à l'avenir intégrer également la pollution biologique (à tout le moins le pollen allergène) pour mieux évaluer le risque total sur la santé respiratoire et l'impact sanitaire collectif.

Étant donné la cohérence de nombreuses études dans la littérature ayant établi des liens entre pollution anthropique ou biologique et la santé respiratoire ainsi que les relations établies dans le présent article, il est suggéré ici que les liens obtenus sont probablement de nature causale. Néanmoins, d'autres études interdisciplinaires sont requises dans le futur pour confirmer les résultats de l'étude présentée ici. Ceci est critique pour informer le public, pour mieux justifier l'allocation des ressources médicales au niveau provincial et pour offrir des explications complémentaires afin de mieux comprendre les déterminants de la maladie respiratoire.

7 Conclusion générale de la thèse

Le pollen d'arbre, de concert avec la pollution, représente une double menace à la santé humaine dans l'est de l'Amérique du Nord et ailleurs potentiellement due à la synergie pollen-polluant. Plus spécifiquement, bien que cette synergie puisse apparaître hypothétique de prime abord, le nombre d'articles scientifiques (études cliniques, en laboratoire ou épidémiologiques) suggèrent fortement que l'augmentation des maladies allergiques est liée à la pollution urbaine et industrielle d'une part [*Diaz-Sanchez et al.*, 1997; *Laaidi et al.*, 2002; *Majd et al.*, 2004; *Abou Chakra et al.*, 2010; *Sénéchal et al.*, 2015]. D'autre part, certaines conditions météorologiques synoptiques ou locales tels que les situations d'orages mais aussi de fronts semblent favoriser la rupture du pollen par choc osmotique et/ou la libération de bioaérosols fins pouvant pénétrer profondément dans l'appareil respiratoire et déclencher des crises d'asthme (Chapitres 2 et 5). Le concept de « frontal-asthma » proposé intègre les notions décrits plus haut.

Par ailleurs, il est important de mentionner que les pollens soumis au transport et la dispersion à moyenne et longue distance (TDMLD) semblent davantage affectés par la synergie pollen-polluant que seul le pollen d'origine locale. En effet, il est fort possible qu'ils puissent interagir davantage avec les polluants durant leur plus long séjour dans l'atmosphère au-dessus de vastes zones chimiquement contaminées (comme les milieux urbains ou industriels) et ont donc plus de chance d'être affectés par les conditions atmosphériques nécessaires à leur rupture (e.g. forte humidité, averses, etc.) favorisant ainsi plus facilement la libération des allergènes, de minuscules bioaérosols pouvant pénétrer plus profondément dans l'appareil respiratoire. Ceci pourrait expliquer pourquoi le pollen transporté à longue distance est moins nombreux mais peut produire des effets plus néfastes à la santé que le pollen de proximité comme rapporté par de nombreux auteurs [*Wallin et al.*, 1991; *Laaidi et al.*, 1997; *de Weger et al.*, 2013 et références incluses]. Au printemps, le pollen du taxon *Betula* provenant des sources extérieures contribue à une très large part au pollen mesuré à Montréal (Chapitre 4). Ce n'est donc pas une coïncidence si les problèmes respiratoires sont plus élevés au printemps comparativement à l'été (Figure 6.3). Il est aussi reconnu qu'en présence de pollution, les sujets sont plus sensibles aux allergènes et que de ce point de vue, la pollution peut donc exacerber la pollinose et l'asthme [*Lajoie*, 1992; *Cashel et al.*, 2004; *de Weger et al.*, 2013; *Franguelli*, 2014]. Ceci peut être démontré par une augmentation de l'allergénicité du pollen en présence de pollution (voir Figure 2.8). La Figure 5.4

montre clairement que dans le cas de situations météorologiques avec fronts actifs, le nombre de cas d'hospitalisation pour asthme est aussi plus élevé.

Un nouveau concept (*frontal-asthma*) est suggéré dans cette thèse en s'inspirant du concept déjà connu (*thunderstorm-asthma*), le premier englobant le deuxième. Il est rapporté dans la littérature que dans le cas d'orages, la présence du front d'orage (*gust front*) semble être associée à une zone dangereuse pour les patients atopiques [Marks et Bush, 2007]. Or dans une zone frontale, que ce soit à l'échelle locale (orage) ou synoptique (fronts ou *trough*), les vents convergent de sorte qu'il y a accumulation des aérosols (pollens, spores, poussières, PM_{2.5}, etc.) et également on y retrouve une humidité plutôt élevée et un champ électrique rehaussé. Ainsi, le nouveau concept intègre la synergie pollen-polluant-météorologie. Statistiquement, cette synergie est démontrée à l'annexe 9.6 dans le cas des données du printemps 2006-2008. Les zones frontales semblent donc les incubateurs parfaits pour la libération des allergènes (avec ou sans rupture) contenus dans le pollen sous forme de bioaérosols (Figure 5.5) pour plusieurs raisons telles que discutées dans cette thèse : 1) pluie intermittente (favorisant la libération des allergènes), 2) vent et turbulence associées aux fronts (favorisant l'aérosolisation des allergènes), 3) concentration des particules de pollution favorisant l'interaction pollen-polluant. Pour l'instant il s'agit encore d'hypothèses et des recherches futures plus poussées sont requises pour valider le concept de « frontal-asthma ».

Étant donné l'importance des interactions pollen-pollution et conditions météorologiques, il est naturel d'intégrer la simulation du pollen dans un modèle météo-qualité de l'air (basé sur la chimie atmosphérique). Ainsi, un chapitre de la thèse présentée ici (Chapitre 4) s'oriente autour de la modélisation du pollen dans un modèle météo-chimie (GEM-MACH) capable de simuler les concentrations de polluants chimiques aussi bien à l'échelle régionale (centaines de km), qu'urbaine (dizaines de km). Grâce à la modélisation numérique présentée dans cette thèse, il a été possible de produire des cartes numérisées montrant la distribution spatio-temporelle du pollen de *Betula* et ce en trois dimensions ce qui permettra dans le futur une meilleure évaluation du risque environnemental encouru par la population et en particulier des phénomènes de synergie pollen-polluant-météorologie décrits plus haut puisque le modèle GEM-MACH produit déjà des prévisions météorologiques et de polluants chimiques (voir Figures 4.1 et 4.12). La meilleure approche pour les patients atopiques est la prévention mais celle-ci doit être appuyée par la science de l'aérobiologie et les sciences connexes (chimie atmosphérique et météorologie) : soit par des

modèles statistiques de prévision des paramètres de phénologie liés à la saison de pollen (Chapitre 3), soit des modèles de dispersion numérique (Chapitre 4), par des connaissances des liens entre l'apparition de symptômes et les conditions atmosphériques et environnementales (Chapitre 5) ou par la connaissance des zones à risque et des variations spatiales de ce risque (Chapitre 6).

Le projet de thèse s'est articulé autour de trois grands volets: 1) mise au point de modèles phénologiques statistiques pour le taxon *Betula* (valide seulement pour le sud du Québec pour l'instant), 2) intégration d'une part d'un modèle de phénologie (développé au Chapitre 3), et d'autre part, d'un modèle d'émission du pollen *Betula* et, finalement, de sa sédimentation dans le modèle météo-chimie GEM-MACH (originellement développé par Environnement Canada pour la prévision météorologique et de la qualité de l'air), et 3) évaluation de l'impact des facteurs environnementaux sur la santé respiratoire (nombre d'hospitalisations pour asthme à Montréal 2006-2008, nombre de cas de diagnostic d'épreuves respiratoires au Québec pour la période 2005-2014) avec emphase sur la synergie pollen, pollution, météorologie. Ces trois volets font l'objet de quatre articles scientifiques distincts décrits aux Chapitres 3 à 6 respectivement. La région cible pour les analyses était la région de Montréal et le sud du Québec. Une application des travaux réalisés lors de ce projet pourrait éventuellement aboutir à moyen terme à l'établissement d'une prévision publique officielle de pollen des espèces arborescentes destinée à la population canadienne. En effet, dans cette thèse, on a ajouté les processus de base de la simulation du pollen dans la plate-forme de simulation dont le cœur est le modèle de prévision météo-chimie GEM-MACH. Or cette plate-forme est précisément celle utilisée pour produire les prévisions publiques météo et de la qualité de l'air pour le public (opéré par le Service Météorologique Canadien). Ceci rend donc l'implantation de prévisions de pollen d'arbre dans un système entièrement opérationnel pouvant être disponible au public canadien dans le futur. Un aspect également intéressant de la thèse qui n'a pas été abordé directement mais observé tout au long des travaux est le fait que le pollen de *Betula* semble un excellent traceur des mouvements atmosphériques (voir figure 4.7 et lien vidéo à l'Annexe 9.8). Quoiqu'il en soit, l'utilité de la simulation numérique est immense pour améliorer la compréhension et du même coup les méthodes de prévention des maladies respiratoires tel que l'asthme.

Finalement, et en guise de résumé et également de remarque finale sur ce sujet, il est clair que la relation entre les niveaux de pollen allergène et les manifestations cliniques est complexe et souvent difficile à interpréter du fait des variations liées à la sensibilité génétique des individus,

du décalage entre le pollen inhalé et l'apparition des symptômes, des facteurs de confusion (paramètres météo, spores, infections, multitude de contaminants chimiques, tabagisme) et des effets de synergie entre le pollen et d'autres irritants (par exemple, l'ozone, les particules fines et le dioxyde d'azote) mais également des facteurs socio-économiques. C'est ce qui complique l'établissement d'une relation exposition-réponse selon *Guillam et Ségala* [2008] et c'est aussi ce qui a été observé dans cette thèse. Néanmoins, la thèse remet en question plusieurs idées reçues (e.g. le pollen de bouleau ne peut libérer d'allergènes dans l'atmosphère) et apporte un éclairage nouveau sur la relation synergique pollen-pollution-météorologie et son impact sur la santé respiratoire. Une des conséquences de cette synergie est la libération (avec ou sans rupture du grain) des allergènes de type *Bet v 1* causant l'asthme car le grain de pollen lui-même est de trop grande dimension (de l'ordre de 20 μm) pour pénétrer l'appareil respiratoire au niveau des bronches et alvéoles et déclencher des réactions asthmatiques [*Taylor et al.*, 2004] ou d'autres problèmes respiratoires.

De meilleurs outils de prévision et de monitoring non seulement en ce qui concerne le pollen mais aussi des allergènes aéroportés en combinaison avec les données de pollution chimique sont requis pour mieux comprendre la synergie pollen-polluant-météorologie. Dans cette optique, cette thèse est parvenue d'une part, dans sa première partie (Chapitres 3-4), à mettre sur pied la possibilité de simuler le pollen d'arbre aéroporté dans un système intégré météorologie-qualité de l'air et d'autre part, dans sa deuxième partie (Chapitre 5) à préciser sous quelles conditions synoptiques, la synergie pollen-pollution-météorologie est optimale (du moins pour la région de Montréal et ses environs). Dans le futur, le couplage des modèles de prévision météo-chimie-biologie sera nécessaire d'après *Klein et al.* [2012] afin de pouvoir prévenir les patients atopiques de l'exposition simultanée non seulement aux allergènes mais aussi à la pollution et aux conditions météorologiques particulières (présence de front chaud ou d'orage) avec des avertissements longtemps avant l'apparition de ces conditions. Puisque les concentrations à la fois de pollen et des polluants photochimiques sont très dépendantes de la météorologie, les sorties de modèle couplés météo-chimie-biologie permettent aussi de mieux comprendre la structure tri-dimensionnelle de la dispersion du pollen des espèces arborescentes, de déterminer les régions sources et d'analyser les niveaux de pollen en fonction des conditions météorologiques et des polluants chimiques et de comparer les « nuages de pollen » avec les « nuages de pollution » afin d'en tirer des relations utiles pour la société puisque la simulation du pollen anémophile se fait dans le même contexte de

simulation opérationnelle dont le cœur est le modèle de prévision GEM-MACH. La connaissance simultanée des niveaux de pollution et de pollen allergénique peut améliorer un système de monitoring du risque environnemental tel que décrit par *Georgopoulos et Lioy*, [2006]. Un tel système constituerait une avancée très utile pour les patients atopiques, les asthmatiques et même la population en général et pourrait potentiellement réduire les coûts sur le système de santé. Finalement, la possibilité d'obtenir simultanément des cartes numérisées de pollen et de polluants sous la même plate-forme de modélisation [e.g. Figure 4.12] permet également de mieux étudier les régions géographiques vulnérables où le risque sur la santé des patients atopiques est le plus élevé.

7.1 Principales découvertes et avancées conceptuelles

Tout au long de la thèse, des défis technologiques et méthodologiques se sont posés. Par exemple, comment construire un modèle de phénologie en l'absence de données phénologiques ou comment intégrer de façon adéquate et réaliste les émissions de pollen d'arbre dans un modèle météorologique et de qualité de l'air (*a priori* pas nécessairement adapté pour simuler le pollen d'arbre) tout ceci dans le but de bien représenter l'aérobiologie du pollen *Betula*. Un autre défi majeur est comment concilier la littérature massive parfois contradictoire montrant l'impact du pollen et des polluants sur l'asthme dans un contexte de synergie pollen-polluant-météorologie avec, en toile de fond, de multiples facteurs de confusion. Très peu d'études de ce genre ont été réalisées au Canada et rarement ailleurs en Amérique. Les travaux réalisés dans cette thèse ont permis d'établir :

Chapitre 3. Qu'un modèle de régression multiple pour les paramètres phénologiques (ces paramètres étant les intrants principaux du modèle d'émission pollinique) doivent inclure non seulement les variables météorologiques locales de l'année courante (comme c'est fait de façon traditionnelle) mais également les variables de l'année précédente ainsi que certains indices globaux tels que NAO (North Atlantic Oscillation index) ou basés sur ENSO (El Niño Southern Oscillation index) pour l'obtention du meilleur modèle statistique lorsque comparé aux données de pollen recueillies à Montréal (au site du département de géographie de l'Université de Montréal),

Résultats : 1) on observe que les meilleurs prédicteurs des paramètres phénologiques sont souvent des variables météorologiques et climatiques de l'année précédente confirmant la mémoire interannuelle des arbres faces aux stress environnementaux, 2) une tendance lourde à la hausse de la longueur de la saison de pollen de 2,6 jours par décennie ($p < 0.1$)

est notée durant la période 1984-2012 et le périodogramme indique des cycles interannuels de 2 à 4 ans pour le pollen de *Betula*. Finalement, on suggère que la présence de la tempête de verglas de 1998 et/ou les conditions exceptionnelles de l'épisode *El Niño* 1997-1998 a eu des impacts significatifs pour les années subséquentes en ce qui concerne l'émission pollinique de *Betula*. Ces résultats suggèrent l'impact potentiel du changement climatique (incluant les variations de NAO et de ENSO) sur l'émission pollinique du bouleau dans le sud du Québec,

Chapitre 4. Que pour effectuer des simulations de pollen d'espèces arborescentes dans le modèle GEM-MACH, des modifications sont requises étant donné que ce type de modèle n'est pas nécessairement conçu pour le transport de pollen mais a plutôt été développé pour la dispersion de particules fines ou de gaz. La simulation de pollen d'arbre dans le modèle GEM-MACH est une première au Canada et pourrait permettre dans l'avenir un avancement potentiel au niveau de la recherche dans un contexte multidisciplinaire mais aussi pourrait mener éventuellement à l'établissement de prévisions publiques de pollen d'arbre sur de grandes régions au Canada sous forme de cartes numérisées ce qui représente un impact important pour la société et pour la science. La distribution tri-dimensionnelle du pollen dans l'atmosphère sous forme de cartes numérisées (maintenant disponible avec cette thèse) rend plus aisé pour le futur l'étude et la modélisation de la synergie pollen-pollution-météorologie mais aussi d'autres thèmes scientifiques tel que la relation pollen-nuage,

Résultats : 1) pour la saison pollinique 2012, la simulation numérique de base correspond de façon raisonnable aux observations de pollen *Betula* mesurées à l'Université de Montréal ainsi qu'aux prévisions journalières de Météo-Média à Montréal et ailleurs en province, 2) les profils diurnes d'une part, et verticaux, d'autre part, du pollen *Betula* sont réalistes lorsque comparés aux données trouvées dans la littérature confirmant l'aspect plausible des simulations présentées, 3) utilisant une méthode originale (combinant à la fois la simulation numérique et les prévisions de Météo-Média), la représentativité du modèle phénologique pour le pollen *Betula* (développé au Chapitre 3) est estimée à environ 500 km à partir de Montréal, 4) la région des Laurentides est celle qui a fourni, et de loin, le plus grand apport (88.3%) de pollen *Betula* à Montréal durant la saison de pollen 2012, et 5) il ressort que les conditions les plus favorables aux hauts niveaux de pollen à Montréal sont liées à des situations où les rétro-trajectoires (HYSPLIT) proviennent du nord-ouest ou du nord avec des températures journalières moyennes entre 10 et 18°C (mesurées à l'aéroport de Dorval),

Chapitre 5. Que d'utiliser un système de classes météorologiques pour analyser à la fois, le pollen, les concentrations de polluants et les données sanitaires (hospitalisation pour asthme) est une avancée permettant de mieux comprendre la relation pollen-polluant-météorologie. Cette méthodologie permet aussi de limiter l'impact des facteurs de confusion liés à la météorologie (température, patrons de vent, humidité etc.) ceux-ci étant plutôt homogènes dans une classe météorologique donnée. Une avancée conceptuelle a pu ainsi être réalisée par l'établissement d'une nouvelle hypothèse qui généralise le concept déjà connu de *thunderstorm-asthma*, à savoir celui de *frontal-asthma* qui suggère une hausse significative de cas d'asthme dans les zones frontales à n'importe quelle échelle : de la plus petite (le front de rafale d'orage) à la plus grande (front synoptique ou *trowal*). Ce concept entièrement inédit, bien que découlant naturellement des

faits montrés dans cette thèse, mérite que des recherches futures développent et valident davantage ce concept,

Résultats : 1) les analyses traditionnelles montrent peu de corrélation entre les polluants atmosphériques et l'asthme à Montréal et une faible corrélation en ce qui concerne le pollen de *Betula*. Cependant, lorsque les données environnementales et sanitaires sont stratifiées par classe météorologique, les corrélations deviennent significativement plus élevées, 2) toutes ces analyses faites dans cette thèse ont amené à l'établissement d'un nouveau concept appelé ici *frontal asthma*. En effet, dans les fronts (lieu de convergence des vents et hausse de l'humidité) on retrouve beaucoup de facteurs environnementaux associés aux précurseurs de l'asthme, à savoir les éléments déclencheurs (polluants en concentration plus élevés) et inducteurs (pollen et bioaérosols fins, spores, etc.) de sorte que les mécanismes de synergie (rupture du grain de pollen et libération d'allergènes) sont plus probables. Un tel paradigme fournit un éclairage nouveau et une avancée conceptuelle importante sur la synergie pollen-polluant-météorologie potentiellement utile à la société.

Chapitre 6. Que l'étude des variations spatio-temporelles de la prévalence des cas administrés de l'épreuve respiratoire (PÉRA) au Québec aide à comprendre la relation entre les facteurs de l'environnement atmosphérique (incluant le pollen de bouleau *Betula spp.*), les facteurs socio-économiques (degré d'urbanisation et d'industrialisation) et les maladies respiratoires. Le contrôle des facteurs de confusion (variations saisonnières, variations journalières, impact des spores, variations spatiales du tabagisme et de la pyramide démographique) est pris en compte dans cette analyse.

Résultats : 1) la synergie pollen-polluant exprimée par l'équation 6.3 et la Figure 6.5 permet d'expliquer le lien entre PÉRA, l'émission de pollen de *Betula* et le niveau de pollution anthropique (exprimé par le nombre d'heures où l'indice de qualité de l'air AQI était mauvais). En particulier, si AQI est faible mais les sources de pollen nombreuses localement (exprimé par FE), le niveau de l'indice sanitaire ne sera pas nécessairement élevé. Ce sont dans les régions rurales industrielles (où AQI et FE sont tous deux importants) où l'indice sanitaire choisi est le plus élevé. Quant aux régions urbaines où AQI est très élevé mais FE plus faible, la prévalence de l'épreuve respiratoire est modérée, 2) les résultats suggèrent qu'environ 8% du signal de PÉRA à Montréal et 10% sur l'ensemble du Québec est relié à l'impact du pollen de *Betula*. Ceci est confirmée par la régression multiple ($R^2 = 0,10$ pour le pollen, Équation 6.3).

7.2 Perspectives de recherche et de développement

Voici six avenues de recherche émanant de cette thèse pouvant améliorer les connaissances et faire avancer davantage la science :

1- Une augmentation requise du monitoring du pollen et des allergènes (bioaérosols) et de leur prévision ainsi qu'une meilleure compréhension de ses liens avec la pollution

Bien que la pollution en général soit en diminution, du moins dans l'est de l'Amérique du Nord [Robichaud et Ménard, 2014] et aussi à Montréal [Ville de Montréal, 2015], d'une part, l'augmentation probable des concentrations de pollen, des concentrations d'ozone et de PM_{2.5} causée par l'augmentation future des températures (changement climatique) et, d'autre part, combiné au vieillissement de la population pourrait entraîner des coûts sociétaux de plus en plus importants. Il est donc urgent de promouvoir le monitoring d'une part, et de meilleures prévisions de pollen et des allergènes d'autre part. Aucun réseau public organisé de station de monitoring de pollen n'est supporté au Canada contrairement au réseau de monitoring de la pollution atmosphérique. Par conséquent, au Canada les autorités publiques ne sont pas en mesure à l'heure actuelle d'offrir à la population aucune prévision de pollen anémophile contrairement aux pays européens où la prévision du pollen anémophile fait partie des mandats de Météo-France ou de Météo-Suisse par exemple. À cet égard, l'Europe représente un modèle à suivre. Au Canada, des intérêts privés commerciaux détiennent le monopole de la prévision d'aéroallergènes (*Aerobiology Research Inc.* et *Weather Network*). D'autre part, une automatisation des données de pollen recueillis en temps réel est souhaitable pour avancer les projets de prévision opérationnelle ou de recherche à l'échelle nationale et ainsi améliorer la compréhension de l'aérobiologie et de la relation pollen-pollution-météorologie et de son impact sur la santé respiratoire. Des efforts sont en cours pour développer de façon opérationnelle des appareils automatiques de comptage du pollen basés sur des méthodes optiques utilisant le laser [Kawashima et al., 2007 ; Crouzy et al., 2016] car les méthodes existantes pour le comptage pollinique de façon manuelle sont très exigeantes. D'autre part, la disponibilité simultanée des données de pollen, des polluants et de la météorologie est nécessaire pour mieux évaluer le risque environnemental sur les populations exposées et la réalisation de ce but devrait être poursuivie en priorité. Par exemple, les trois co-stresseurs atmosphériques (pollen, polluant et facteurs météorologiques) doivent être échantillonnés de préférence au même endroit afin de réduire les erreurs d'interpolation et de représentativité. Finalement, des données sur les profils verticaux d'aéroallergènes (et aussi de polluants chimiques) sont requises pour valider la structure tri-dimensionnelle des modèles, la diffusivité verticale et le transport aussi bien horizontal que vertical dans la couche limite atmosphérique (environ les premiers 1-3 km à partir de la surface). Ceci permettrait de mieux comprendre la structure tri-dimensionnelle de la dispersion du pollen des espèces arborescentes et des aéroallergènes. La modélisation de la turbulence est importante et constitue un élément-clé

pour obtenir des concentrations réalistes des aérosols près de la surface mais un effort de recherche est requis pour mieux comprendre les mécanismes en jeu.

2- Utilisation de la télédétection pour évaluer les paramètres phénologiques

Parmi une des plus grandes sources d'incertitude pour la modélisation du pollen, on retrouve l'évaluation des paramètres phénologiques. Les observations phénologiques ou météorologiques ont tendance à représenter les situations locales ou tout au plus régionale de sorte que les modèles phénologiques basés sur ces données ne peuvent pas être extrapolés sur de grandes étendues [Schaber, 2002, Siljamo et al., 2008b ; Sofiev et al., 2013a,b]. Dans cette thèse, il a été estimé que la représentativité du modèle phénologique est environ 500 km (Chapitre 4). De façon similaire, dans le contexte du système de modélisation finlandais SILAM, il a été trouvé qu'aucun modèle de phénologie de *Betula* peut s'appliquer sur tout le continent européen [Siljamo, 2008b]. De plus, l'incertitude associée aux observations phénologiques *in-situ* est de 3 à 8 jours quant à la précision des phénophases selon Siljamo et al. [2008a]. L'avenue la plus prometteuse pour améliorer les connaissances est l'utilisation de la technologie satellitaire (MODIS-NDVI⁵⁶) pour évaluer les dates de floraison des arbres producteurs de pollen allergénique. Le désavantage des modèles statistiques phénologiques comme ceux exposés dans l'article 1 (Chapitre. 3) ne s'appliquent qu'aux endroits pour lesquels ils ont été développés (ou dans un rayon de 500 km comme établi dans cette thèse) ce qui n'est pas le cas pour la solution satellitaire. Puisque la date d'apparition des premières floraisons est étroitement corrélée avec la date du début de la saison de pollen [Dahl et al., 2013], ceci permet l'évaluation des paramètres phénologiques sur une grande étendue par l'utilisation du satellite. En revanche, le désavantage de la solution satellitaire est que les algorithmes de recouvrement sont difficiles à construire et que les biais associés aux données satellitaires sont parfois grands et également difficiles à corriger. De plus, la présence de nuages et d'aérosols peut empêcher l'obtention des images claires pour une période plus ou moins prolongée dépendant de la situation et du lieu géographique. Finalement, les images satellitaires ne permettent pas d'offrir une prévision comme c'est le cas de modèles statistiques. Néanmoins, il demeure que la solution satellitaire semble la plus prometteuse pour le futur pour remplacer une

⁵⁶ MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) est un instrument à bord du satellite TERRA et NDVI signifie: Normalized Difference Vegetation Index.

végétation statique dans les modèles et pour permettre de mieux simuler la phénologie et de réduire les incertitudes. Mais parallèlement à cet effort, le développement d'un réseau national d'observations de surface de la phénologie (qui n'existe pratiquement pas au Canada) pour construire des modèles statistiques est nécessaire afin de supporter et de valider les observations satellitaires. À cet effet, une intéressante initiative a vu le jour récemment qui consiste en un réseau de caméras installées à plus d'une centaine de sites en milieu naturel (<https://phenocam.sr.unh.edu>).

3- Étudier davantage le pollen d'espèces arborescentes dans un contexte de changement climatique au Canada

Étant donné les changements climatiques, notamment l'augmentation des températures et la fertilisation par le dioxyde de carbone des plantes qui sont à prévoir, on s'attend à une hausse des niveaux de pollen, ainsi que des aérosols biologiques en général, une durée de la saison pollinique accrue et une augmentation de l'allergénicité du pollen accroissant ainsi les impacts sur le système de santé [Garneau *et al.*, 2005 ; Confaloneri *et al.*, 2007 ; EPA, 2008b ; D'Amato *et al.*, 2015]. Dans le Chapitre 3 [publié dans *Aerobiologia* ; Robichaud *et Comtois*, 2017], il a été montré que la durée de la saison de pollen *Betula* s'accroît d'environ 2,6 jours par décennie à Montréal. Ceci implique que, dans un contexte de changements climatiques, les maladies respiratoires s'aggraveront selon D'Amato *et al.* [2015] et le poids exercé sur la société se fera sentir davantage [EPA, 2008b]. De plus, il a été montré que des bouleaux en croissance dans un environnement plus chaud produisent des grains de pollen ayant un contenu allergénique (e.g. *Betula*) plus élevé [Ahlholm *et al.*, 1998]. Finalement, des allergènes ou pathogènes arrivant dans de nouveaux environnements dû aux changements dans la circulation atmosphérique lié aux changements climatiques [Isard *et Gage*, 2001] peuvent être responsables de la sensibilisation accrue des individus atopiques. Introduire la modélisation du pollen aéroportée et autres allergènes dans les modèles climatiques afin d'évaluer leur évolution et leur distribution dans un climat plus riche en dioxyde de carbone et avec des régimes de températures plus élevés et une distribution altérée de polluants et des allergènes constitue un projet scientifique nécessaire pour évaluer à quel niveau le pollen et autres allergènes augmenteront et se distribueront. Cependant, les relations entre la variabilité climatique, pollution de l'air et aéroallergènes sont très complexes de sorte que les projections futures sur la santé respiratoire sont très incertaines [EPA, 2008b]. Une approche

multidisciplinaire est essentielle pour aborder un large spectre d'enjeux reliés aux changements climatiques selon *Cecchi et al.* [2010].

4- Besoin de modèles couplés météo-chimie-biologie

Les aéroallergènes sont des aérosols ayant des impacts radiatifs et contribuant à modifier la chimie et la physique des nuages [*Ariya and Amyot, 2004 ; Frölich-Nowoisky et al., 2016*]. Dans la grêle, on a retrouvé un très grand nombre de micro-organismes biologiques [*Mandrioli et al., 1973*] laissant supposer un rôle actif dans la micro-physique des nuages [*Dielh et al., 2001a,b*]. L'inclusion des aérosols biologiques dans les modèles météorologiques et climatiques est une nécessité que l'on devra traiter dans les prochaines années ou décennies. La météorologie, les polluants chimiques et le pollen d'arbre doivent être simulés simultanément puisqu'ils s'influencent mutuellement. Par exemple, le pollen anémophile peut agir comme un noyau de condensation et de congélation à des températures beaucoup moins froides que les noyaux traditionnels (non-biologiques) [*Dielh et al., 2001a,b ; Delort et al., 2011*]. Il est également connu depuis plusieurs décennies le rôle potentiel des micro-organismes tel que le pollen dans la formation de précipitation telle que la grêle [*Mandrioli et al., 1973*] ou la pluie, le pollen agissant comme noyau pour les gouttelettes de précipitation [*Prupaccher et Klett, 1980*]. Le pollen peut donc influencer les nuages, la précipitation et le forçage radiatif et par conséquent influencer la prévision météorologique des prochains jours et le cycle hydrologique. Des études plus poussées sur ce sujet sont requises et nécessaires. La formulation de paramétrisations des interactions pollen/nuage est un sujet de recherche certes intéressant pour le futur. Mais de façon plus générale, le rôle des bioaérosols dans la chimie et la physique atmosphérique représente un défi immense selon *Ariya et Amyot* [2004].

5- Poursuivre et mettre en application les travaux de cette thèse

Dans cette thèse, la preuve de concept (*proof of concept*) a été faite quant à la faisabilité de simuler le pollen *Betula* dans un modèle intégré météo-qualité de l'air. Le module de pollen a été directement intégré dans le mécanisme de lancement du modèle de prévision météo-chimie (GEM-MACH mis au point par le Gouvernement du Canada) ce qui rendrait plus facile un transfert opérationnel du travail effectué dans cette thèse et avoir un impact plus immédiat sur la société. Cependant, l'extension à d'autres types de pollens allergéniques est aussi requise

(*Ambrosia, Alnus*, etc.). Ainsi, combiné aux prévisions météo et de qualité de l'air, le système intégré pourrait éventuellement fournir les bases d'un système de prévision du risque environnemental total [voir le concept dans *Georgopoulos et Lioy*, 2006]. De plus, il serait souhaitable que les effets synergétiques des aéroallergènes et des polluants atmosphériques constituent un sujet d'étude davantage examiné dans le futur. En particulier, les régions où simultanément les polluants (ozone, PM_{2.5} et dioxyde d'azote) et les aéroallergènes augmenteront dans un contexte de changements climatiques seront aussi les zones de vulnérabilité future [EPA, 2008b].

6- Favoriser la collaboration de diverses institutions et mettre en place une stratégie nationale pour mitiger l'impact du pollen d'arbre sur les individus vulnérables

Le pollen d'arbre allergénique a un impact direct sur la prévalence de l'asthme. Dans les deux dernières décennies, les progrès quant à la maîtrise de l'asthme et son poids qu'elle pose sur la société ont été stagnants [Bush *et al.*, 2015]. Étant donné la complexité de la maladie, réduire les niveaux d'asthme est un enjeu qui fait appel à la multidisciplinarité. Pour ce faire, il est impérieux de réduire la fragmentation entre les organismes de Santé Publique et les agences environnementales et les universités à tous les niveaux afin de créer une meilleure synergie et un meilleur transfert des données et des connaissances. Le pollen, la pollution et l'évaluation des risques associés combinés à la santé ne pourra être faite dans un contexte de fragmentation du savoir et de l'ultra-spécialisation (syndrome des chercheurs travaillant dans leurs champs de spécialisation en silo). Par ailleurs, il faut réduire les obstacles bureaucratiques qui détruisent la collaboration entre les institutions, les individus et contribuent à augmenter la fragmentation des connaissances. Pour mener à bien des études transdisciplinaires comme celles requises pour l'étude des aérosols biologiques (tel que le pollen aéroporté) dans un contexte de modélisation intégrée, météorologie - polluants – biologie (aérosols biologiques) et l'évaluation du risque total sur la santé, il est nécessaire d'atténuer les frontières inutiles entre les institutions et les individus sinon l'avancement de l'aérobiologie restera limité. On a besoin de la création d'un Centre d'Excellence ou d'une Chaire pour examiner les aspects reliés aux aérosols biologiques et son interaction avec les polluants chimiques, les changements climatiques et la santé humaine. Ce consortium pourrait idéalement modéliser tous les aspects du problème ce qui demanderait l'effort combiné des universités, des gouvernements et du secteur privé. Un effort interdisciplinaire où les biologistes, météorologistes et physiciens travaillent dans un but commun pour construire un système de

modélisation intégré est requis. Le concept a déjà fait ses preuves en Europe : par exemple, une base de données (*European Aeroallergen Network*, <https://ean.polleninfo.eu/Ean>) est disponible pour les chercheurs, des modèles de simulation (e.g. SILAM, COSMO-ART) ainsi qu'une communauté scientifique active et interdisciplinaire a été établie (voir www.worldallergy.org). Finalement, le site <https://www.polleninfo.org> diffuse de l'information précieuse sur le pollen allergénique destinée au public.

7.3 Lacunes à l'avancement de la recherche

Les mécanismes par lesquels l'exposition à un mélange de polluants et de pollens sous certaines conditions météo (fronts, orages, etc.) contribuent au déclenchement de l'asthme ou d'autres maladies respiratoires similaires chez les patients atopiques et non-atopiques sont encore mal définies. D'autre part, les conditions météorologiques changeantes peuvent agir comme catalyseur et brouiller également les associations. Des simulations numériques simultanées incluant pollen-polluant-météorologie doivent être améliorées afin de supporter la recherche scientifique des causes à effet concernant les maladies respiratoires en relation avec les facteurs environnementaux. Encore aujourd'hui, améliorer la prévention de l'asthme demeure un objectif difficile à atteindre [*Beasley et al.*, 2015]. De plus, les projections courantes indiquent que l'exposition au pollen conduirait à une augmentation de la prévalence des maladies respiratoires allergiques dans le futur [*Cecchi et al.*, 2010 ; *D'Amato et al.*, 2015]. Il semble également que certains polluants photochimiques incluant l'ozone pourraient voir leur concentration moyenne à nouveau en augmentation dans le futur. La raison principale étant le changement climatique comme mentionné plus haut. Quoiqu'il en soit, développer de meilleures prévisions des mécanismes déclencheurs et irritants dans l'environnement atmosphérique serait approprié mais ceci pose encore de nombreux défis bien que cette thèse représente toutefois un pas dans la bonne direction. Mais parallèlement à ces efforts, il doit y avoir aussi une volonté politique. Au Canada et aux États-Unis, les législations couvrent plusieurs aspects de l'environnement : pollution de l'air, qualité de l'eau, contrôle du bruit, déchets dangereux et substances toxiques. Cependant, aucune norme ou seuil dangereux n'existe concernant le pollen aéroporté et autres allergènes que beaucoup reconnaissent un enjeu majeur de santé publique. Il faudrait donc considérer certains aéroallergènes comme des polluants et établir des seuils de concentration dangereux et établir des alertes tout comme dans le domaine de la qualité de l'air. Ceci représente une lacune majeure que

l'on retrouve en Amérique. En Europe, on a pu ainsi développer une avancée considérable dans le domaine de la prévision et du monitoring du pollen anémophile. Par exemple, en France, la loi sur l'environnement a été abrogée pour élargir la notion de pollution atmosphérique non plus aux seules substances anthropiques mais aussi celles d'origine naturelle, comme le pollen allergénique [Légifrance, 2010]. Par ailleurs, la disponibilité limitée des données aérobiologiques et épidémiologiques rend difficile l'avancement de la recherche au Canada. Les réseaux de mesure de pollen et d'aérosols biologiques appartiennent à des intérêts privés (*Multidata Inc.* aux États-Unis et *Aerobiological Research* au Canada) rendant la diffusion de ces données à des fins de recherche très difficile. Ces obstacles doivent être levés pour que la recherche puisse avancer plus rapidement dans ce domaine. En résumé, les lacunes suivantes doivent être comblées :

- besoin d'acquisition des connaissances,
- besoin de données sanitaires facilement accessibles,
- besoin d'un réseau de stations de mesure de pollen et des allergènes,
- besoin d'un réseau de mesures phénologiques,
- besoin de plus d'études épidémiologiques ou étiologiques concernant les maladies respiratoires en relation avec les facteurs environnementaux en tenant mieux compte des facteurs de confusion pour permettre une compréhension plus fine des phénomènes,
- besoin de changer la loi au Canada pour inclure le pollen allergénique comme un *polluant* et établir des seuils et alertes de risque environnemental,
- besoin de financement et de ressources.

En guise de mot de la fin, il deviendra de plus en plus nécessaire en aérobiologie d'atténuer les barrières entre les disciplines connexes pour faire face aux défis futurs notamment l'augmentation de l'urbanisation et des changements climatiques et ses multiples impacts sur l'environnement et la santé.

8. BIBLIOGRAPHIE

- Abley, M. 1998. *The ice storm: an historic record in photographs of January 1998*. Ed. J. Robinson, McClelland and Stewart Inc. ISBN 0-7710-6100-5.
- Abou Chakra, O.R., Lacroix, G., Sénéchal, H., Thibaudon, M. 2010. Synergie pollen-polluants et rôle des facteurs météorologiques sur le risque de pollinose : évolution des consultations dans la région amiénoise pendant la saison pollinique 2007. *Revue française d'allergologie* 50:443-449.
- Adame, J.A., Sole, J.G. 2013. Surface ozone variation at a rural area in the northeast of the Iberian Peninsula. *APR* 4:130-131.
- Adams-Groom, B., Emberlin, J., Corden, J., Millington, W., Mullins, J. 2002. Predicting the start of the birch pollen season at London, Derby and Cardiff, United Kingdom, using a multiple regression model, based on data from 1987 to 1997. *Aerobiologia* 18:117-123.
- Akinbami, N.J., Schoendorf, K.C. 2002. Trends in childhood asthma: prevalence, health care utilization, and mortality. *Pediatrics* 110(2 Pt 1):315-322.
- Ahlholm, J.U., Helander, M.L., Savolainen, J. 1998. Genetic and environmental factors affecting the allergenicity of birch pollen (*Betula pubescens* ssp. *Czerepanobii* (Orl) Hämet-Ahti). *Clinical and Experimental Allergy* 28:1384-1388.
- ALA: American Lung Association 2015. <http://www.lung.org>. Last accessed Jan 20th 2017.
- Aloisi, I., Del Duca S., De Nuntis P., Vega Maray A., Mandrioli P., Gutiérrez P. & Fernández-González, D. 2018. Behavior of profilins in the atmosphere and in vitro, and their relationship with the performance of airborne pollen. *Atmospheric Environment* 178:231-241.
- Anandan, C., Nurmatov, U., van Schayck, O.C.P., Sheik A. 2010. Is the prevalence of asthma declining ? Systematic review of epidemiological studies. *Allergy* 65:152-167.
- Andersen, T.B. 1991. A model to predict the beginning of the pollen season. *Grana* 30:269-275.
- Antépara, I., Fernández, J.C., Gamboa, P., Jauregui, I. 1995. Pollen allergy in the Bilbao area (European Atlantic seaboard climate): pollination forecasting methods. *Clinical and Experimental Allergy* 25:133-140.
- APC (Association pulmonaire canadienne) 2015. <https://www.poumon.ca>,
- Ariya, P.A., Amyot, M. 2004. New directions: the role of bioaerosols in atmospheric chemistry and physics. *Atmospheric Environment* 38:1231-1232.
- Armentia, A., Martín-Armentia, B., Martín-Armentia, S., Santos, J., Álvarez-Nogal, R., Madrigal, B., Fernández-González, D., Gayoso, S., Gayoso, M.J. 2018. Is eosinophilic esophagitis an

- equivalent of pollen allergic asthma? Analysis of biopsies and therapy guided by component resolved diagnosis. *Allergol Immunopathol* , 46 2:181-189.
- Asgari, M.M., DuBois, A., Asgari, M., Gent, J., Beckett, W.S. 1998. Association of ambient air quality with children's lung function in urban and rural Iran. *Arch Environ Health* 53(3):222-30.
- Asher, M.I., Montefort, S., Björkstén, Lai, C.K., Strachan, D.P., Weiland, S.K., Williams, H. and the ISACC Phase Three Group 2006. Worldwide time trends in the prevalence of symptoms of asthma, allergic rhinoconjunctivitis, and eczema in childhood: ISAAC Phases One and Three repeat multi-country cross-sectional survey. *Lancet* 368:733-43.
- Assaad F., Cockburn W. 1974. A seven-year study of WHO virus laboratory reports on respiratory viruses. *Bull. World. Health. Organization* 53:437-445.
- ASSSM (Agence de la santé et des services sociaux de Montréal). Rapport du directeur de santé publique 2014. *Montréal sans tabac. Pour une génération de non-fumeurs*. Available at https://publications.santemontreal.qc.ca/uploads/tx_asssmpublications/978-2-89673-462-7.pdf Last accessed Jan. 20th 2017.
- Atkinson, B. W. 1981. *Mesoscale atmospheric circulations*. Academic Press, New York.
- ATS (American Thoracic Society) 1995. Health effects of outdoor air pollution. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 153: 3-50.
- Augustin S., Wex H., Niedermeier, D., Pummer, B., Grothe, H., Hartmann, S., Tomsche, L., Clauss, T., Voigtländer, J., Ignatius, K., Stratmann, F. 2013. Immersion freezing of birch pollen washing water. *Atmos. Chem. Phys.* 13:10989-11003.
- Avalo, E., Pasqualoni, L., Federico, S., Fornaciari, M., Bonofiglio, T., Orlandi, F., Bellecci, C., Romano, B. 2008. Correlation between large-scale atmospheric fields and the olive pollen season in Central Italy. *Int. J. Biometeorol.* 52: 787-796.
- Aylor, D. 2002. Settling speed of corn (*Zea mays*) pollen. *Journal of Aerosol Science* 33:1601-1607.
- Bapikee, C. 2005. *Contenu pollinique atmosphérique à Montréal (Québec) et les variations climatiques interannuelles de 1985 à 1988*. Mémoire de maîtrise. Département de géographie de l'Université de Montréal.
- Barnes, C., Pacheco, F., Landuyt, J., Hu, F., Portnoy, J. 2001a. Hourly variation of airborne ragweed pollen in Kansas City. *Annals of Allergy, Asthma and Immunology* 86(2):166-171.
- Barnes, C., Pacheco, F., Landuyt, J., Hu, F., Portnoy, J. 2001b. The effect of temperature, relative humidity and rainfall on airborne ragweed pollen concentrations. *Aerobiologia* 17:61-68.
- Barnston, G., Livezey, R.E. 1987. Classification, seasonality and low-frequency atmospheric

- circulation patterns. *Mon. Wea. Rev.* 115:1083–1126.
- Bates, D.V., Baker-Anderson, M., Sizto, R. 1990. Asthma attack periodicity: a study of hospital emergency visits in Vancouver. *Environ Research* 55:51-70.
- Beal, D.J. 2005. SAS Code to Select the Best Multiple Linear Regression Model for Multivariate Data Using Information Criteria. Available at http://analytics.ncsu.edu/sesug/2005/SA01_05.PDF. Last accessed Jan. 20th 2017.
- Beasley, R., Semprini, A., Mitchell, E.A. 2015. Risk factors for asthma: is prevention possible ? *Lancet* 386(9998):1075-1085.
- Beaubien, E.G., Johnson D.L. 1994. Flowering plant phenology and weather in Alberta, Canada. *Int. J. Biometeorol.* 38: 23-27.
- Beer, S., Kannai, Y., Waron, M. 1991. Acute exacerbation of bronchial asthma children associated with afternoon weather changes. *Amer. Rev. Resp. Dis.* 144:31-33.
- Behrendt, H., Becker, W.M. 2001. Localization, release and bioavailability of pollen allergens: the influence of environmental factors. *Current Opinion in Immunology* 13(6): 709-715.
- Behrendt, H., Becker, W.M., Fritzsche, C., Sliwa-Tomczok, W., Tomczok, J., Friedrichs, K.H., Ring, J. 1997. Air pollution and allergy: experimental studies on modulation of allergen release from pollen by air pollutants. *Int. Arch. Allergy Immunol.* 113(1-3):69-74.
- Behrendt, H., Krämer, U., Schäfer, T., Kasche, A., Eberlein-König, B., Darsow, U., Ring, J. 2001. Allergotoxicology- A research concept to study the role of environmental pollutants in allergy, *ACI international* 13:122-128.
- Bennett, A.J., Harrison, R.G. 2007. Atmospheric electricity in different weather conditions. *Weather* 62(10):277-283.
- Bianchi, D.E., Schwemmin, D.J., Wagner, Jr., W.H. 1959. Pollen release in the common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*). *Bot. Gazette* 120(4):235-243.
- Blackadar, A. K. 1957. Boundary layer wind maxima and their significance for the growth of nocturnal inversions. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 38:282-290.
- Boezen, H.M., van der Zee, S.C., Postma, D.S., Vonk J.M., Gerritsen, J., Hoek, G., Brunekreef, B., Rijcken, B, Schouten, J.P. 1999. The effects of ambient air pollution on upper and lower respiratory symptoms and peak expiratory flow in children. *Lancet* 353: 874-878.
- Boonpiyathad, T., Chantveerawong, T., Pradubpongsa, Sangasapaviliya, A. 2016. Serum vitamin D levels and vitamin D supplement in adult patients with asthma exacerbation. *Journal of Allergy*, <http://dx.doi.org/10.1155/2016/4070635>.
- Bosveld, F.C., Baas, P., Steeneveld, G.-J., Holtslag, A., Angevine, W.M., Bazile, E., Evert, I. F., de Bruijn, Deacu, D., Edwards, J.M., Ek, M., Larson, V.E., Pleim, J.E., Raschendorfer, M.,

- Svensson, G. 2014. The Third GABLS Intercomparison Case for Evaluation Studies of Boundary-Layer Models. Part A: Case Selection and Set-Up, *Boundary-Layer Meteorol.* doi 10.1007/s10546-014-9917-3.
- Boybeyi Z. 2000. *A brief overview of mesoscale atmospheric features*. In: Mesoscale Atmospheric Dispersion. Chap 1. Ed. Dr. Z. Boybeyi, WIT Press, Boston, Mass.
- Braun, E.L. 1950. *Deciduous forest of Eastern North America*. The Free Press, New York.
- Broeckaert, F., Arsalane, K., Hermans, C., Bergamaschi, E., Brustolin, A., Mutti, A., Bernard, A. 1999. Lung epithelial damage at low concentrations of ambient ozone. *Lancet* 353(9156):900-1.
- Bush, A., Kleinert, S., Pavord, I.D. 2015. The asthmas in 2015 and beyond: a Lancet Commission. *Lancet* 385:1273-1275.
- Buters, J.T., Weichenmeier, I., Ochs, S., Pusch, G., Kreyling, W., Boere, A.J., Schober, W., Behrendt, H. 2010. The allergen Bet v 1 in fractions of ambient air deviates from birch pollen counts. *Allergy* 65:850-858.
- Buters, J.T.M, Thibaudon, M., Smith, M., Kennedy, R., Rantio-Lehtimäki, A., Albertinif, R., Reese, G., Weberg, B., Galán, C., Brandaoi, R., Antunesi, C.M., Jägerd, S., Bergerd, U., Celenk, S., Grewling, L., Jackowiak, B., Sauliene, I., Weichenmeier, I., Pusch, G., Sarioglu, H., Ueffing, M., Behrendt, H., Prank, M., Sofiev, M., Cecchi, L. and The HIALINE working group, 2012. Release of Bet v 1 from birch pollen from 5 European countries. Results from the HIALINE study, *Atmos. Env.* 55:496-505. Available at <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231012000751>.
- Byun, D.W. 2000. *Description of atmospheric transport processes in Eulerian air quality models*. In: Mesoscale Atmospheric Dispersion. Chap.7. Ed. Dr. Z. Boybeyi, WIT Press, Southampton, Boston.
- Cai, W., Borlace, S., Lengaigne, M., van Rensch, P., Collins, M., Vecchi, G., Timmermann, A., Santos, A., McPhaden, M., J., Wu, L., England, M. H., Wang, G., Guilyardi, E., Jin, F.F. 2014. Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature Climate Change* 4:111-116 doi:10.1038/nclimate2100.
- Caillaud, D., Martin, S., Segala, C., Besancenot, J.P., Clot, B., Thibaudon, M. 2014. Effects of airborne birch pollen levels on clinical symptoms of seasonal allergic rhinoconjunctivitis. *Int Arch Allergy Immunol* 163:43-50.
- Carracedo-Martinez, E., Sanchez, C., Taracido, M., Saez, M., Jato, V., Figueiras, A. 2008. Effect of short-term exposure to air pollution and pollen on medical emergency calls: a case-crossover study in Spain. *Allergy* 63(3):347-53.
- Cashel, P., Newhouse, B.S., Levetin, E. 2004. Correlation of environmental factors with asthma and rhinitis symptoms in Tulsa, OK. *Annals of allergy, asthma and Immunology* 92:356-366.
- Cecchi, L., D'Amato, G., Ayres, J.G., Galán, C., Forastiere, F., Forsberg, B., Gerritsen, J., Nunes,

- C., Behrendt, H., Akdis, C., Dahl, R., Annesi-Maesano, I. 2010. Projections of the effects of climate change on allergic asthma: the contribution of aerobiology. *Allergy* 65:1073-1081.
- CEPA/FPAC Working Group 1999. *National Ambient air quality objectives for particulate matter. Part I: Science assessment document*. Health Canada and Environment Canada.
- Chamberlain, A.C. 1975. *The movement of particles in plant communities*. In: Monteith J.L. (Ed.). *Vegetation and atmosphere*. Vol. 1. Academic Press, New York.
- Chamecki, M., Meneveau, C., Parlange, M.B. 2009. Large eddy simulation of pollen transport in the atmospheric boundary layer. *Aerosol Science* 40:241-255, doi:10.1016/j.jaerosci.2008.11.004.
- Chan, T.C., Chen, M.L., Lin, F.F., Lee, C.H., Chinag, P.H., Wang, D, D.W., Chuang, J.H. 2009. Spatio-temporal analysis of air pollution and asthma patient visits in Taipei, Taiwan. *Int. J. of Health Geographics* 8:126-135, doi 10.1186/1476-072X-8-26.
- Chang, J.C. Hanna, S.R. 2004. Air quality model performance evaluation. *Meteorol. Atmos. Phys.* 87:167-196, doi 10.1007/s00703-003-0070-7.
- Chassard G., Choël M., Gosselin S., Vorng H., Petitprez D., Shahali Y. (2015). Kinetic of NO₂ uptake by *Phleum pratense* pollen: chemical and allergenic implications. *Environmental Pollution* 196:107–113, doi 10.1016/j.envpol.2014.10.004.
- Chaturika, M.R., Metwali, N., Jayarathne, T., Kettler, J., Huang, Y., Thorne, P.S., O'Shaughnessy, P.T., Stone, E.A. 2017. Influence of rain on the abundance of bioaerosols in fine and coarse particles. *Atmos. Chem. Phys.*, 17, 2459-2475, 2017, <https://doi.org/10.5194/acp-17-2459-2017>.
- Cheng, C.S., Campbell, M., Li, Q., Li, G., Auld, H., Day, N., Pengelly, D., Gingrich, S., Yap, D. 2007. A synoptic climatological approach to assess climatic impact on air quality in south-central Canada. Part I: Historical Analysis. *Water Air Soil Pollution* 182:131-148, doi:10.1007/s11270-006-9327-3.
- Chmielewski, F., 2003. *Phenology and agriculture*. In: *Phenology: An integrative environmental science*, 505-532, section 7.4.5, Kluwer Academic Publishers.
- Chuine, I. 2000. A unified model for budburst of trees. *Journal of theoretical biology* 207:337-347.
- Chuine, I., Cour, P., Rousseau, D.D. 1998. Fitting models predicting dates of flowering of temperate-zone trees using simulated annealing. *Plant, Cell and Environment* 21:455-466.
- Cifuentes, L.A., Vega, J., Köpfer, K. 2000. Effect of the fine fraction of particulate matter versus the coarse mass and other pollutants on daily mortality in Santiago, Chile. *J. Air and Waste Manage. Assoc.* 50: 1287-1298.
- CLA (Canadian Lung Association) 2017. http://www.lung.ca/home-accueil_e.php.
- Clot, B. 2001. Airborne birch pollen in Neuchatel (Switzerland): onset, peak and daily patterns.

Aerobiologia 17:25-29.

CMA (Canadian Medical Association) 2008. *No breathing room: National illness costs of air pollution*. Summary report, August 2008. https://www.cma.ca/en/Pages/cma_default.aspx.

Comtois, P. 1996. Pollen dispersal and long-distance transport: the case of thermophilic pollen in subarctic Canada. *Aerobiologia* 13:37-42, doi, 10.1007/BF02694789.

Comtois, P., Gagnon, L. 1988. Concentration pollinique et fréquence des symptômes de pollinose : une méthode pour déterminer les seuils cliniques. *Revue Française d'Allergologie* 28(4): 279.

Comtois, P., Alcazar, P., Néron, D. 1999. Pollen counts statistics and its relevance to precision. *Aerobiologia* 15:19-28.

Comtois, P., Fernández-Gonzales, D., Valencia-Barrera, R., Sánchez, J., Fraile, R. and Rodier, S. 2000. Pollen content study of the lower atmosphere in León (Spain) by use of a tethered balloon. *Aerobiologia* 16, 187–191.

Cook, R. D. 1977. Detection of Influential Observations in Linear Regression. *Technometrics* (American Statistical Association) 19 (1), 15–18.

Cooper O.R., Parrish D.D., Stohl, A., Trainer, M., Nédélec, P., Thouret, V., Cammas, J.P., Oltmans, S.J., Johnson, B.J., Tarasick, D., Leblanc, T., McDermid, I.S., Jaffe, D., Gao, R., Stith, J., Ryerson, T., Aikin, K., Campos, T., Weinheimer, A., Avery, M.A. 2010. Increasing springtime ozone mixing ratios in the free troposphere over western North America. *Nature letters*.doi:10.1038/nature0870.

Cooper, O. R., Gao, R. S., Tarasick, D., Leblanc, T., Sweeney, C. 2012. Long-term ozone trends at rural ozone monitoring sites across the United States, 1990-2010, *J. Geophys. Res.* 117, D22307, doi:10.1029/2012JD018261.

Côté, J., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M., Staniforth, A.N. 1998a. The operational CMC-MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model. Part I: design considerations and formulation. *Mon. Wea. Rev.* 126: 1373-1395.

——, Desmarais, J.G., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M., Staniforth, A. 1998b. The operational CMC-MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model. Part II: Results. *Mon. Wea. Rev.* 126:1397–1418.

Crichton EJ, Feng J, Gershon A. 2012: A spatial analysis of asthma prevalence in Ontario *Can J Public Health*, 103(5):384-389.

Crouzy, B., Stella, M., Konzelmann, T., Calpini, B., Clot, B. 2016. All-optical automatic pollen identification: towards an operational system. *Atmospheric Environment* 140: 202-212

Dahl, A., Galán, C., Hajkova, L., Pauling, A., Sikoparija, B., Smith, M., Vokou, D. 2013. *The onset, course and intensity of the pollen season*. In: Allergenic Pollen. A Review of the Production, Release, Distribution and Health Impacts. Chap. 3. Sofiev, Mikhail, Bergmann, Karl-Christian (Eds.), doi 10.1007/978-94-007-4881-16.

- Dales R.E., Cakmak, S., Judek, S. Dann, T., Coates, F., Brook, J.R., Burnett, R.T. 2004. Influence of outdoor aeroallergens on hospitalization for asthma in Canada. *Environmental and occupational disorders*, doi:10.1016/j.jaci.2003.11.016.
- Dales, R.E., Cakmak, S., Judek, S., Coates F. 2008. Tree Pollen and Hospitalization for Asthma in urban Canada. *Int. Arch. Allergy Immunol.* 146:241–247, doi:10.1159/000116360.
- D'Amato, G., Liccardi, M., Cazzola, M. 2001. The role of outdoor air pollution and climatic changes on the rising trends in respiratory allergy. *Respiratory Medicine* 95:606-611.
- D'Amato, G., Cecchi, L., Bonini, S., Nunes, C., Annesi-Maesano, I., Behrendt, H., Liccardi, G., Popov, T., van Cauwenber, P. 2007. Review article: Allergenic pollen and pollen allergy in Europe. *Allergy* 62:976-990, doi:10.1111/j.1398-9995.2007.01393.x.
- D'Amato, G., Holgate, S.T., Pawankar, R., Ledford, D.K., Cecchi, L., Al-Ahmad, M., Al-Enezi, F., Al-Muhsen, S., Ansotegui, I., Baena-Cagnani, C.E., Baker, D.J., Bayram, H., Bergmann, K.C., Boulet, L.P., Buters, J.T., D'Amato, M., Dorsano, S., Douwes, J., Finlay, S.E., Garrasi, D., Gómez, M., Haahtela, T., Halwani, R., Hassani, Y., Mahboub, B., Marks, G., Michelozzi, P., Montagni, M., Nunes, C., Oh, J.J., Popov, T.A., Portnoy, J., Ridolo, E., Rosário, N., Rottem, M., Sánchez-Borges, M., Sibanda, E., Sienra-Monge, J.J., Vitale, C., Annesi-Maesano, I. 2015. Meteorological conditions, climate change, new emerging factors, and asthma and related allergic disorders. A statement of the World Allergy Organization. *World Allergy Organization Journal* 8:25, doi:10.1186/s40413-015-0073-0.
- Damialis, A., Giarlekas, D., Lazopoulou, C., Balafoutis, C., Vokou, D. 2005. Transport of airborne pollen into the city of Thessaloniki : the effects of wind direction, speed and persistence. *Int. J. Biometeorol.* 49(3):139-145, doi:10.1007/s00484-004-0229z.
- Daniel, C., Wood, F. 1980. *Fitting equations to data*. Revised. Ed. New-York, Wiley and Sons, Inc.
- Delfino, R.J., Gong, Jr. H., Linn, W.S., Pellizzari, E.D., Hu Y. 2003. Asthma symptoms in Hispanic children and daily ambient exposures to toxic and criteria air pollutants. *Environmental Health Perspectives* 111(4):647-56.
- Delort, A.M., Amato, P., Sancelme, M., Laj, P. 2011. Do microorganisms play a role in cloud chemistry ? In: *Aerobiological Monographs. Towards a comprehensive vision*. Edited by B. Clot, P. Comtois, and B. Escamilla-Garcia, 1:133-153. MeteoSwiss (CH) and Université de Montréal, Canada. ISBN 978-2-8399-0466-7.
- de Reamur, M. 1735. Observations du thermomètre, faites à Paris pendant l'année 1735, comparées avec celles qui ont été faites sous la ligne, à l'isle de France, à Alger et quelques unes de nos isles de l'Amérique. *Académie des Sciences de Paris*, 545.
- Derwent, R.G., Simmonds, P.G., Manning, A.J., Spain, T.G., 2007. Trends over a 20-year period from 1987 to 2007 in surface ozone at the atmospheric research station, Mace Head, Ireland. *Atmos Environ* 41:9091-9098.
- de Weger, L.A., Bergmann, K.C., Rantio-Lehtimäki, Dahl, A., Buters, J., Déchamp, J., Belmonte, J. 2013. *Impact of pollen*. In: Allergenic pollen, A review of the production, release, distribution and health impacts, Chap. 6. Eds: M. Sofiev and K.C. Bergmann. Springer Science+Business

- Media, Dordrecht, 2013, 256 pp. ISBN 978-94-007-4880-4e-ISBN 978-94-94-007-4881-1. doi 10.1007/978-94-007-4881-1_6.
- Diaz-Sanchez, D., Tsien, A., Fleming, J., Saxon, A. 1997. Combined diesel exhaust particulate and ragweed allergen challenge markedly enhances human in vivo nasal ragweed-specific IgE and skews cytokine production to a T helper cell 2-type pattern. *J. Immunol.*, 158(5):2406-2413.
- Dielh, K., Quick, C., Matthias-Maser, S., Mitra, S.K., Jaenicke, R. 2001a. The ice nucleating of pollen. Part I: Laboratory studies in deposition and condensation freezing modes. *Atmospheric Research* 58(2001):75-87.
- Dielh, K., Quick, C., Matthias-Maser, S., Jaenicke, R., Mitra, S.K., 2001b. The ice nucleating of pollen. Part II: Laboratory studies in immersion and contact freezing modes. *Atmospheric Research* 61:125-133.
- Di-Giovanni, F., Beckett, P.M., Flenley, J.R. 1989. Modelling of dispersion and deposition of tree pollen within a forest canopy. *Grana* 28:129-140.
- D'Odorico, P., Yoo, J.C., Jaeger, S. 2002. Changing Seasons: An effect of the North Atlantic Oscillation ? *Journal of Climate* 15:435-445.
- Duchateau J, 1998: Allergies et environnement. *Revue médicale de Bruxelles*, 19 :A355-357.
- Dudhia, J., Gill, D., Guo, Y., Manning K., Michalakes, J., Bourgois, A., Wang, W., Wilson, J. 2001. *MM5 modelling system version 3. PSU/NCAR Mesoscale modelling system tutorial class notes and user's guide*. National Center for Atmospheric Research, Boulder, Colorado.
- Duhl, T.R., Zhang, R., Guenther, A., Chunbg, S.H., Salam, M.T., House, J.M., Flagan, R.C., Avol, E.L., Gilliland, F.D., Lamb, B.K., Van Reken, T.M., Zhang, Y., Salathé, E. 2013. The Simulation of the Timing and Magnitude of Pollen Season (STaMPS) model: a pollen production model for regional emission and transport modeling. *Geosci. Model Dev. Discuss.* 6:2325-2368, doi:10.5194/gmdd-6-2325-2013.
- Ebmeler, S., Thayabaran, D., Braithwaite, I., Bénamara, C., Weatherall, M., Beasley, R. 2017. Trends in international asthma mortality: analysis of data from the WHO mortality database from 46 countries (1993-2012). *The Lancet* 390:935-945. Available at: [http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)31448-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736(17)31448-4).
- Ebtekar, M. 2006. Air pollution induced asthma and alterations in Cytokine patterns. Review article. *Iran J Allergy Asthma Immunol.* 5(2):47-56.
- Eder, W., Ege, M. J., von Mutius, E. 2006. The asthma epidemic. *New Engl. J. Med.* 355:2226.
- Edmonds, L.R. 1979. *Aerobiology, The Ecological Systems Approach*. Dowden, Hutchinson and Ross, Inc., Stroudsburg.
- EEA-WHO, 2002. *Children's health and environment: A review of evidence*. A joint report from the European Environment Agency and the WHO Regional Office for Europe. Editors: G. Tamburini, O.S. von Ehrenstein and R. Bertollini. European Environment Agency and World

Health Organization Regional Office for Europe. ISBN 92-9167-412-5.

Eftim, S.E., Samet, J.M., Janes H., McDermott A., Dominici F. 2008. Fine particulate matter and mortality: a comparison of the six cities and American Cancer Society cohorts with a medicare cohort. *Epidemiology* 19(2):209-216.

Efstathiou, C., Isukapalli, S., Georgopoulos, P. 2011. A mechanistic modeling system for estimating large scale emissions and transport of pollen and co-allergens. *Atmos. Environ.* 45(13):2260-2276, doi:10.1016/j.atmosenv.2010.12.008.

Emanuel, K. A. 1983. Conditional symmetric instability: *A theory for rain bands within extratropical cyclones*. Mesoscale Meteorology-Theories, Observations and Models, D. K. Lilly and T. Gal-Chen, Eds., Reidel, 231-245.

Emberlin, J. 1997. *Grass, tree and weed pollen*. In: Kay A.B. (Ed). Allergy and allergic diseases. National Heart and Lung Institute, London.

Emberlin, J., Detandt, M., Gehrig, R. 2002. Responses in the start of *Betula* (birch) pollen seasons to recent changes in spring temperatures across Europe. *International Journal of Biometeorology* 46:159-170, doi 10.1007/s00484-006-0038-7.

Emberlin, J., Laaidi, M., Detandt, M. 2007. Changement climatique et évolution du contenu pollinique de l'air dans sept pays européens : exemple du bouleau. *Revue française d'allergologie et d'immunologie clinique* 47:57-63.

Emberlin J., Savage, M., Woodwood, R. 1993. Annual variations in the concentrations of *Betula* pollen in the London area, 1961-1990. *Grana* 32:359-363.

Environnement Canada 1996. *MÉTAVI*. Second Edition. Government of Canada publication. Région du Québec.

Environment Canada 2012. *Climate archives*. Available at http://climat.meteo.gc.ca/index_f.html. Last accessed January 31st 2017.

EPA (US Environmental Protection Agency), 2008a. www.epa.gov/iaq/asthma/about.html. Last accessed January 31st 2017.

EPA (US Environmental Protection Agency) 2008b. *Review of the impacts of climate variability and change on aeroallergens and their associated effects*. Report EPA/600/R-06/164F. Available at www.epa.gov. Last accessed January 31st 2017.

Epstein, P.R. 2005. Climate change and human health. *New England Journal of Medicine*, 353, 1433-1436. Erbas, B., Chang, J.-H., Dharmage, S., Ong, E.K., Hyndman, R., Newbiggin, E., Abramson, M. 2007. Do levels of airborne grass pollen influence asthma hospital admissions? *Clinical and Experimental Allergy* 37(11):1641-1647, doi:10.1111/j.1365-2222.2007.02818.x.

Erdtman, G. 1937. Pollen grains recorded from the atmosphere over the Atlantic. *Meddelanden Göteborgs Botaniska Trädgård* 12:186-196.

- Erdtman, G. 1943. *An introduction to pollen analysis*. Chronica Botanica. Waltham, Mass., USA.
- Faegri, K., Iversen, J. 1989. *Textbook of pollen analysis*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Fairley, D., Batcheler, G.L. 1986. A study of oak-pollen production and phenology in northern California: prediction of annual variation in pollen counts based on geographic and meteorological factors. *J. Allergy Clin. Immunol* 78: 300-307.
- Faust, M. 1989. *Physiology of temperate zone fruit trees*. John Wiley and Sons. London.
- Fernández-González, D., González-Parrado, Z., Vega-Maray, A.M., Valencia-Barrera, R.M., Camazón-Izquierdo, B., De Nuntis, P., Mandrioli, P. 2010. Platanus pollen allergen, Pla a 1: quantification in the atmosphere and influence on a sensitizing population. *Clin. Exp. Allergy* 40, 1701–1708.
- Fernvik, E., Peltre, G., Sénéchal, H., Vargaftig, B.B. 2002. Effects of birch pollen and traffic particulate matter on Th2 cytokines, immunoglobulin E levels and bronchial hyper-responsiveness in mice. *Clin. Exp. Allergy* 32:602-611.
- Franze, T., Weller, M., Niessner, R., Posch, U. 2005. Protein nitration by polluted air. *Environmental Science and technology* 39:1673-1678.
- Frenguelli, G. 2014. *Air pollution influences pollen allergenicity at different levels*. Oral presentation at the 10th ICA Congress, Sept. 22-26, Sydney, Australia.
- Frey, T., Gassner, E. 2008. Climate change and its impact on birch pollen quantities and the start of the pollen season: an example from Switzerland for the period 1969-2006. *Int. J. Biometeorol.* 52:667-674, doi 10.1007/s00484-008-0159-2.
- Frölich-Nowoisky, J., Kampf, C.J., Weber, B., Huffman J.A., Pöhlker, C., Andreae, M.O., Lang-Yona, N., Burrows, S.M., Gunthe, S.S., Elbert, W., Su, H., Hoor, P., Thines, E., Hoffmann, T., Després, V.R., Pösch, U. 2016. Bioaerosols in the Earth System: Climate, health, and ecosystem interactions. *Atmospheric Research* 182:346-376.
- Fujita, T.T. 1986. *Mesoscale classifications: their history and their application to forecasting*. In: Mesoscale meteorology and forecasting. Chap.2. Editor: P. Ray. American Meteorology Society, Boston. ISBN 0-933876-66-1.
- Gage, K.S., Nastrom G.D. 1986. Theoretical interpretation of atmospheric wavenumber spectra of wind and temperature observed by commercial aircraft during GASP. *J. of Atmos. Science* 43:729-739.
- Gagnon, C., Bessette, D., Boulet, D., Garneau, Y., Paquette, P., Mallet, R. 2007. *Qualité de l'air à Montréal. Rapport annuel 2007*. Ville de Montréal, Service des infrastructures, transport et environnement, Direction de l'environnement et du développement durable, Division de la planification et du suivi environnemental, RSQA, 12p.
- Galán, C., García-Mozo, H., Cariñanos, P., Alcázar, P., Domínguez-Vilches, E. 2001. The role

- of temperature in the onset of the *Olea europaea* L. pollen season counts in southwest Spain. *International Journal of Biometeorology* 45(1): 8-12.
- García-Mozo, H., Chine, I., Aira, M.J. 2008. Regional phenological models for forecasting the start and peak of the *Quercus* pollen season in Spain. *Agricultural and forest meteorology* 148:372-380.
- García-Mozo, H., Galán, C., Aira, M.J., Belmonte, J., Díaz de la Guardia, C., Fernández, D., Gutierrez, A.M., Rodriguez, F.J., Trigo, M.M., Dominguez-Vilches, E. 2002. Modelling start of oak pollen season in different climatic zones in Spain. *Agricultural and Forest Meteorology* 110:247-257.
- Gardener, M. 1979. MATHEMATICAL GAMES: On the fabric of inductive logic, and some probability paradoxes. *Scientific American* 234: 119
- Garneau, M., Breton, M.-C., Guay, F., Héguay, L., Chaumont, D., Sottile M-F. 2005. *Hausse des concentrations des particules organiques (pollen et spores) et ses conséquences potentielles sur les maladies respiratoires des populations vulnérables en milieu urbain et projection des impacts sous l'effet du changement climatique*. Projet A-571. Rapport final présenté au Fonds d'action au changement climatique, Ministère des Ressources Naturelles du Canada.
- Garnaud, C., Sushama, L., Verseghy, D. 2014. Impact of interactive vegetation phenology on the Canadian RCM simulated climate over North America. *Clim. Dyn.* doi 10.1007/s00382-014-2397-9.
- Garty, B.Z., Kosman, E., Ganor, E., Berger V., Garty, L., Wietzen, T., Waisman, Y., Mimouni M., Waisl Y. 1998. Emergency room visits of asthmatic children, relation to air pollution, weather, and airborne allergens. *Annals of allergy, asthma and immunology* 81: 563-570.
- Georgopoulos, P.G., Liou, P.J. 2006. From theoretical aspects of human exposure and dose assessment to computational model implementation: The modeling environment for total risk studies (MENTOR). *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part B, Critical Reviews* 9(6):457-483.
- Gervais, P. 1994. Maladie asthmatique et agression chimique. *Rev. Fr. Allergol.* 34(5):403-407.
- Gehrig, R., Jud, S., Schuepbach, E., Clot, B. 2011. *Pollen measurements in alpine environment – altitudinal gradients and transport*. In: *Aerobiological Monographs. Towards a comprehensive vision*. Vol. 1 2011. Edited by Bernard Clot, Paul Comtois and Beatriz Escamilla-Garcia. Université de Montréal. ISBN 978-2-8399-0466-7.
- Global Burden of Disease Study (2013) 2014. Global, regional and national levels and causes of maternal mortality during 1990-2013: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2013. *Lancet* 384(9947):980-1004. Doi:10.1016/S0140-6736(14)60696-6
- Goldberg, C., Bugh, H., Moseholm, L., Weeke, E.R. 1988. Airborne pollen record in Denmark, 1977-86. *Grana* 27:209-217.
- Goldstein, I.F., Currie, B. 1984. Seasonal patterns of asthma: a clue to etiology. *Environ. Research*

33: 201-215.

- Gong, S. L., Barrie, L.A., Blanchet, J.P., von Salzen, K., Lohmann, U., Lesins, G., Spacek, L., Zhang, L., Girard, E., Lin, H., Leaitch, R., Leighton, H., Chylek, P., Hung, P., Jiang, J. 2003. Canadian Aerosol Module: A size-segregated simulation of atmospheric aerosol processes for climate and air quality models: 1. Module development. *J. Geophys. Res.* 108 (D1), 4007, doi:10.1029/2001JD002002.
- Goyette-Pernot, J., Muñoz-Alpizar, R., Blanchet, J.P., Goyette S., Beniston, M. 2003. *Analysing ragweed pollen cloud over Montreal City Centre*. In: Proceedings of the 5th International Conference on urban Climate, Lodz.
- Gregory, H.P. 1973. *The microbiology of the atmosphere*. Second edition. John Wiley & Sons, New-York, Toronto.
- Gregory, H.P. 1978. Distribution of airborne pollen and spores and their long-distance transport. *Pure and Applied Geophysics* 116, 309-315.
- Grewling, L., Fraczak, A., Szymańska, A., Kostecki, L., Stawińska, M., Bogawski, P., Nowak, M., Smith, M. 2014. *Detection and quantification of the major pollen and fungal spore allergens (Amb a 1, Art v 1 and Alt a 1) in the air of Poznań, Poland*. Oral presentation at the 10th ICA Congress, Sept. 22-26, 2014, Sydney, Australia.
- Grossmann 1997. One airway, one disease. *Chest* 111(2 Suppl):11S-16S.
- Gu, L., Post, W.M., Baldocchi, D., Black, A.T., Shashi, B., Verma, B., Vesala, T., Wofsy, S.C. 2003. *Phenology of vegetation photosynthesis*. Chapter 7.2. In: Phenology: An integrative environmental science, 505-532, section 7.4.5, Kluwer Academic Publishers.
- Guarnieri, M., Balmes, J. R. 2014. Outdoor air pollution and asthma. *Lancet* 383 : 1581–92.
- Guérin, B. 1993. *Pollen et allergies*. Édition Allerbio, Varennes-en-Argonne, 279 pages.
- Guillam, M.T., Ségala, C. 2008. Pollens et effets sanitaires : synthèse des études épidémiologiques, *Revue Française d'Allergologie et d'Immunologie Clinique*, 48(1):14-19, doi :10.1016éj.allerg.2008.08.012.
- Häkkinen, R., Linkosalo, T., Hari, P. 1998. Effects of dormancy and environmental factors on timing of bud burst in *Betula pendula*. *Tree Physiology* 18:707-712.
- Hall, S.A. 1990. Pollen deposition and vegetation in the southern Rocky Mountains and southwest plains, USA. *Grana* 29: 47-61.
- Halman, J.M., Schaberg, P.G., Hawley, G.J., Hansen, G.J., Hansen, C.F. 2009. *Potential role of Ca in the response of paper birch (Betula papyrifera) to ice storm induced decline in Vermont, USA*. 94th ESA annual meeting, Albuquerque, New Mexico, August 2-7.
- Hanna, S.R. 1982. *Applications in air pollution modeling*. In: F.T.M. Nieuwstadt and H. van Dop, Editors. Atmospheric and air pollution modelling, pp 275-310, D. Reidel Publishing Co., Dordrecht.

- Hebbern, C., Cakmak, S. 2015. Synoptic weather types and aeroallergens modify the effect of air pollution on hospitalization for asthma hospitalizations in Canadian cities. *Environmental pollution* 204:9-16.
- Heidorn, K.C., Yap, D. 1986. A synoptic climatology for ozone in Southern Ontario 1976-1981. *Atmospheric Environment* 20(4):695-703. Available at [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(86\)90184-8](https://doi.org/10.1016/0004-6981(86)90184-8).
- Helbig, N., Vogel, B., Vogel, H., Fiedler, F. 2004. Numerical modelling of pollen dispersion on the regional scale, *Aerobiologia* 3:3-19.
- Hilaire, J. 2007. *Modelling of Birch pollen concentrations using an atmospheric transport model*. KNMI, de Bilt. Netherlands. Unpublished document, August 31, 2007 available at http://www.knmi.nl/bibliotheek/stageverslagen/stageverslag_Hilaire.pdf (last accessed 3 Oct. 2015).
- Hirst, J.M. 1952. An automatic volumetric spore trap. *Annals of Applied Biology* 39:257-265.
- Hjelmroos, M. 1991. Evidence of long-distance transport of *Betula* pollen. *Grana* 30:215-218.
- Hoang Diem Ngo, T. 2012. *The steps to follow in a Multiple Regression Analysis*. Paper 333-2012. SAS Global Forum 2012. April 22-25 Orlando, Florida. Available at: support.sas.com/resources/papers/proceedings12/333-2012.pdf.
- Hondula, D.M., Davis, R.E., Knight, D.B., Sitka, L.J., Enfield, K., Gawtry, S.B., Stenger, P.J., Deaton, M.L, Normile, C.P., Lee, T.R. 2013. A respiratory alert model for the Shenandoah Valley Virginia USA. *International J. of Biometeorology* 57:91-105, doi 10.1007/s00484-012-0537-7.
- HSC (Health Statistics Center, West Virginia Department of Health and Human Resources) 2008. *Asthma hospitalizations, 1996-2006*. Statistical Brief, no. 22.
- Huang N., Wang C., Pan X. 2010. Simulation of Aeolian sand saltation with rotational motion. *J. Geophys. Res.* 115, D22211, doi:10.1029/2009JD013593.
- Hurrell, J.W., van Loon, H. 1997. Decadal variations in climate associated with the North Atlantic Oscillation. *Climate Change* 36:301-32.
- IARC 2013. *Air Pollution and Cancer*. Editors: Kurt Straif, Aaron Cohen, and Jonathan Samet. IARC Scientific. Publication No. 161, eISBN 978-92-832-2161-6, Word Health Organization.
- Info-Tabac 2010. www.info-tabac.ca/la-palme-des-non-fumeurs-revient-la-region-chaudiere-appalaches/ no. 40. Accessed Sep. 17th 2017.
- Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) 2013. *États des connaissances sur le pollen et les allergies*. Les assises pour une gestion efficace, ISBN 978-2-550-68403-9 (disponible sur le site <http://www.inspq.qc.ca>).
- IPCC, Inter-governmental Panel for Climate Change 2007a. *The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.

- IPCC, Inter-governmental Panel for Climate Change 2007b. Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. *Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Solomon. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp. (available at <http://www.ipcc.ch>).
- Isagi, Y., Sugimura, A., Sumida, A., Ito, H. 1997. How does masting happen and synchronize ?, *J. Theor. Biol.* 187:231-239.
- Isard, S.A., Gage, S.H. 2001. *Flow of Life in the Atmosphere: An Airscape Approach to Understanding Invasive Organisms*. Michigan State University Press. 240 pp.
- Jackson, S.T., Lyford, M.E. 1999. Pollen dispersal models in Quaternary plant ecology: assumptions, parameters, and prescriptions. *The Botanical Review* 65:39-75.
- Jacobson, M.Z., 2002. *Atmospheric pollution. History, science and regulation*. Cambridge.
- Jelks, M. 1987. *Allergy Plants: That Cause Sneezing and Wheezing*. World Wide Publication. ISBN : 0-911977 04-X, 64 pages.
- Jiang, W. 2003. Instantaneous secondary organic aerosol yields and their comparison with overall aerosol yields for aromatic and biogenic hydrocarbons. *Atmospheric Environment* 37:5439–5444.
- Jolliffe, I.T. 2002. *Principal Component Analysis*, Second Edition. Springer-Verlag New-York, ISBN 0-387-9544-2.
- Jones, S. 1995. *Allergenic pollen concentrations in the United Kingdom*. Ph.D. thesis, University of North London.
- Julious SA, Mullee MA 1994. Confounding and Simpson's paradox. *BMJ* 309:1480. doi:<https://doi.org/bmj.309.69667.1480>.
- Karlsen, S.R., Ramfjord, H., Hogda, L.A., Johansen, B., Danks, F.S., Brobakk T.E. 2009. A satellite-based map of onset of birch (*Betula*) flowering in Norway. *Aerobiologia* 25:15-25, doi 10.1007/s10453-008-9105-3.
- Kawashima, S., Takahashi, Y. 1995. Modelling and simulation of mesoscale dispersion processes for airborne cedar pollen. *Grana* 34:142-150.
- Kawashima, S., Takahashi, Y. 1999. An improved simulation of mesoscale dispersion of airborne cedar pollen using a flowering-time map. *Grana* 38:316-324.
- Kawashima, S., Clot, B., Fujita, T., Takahashi, Y., Nakamura, K. 2007. An algorithm and a device for counting airborne pollen automatically using laser optics. *Atmos. Env.* 41:7987-7993, doi 10.1016/j.atmosenv.2007.09.019.
- Kellogg C.A., Griffin, D. W. 2006. Aerobiology and the global transport of desert dust. *Trends in Ecology and Evolution* 21(11).

- Kestenbaum B. 2009. *Epidemiology and biostatistics: an introduction to clinical research*. Chap. 10. Springer Science+Business Media, Springer New-York, doi 10.1007/978-0-387-88433-2_10.
- Kelly, F.J., Fussell, J.C. 2012. Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmos. Env.* 60:504-526.
- Kilpeläinen, M., Terho, E., Helenius, H., Koskenvuo, M. 2002. Childhood farm environment and asthma and sensitization in young adulthood. *Allergy* 57(12):1130-1135.
- Kinnee, E., Geron, C., Pierce, T. 1997. United States Land-Use Inventory for estimating Biogenic Ozone Precursor Emissions. *Ecological Applications* 7(1):46-58.
- Klein T., Kukkonen J., Dahl A., Bossioli, E., Baklanov, A., Vik, A.F., Agnew, P., Karatzas, K.D., Sofiev, M. 2012. Interactions of Physical, Chemical, and Biological Weather calling for an integrated approach to assessment, forecasting and communication of air quality. *Ambio* 41:851-864, doi 10.1007/s13280-012-0288-z.
- Knox, R.B., Suphioglu, C., Taylor, P., Desai, R., Watson, H.C., Peng, J.L., Bursill, L.A. 1997. Major grass pollen allergen Lol p1 binds to diesel exhaust particles: implications for asthma and air pollution. *Clin Exp Allergy* 27:246-251.
- Koenig, W.D., Knops, J.M.H. 1998. Scale of mast-seeding and tree ring growth. *Nature* 396:225-226.
- Kok, J.F., Parteli, E.J.R., Michaels, T.I., Bou Karam, D. 2012. The physics of wind-blown sand and dust. *Rep. Prog. Phys.* 75, 106901.
- Kopanakis, I., Glytsos, T., Kouvarakis, G., Gerasopoulos, E., Mihalopoulos, N., Lazaridis, M., 2015. Variability of ozone in the Eastern Mediterranean during a 7-year study. *Air. Qual. Atmos. Health*. doi 10.1007/s11869-015-0362-3.
- Laaidi, K., Laaidi, M. Besancenot, J.P. 1997. Pollens, pollinoses et météorologie. *La météorologie* 20(8):41-55.
- Laaidi, K., Laaidi, M. Besancenot, J.-P. 2002. Synergie entre pollens et polluants chimiques de l'air : les risques croisés. *Environnement, Risques et santé* 1(1) :42-49.
- Laaidi, M. 2001. Regional variations in the pollen season of *Betula* in Burgundy: two models for predicting the start of the pollination. *Aerobiologia* 17:247-254.
- Laaidi, M., Chinet, T., Aegerter, P. 2011. Allergies au pollen, pollution et climat : revue de la littérature. *Revue française d'allergologie* 51:622-628.
- Lamb, H.H., 1972: British Isles Weather types and a register of daily sequence of circulation patterns, 1861-1971. *Geophysical Memoir 116*, HMSO, London.
- Lacroix, G. 2005. Allergies respiratoires, pollens et polluants. *Arch. Mal. Prof. Env.* 66:584-591.

- Lajoie, P. 1992. *La pollution par l'ozone au Québec*. In : La pollution atmosphérique au Québec: Aspects de la problématique. Ministère de l'Environnement du Québec, Août 1992, Chapitre 2. Les effets de la pollution par l'ozone, pp. 71-75, ISBN 2-550-26529-7.
- Lajoie, P., Lebel, G., Leduc R., Boulet, L.P., Bourbeau, J., Bernard, P.M. 1994. *Étude sur la relation entre les visites à l'urgence des hôpitaux pour l'asthme, la qualité de l'air et les conditions météorologiques pour la Communauté urbaine de Québec (1990-1991) : rapport final 1992*. Département de santé communautaire du Centre hospitalier de l'Université Laval, Québec : ministère de l'Environnement et de la Faune, QEN/QA94-2/6. Envirodoq EN940068. Gouvernement du Québec.
- Landrigan, P.J., Schechter, C.B., Lipton, J.M., Fahrs, M.C., Schwartz, J. 2002. Environmental pollutants and disease in American children: estimates of morbidity, mortality and costs for lead poisoning, asthma cancer and developmental disabilities. *Env. Health Perspec.* 110(7): 721-728.
- Lanner, R.M. 1966. Needed: A new approach to the study of pollen dispersion. *Silvae Genet.* 15:50-52.
- Latalowa, M., Miętus, M., Uruska, A. 2002. Seasonal variations in the atmospheric *Betula* pollen in Gdańsk (southern Baltic coast) in relation to meteorological parameters. *Aerobiologia* 18:33–43, doi: 10.1023/A:1014905611834.
- Leduc, R., Gagnon, C. 1992. *La pollution par l'ozone au Québec*. In: La pollution atmosphérique au Québec: Aspects de la problématique. Ministère de l'Environnement du Québec, Août 1992, Chapitre premier. L'état de la situation, pp 15-40, ISBN 2-550-26529-7.
- Lefsky, M.A. 2010. A global forest canopy height map from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer and the Geoscience Laser Altimeter System. *Geophysical Research Letters* 37: L15401, doi:10.1029/2010GL043622, 2010.
- Légifrance, 2010. *Code de l'environnement*. Accessible au : <http://www.legifrance.gouv.fr> (Consulté le 17 oct. 2015).
- Li, M., Qu, J.J. 2013. *Satellite Applications for Detecting Vegetation Phenology*. In: Qu, Powell, Sivakumar (Eds) *Satellite-based Applications on Climate Change*. Springer, Dordrecht, pp 263-276.
- Lierl, M.B., Hornung, R.W. 2003. Relationships of outdoor air quality to pediatric asthma exacerbations. *Annals of allergy, asthma and immunology* 90:28-33.
- Lieth, H. 1971. *The phenological viewpoint in productivity studies*. In: Productivity of forest ecosystems. Proceedings of the Brussels Symposium by UNESCO (ed. M.B. Usher & M.L. Rosenzweig), Chapman & Hall, London.
- Lim S.S, Vos, T., Flaxman, A.D., Danaei, G., Shibuya, K., Adair-Rohani, H., Amann, M., Anderson, H.R., Andrews, K.G., Aryee, M., Atkinson, C., Bacchus, L.J., Bahalim, A.N., Balakrishnan, K., Balmes, J., Barker-Collo, S., Baxter, A., Bell, M.L., Blore, J.D., Blyth, F., Bonner, C., Borges, G., Bourne, R., Boussinesq, M., Brauer, M., Brooks, P., Bruce, N.G.,

- Brunekreef, B., Bryan-Hancock, C., Bucello, C., Buchbinder, R., Bull, F., Burnett, R.T., Byers, T.E., Calabria, B., Carapetis, J., Carnahan, E., Chafe, Z., Charlson, F., Chen, H., Chen, J.S., Cheng, A.T., Child, J.C., Cohen, A., Colson, K.E., Cowie, B.C., Darby, S., Darling, S., Davis, A., Degenhardt, L., Dentener, F., Des Jarlais, D.C., Devries, K., Dherani, M., Ding, E.L., Dorsey, E.R., Driscoll, T., Edmond, K., Ali, S.E., Engell, R.E., Erwin, P.J., Fahimi, S., Falder, G., Farzadfar, F., Ferrari, A., Finucane, M.M., Flaxman, S., Fowkes, F.G., Freedman, G., Freeman, M.K., Gakidou, E., Ghosh, S., Giovannucci, E., Gmel, G., Graham, K., Grainger, R., Grant, B., Gunnell, D., Gutierrez, H.R., Hall, W., Hoek, H.W., Hogan, A., Hosgood, H.D. 3rd, Hoy, D., Hu, H., Hubbell, B.J., Hutchings, S.J., Ibeanusi, S.E., Jacklyn, G.L., Jasrasaria, R., Jonas, J.B., Kan, H., Kanis, J.A., Kassebaum, N., Kawakami, N., Khang, Y.H., Khatibzadeh, S., Khoo, J.P., Kok, C., Laden, F., Lalloo, R., Lan, Q., Lathlean, T., Leasher, J.L., Leigh, J., Li, Y., Lin, J.K., Lipshultz, S.E., London, S., Lozano, R., Lu, Y., Mak, J., Malekzadeh, R., Mallinger, L., Marcenes, W., March, L., Marks, R., Martin, R., McGale, P., McGrath, J., Mehta, S., Mensah, G.A., Merriman, T.R., Micha, R., Michaud, C., Mishra, V., Mohd Hanafiah, K., Mokdad, A.A., Morawska, L., Mozaffarian, D., Murphy, T., Naghavi, M., Neal, B., Nelson, P.K., Nolla, J.M., Norman, R., Olives, C., Omer, S.B., Orchard, J., Osborne, R., Ostro, B., Page, A., Pandey, K.D., Parry, C.D., Passmore, E., Patra, J., Pearce, N., Pelizzari, P.M., Petzold, M., Phillips, M.R., Pope, D., Pope, C.A. 3rd, Powles, J., Rao, M., Razavi, H., Rehfuss, E.A., Rehm, J.T., Ritz, B., Rivara, F.P., Roberts, T., Robinson, C., Rodriguez-Portales, J.A., Romieu, I., Room, R., Rosenfeld, L.C., Roy, A., Rushton, L., Salomon, J.A., Sampson, U., Sanchez-Riera, L., Sanman, E., Sapkota, A., Seedat, S., Shi, P., Shield, K., Shivakoti, R., Singh, G.M., Sleet, D.A., Smith, E., Smith, K.R., Stapelberg, N.J., Steenland, K., Stöckl, H., Stovner, L.J., Straif, K., Straney, L., Thurston, G.D., Tran, J.H., Van Dingenen, R., van Donkelaar, A., Veerman, J.L., Vijayakumar, L., Weintraub, R., Weissman, M.M., White, R.A., Whiteford, H., Wiersma, S.T., Wilkinson, J.D., Williams, H.C., Williams, W., Wilson, N., Woolf, A.D., Yip, P., Zielinski, J.M., Lopez, A.D., Murray, C.J., Ezzati, M., AlMazroa, M.A., Memish, Z.A. 2012. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990-2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *The Lancet* 380(9859): 2224-22260.
- Lin M., Fiore, A.M., Horowitz, L.W., Langford, A. O., Oltmans, S.J., Tarasick, D., Rieder, H., E. 2015. Climate variability modulates western US ozone air quality in spring via deep stratospheric intrusions. *Nature communications* 6(7):105. doi: 10.1038/ncomms8105/www.nature.com/naturecommunications.
- Linkosalo, T., Häkkinen, R., Hanninen, H. 2006. Models of the spring phenology of boreal and temperate trees: is there something missing? *Tree physiology* 26:1165-1172.
- Linkosalo, T., Lappalainen, H., Hari P. 2008. A comparison of phenological models of leaf bud burst and flowering of boreal trees using independent observations. *Tree Physiology* 28:1873-1882.
- Lüpkes, C., Schlünzen, K. H. 1996. Modelling the Arctic convective boundary-layer with different turbulence parameterizations. *Boundary-Layer Meteorology* 79:107-130.
- Lurmann, F.W., Lloyd, A.C., Atkinson, R. 1986. A chemical mechanism for use in long-range transport/acid deposition computer modelling. *J. Geophys. Res.* 91:10905-10936.

- Mahura, A.G., Baklanov, A., Korsholm, U. 2009. Parameterization of the birch pollen diurnal cycle. *Aerobiologia* 25:203-208, doi 10.1007/s10453-009-9125-7.
- Mahura, A.G., Korsholm, U., S., Baklanov, A., Rasmussen, A. 2007. Elevated birch pollen episodes in Denmark: contributions from remote sources. *Aerobiologia* 23:171-179, doi 10.1007/s10453-007-9061-3.
- Mailhot, J., Bélair, S., Lefaivre, L., Bilodeau, B., Desgagné, M., Girard, C., Glazer, A., Leduc, A.M., Méthot, A., Patoine, A., Plante, A., Rahill, A., Robinson, T., Talbot, D., Tremblay, A., Vaillancourt, P., Zadra, A., Qaddouri, A. 2006. The 15-km version of the Canadian Regional Forecast System. *Atmosphère-Océan* 44(2):133-149.
- Makar, P.A. 1995. *Fast use chemical numeric methods: the use of "vectorization by grid point"*. In: Moussiopoulos, H.N., Brebbia, C.A. (Eds.), *Air Pollution III*, Vol. 1. Computational Mechanics Publications, Southampton.
- Majd, A., Chehregani, A., Moin, M., Gholami, M., Kohno, S., Nabe, T., Shariatzade, M.A. 2004. The effects of air pollution on structures, proteins and allergenicity of pollen grains. *Aerobiologia*, 20:111-118.
- Mallows, C.L. 1973. Some comments on C_p . *Technometrics* 15(4):661-675.
- Mandrioli, P., Comtois, P., Levizzani, V. 1998. *Methods in aerobiology*. Pitagora Editrice Bologna, ISBN 8-371-1043-X.
- Mandrioli, P., Negrini M.G., Cesari G., Morgan G. 1984. Evidence for long range transport of biological and anthropogenic aerosol particles in the atmosphere. *Grana* 23:43-53.
- Mandrioli, P., Negrini M.G., Zanotti A.L. 1982. Airborne pollen from the Yugoslavian coast to the Po Valley (Italy). *Grana* 21: 121-128.
- Mandrioli, P., Puppi, G., Bagni, N., Prodi, F. 1973. Distribution of microorganisms in hailstones. *Nature* 264, 5433:416-417.
- Maritz, J. S. 1981. *Distribution-Free Statistical Methods*. Chapman & Hall. 217 p. ISBN 0-412-15940-6.
- Mark, J., Goldberg, M.A. 2001. Multiple Regression Analysis and Mass Assessment: A Review of the Issues. *The Appraisal Journal* 89-109.
- Marks, G.B., Bush, R.K. 2007. It's blowing in the wind: New insights into thunderstorm-related asthma. *J. of Allergy Clin Immuno.* 120:530-532, doi:10.1016/j.jaci.2007.07.012.
- Martin, M.D., Chamecki, M., Brush, G.S. 2010. Anthesis synchronization and floral morphology determine diurnal patterns of ragweed pollen dispersal. *Agricultural and Forest Meteorology* 150:1307-1317.
- Masaka, K., Maguchi, S. 2001. Modelling the masting behaviour of *Betula platyphylla* var. *japonica* using the Resource Bidget Model. *Annals of Botany* 88: 1049-1055.

- Mayers, J.H., Forgy, E.W. 1963. The Development of numerical credit evaluation systems. *J of the American Statistical Assoc* 58(303):799-806.
- McCartney, H.A., Lacey, M.E. 1991. Wind dispersal of pollen from crops of oilseed rape (*Brassica Napus* L.). *Journal of Aerosol Science* 22(4):467-477.
- Mellin, B. 2006. Allergie et pollution... Le couple infernal. *Allergologie BM*. Mars 2006, no. 44.
- Méndez, J., Comtois, P., Iglesias, I. 2005. *Betula* pollen: One of the most important aeroallergens in Ourense, Spain. Aereobiological studies from 1993 to 2000. *Aerobiologia* 21:115-123.
- Michel, F.B., Marty, J.P., Quet, L., Cour, P. 1977. Penetration of inhaled pollen into the respiratory tract. *Am Rev Respir Dis* 115(4):609-616.
- Miguel, A.G., Taylor, P.E., House, J., Glovsky M.M., Flagan, R.C. 2006. Meteorological influences on respirable fragment release from Chinese Elm pollen. *Aerosol Science and Technology* 40:690-696.
- Mireku, N., Wang, Y., Ager, J., Reddy, R.C., Baptist, A.P. 2009. Changes in weather and the effects on pediatric asthma. *Ann. Allergy Asthma Immunol.* 103:220-224, doi: 10.1016/S1081-1206(10)60185-8.
- Mogensen, J.E., Wimmer, R., Larsen, J.N., Spangfort, M.D., Otzen, D.E. 2002. The major birch allergen, *Bet v 1*, shows affinity for a broad spectrum of physiological ligands. *J. of Biological Chemistry*. 277:23684–92. doi:10.1074/jbc.M202065200. ISSN 0021-9258. PMID 11953433
- Mohler, O., DeMott, P.J., Vali, G., Levin, Z. 2007. Microbiology and atmospheric processes: the role of biological particles in cloud physics. *Biogeosciences* 4:1059-1071, doi:10.5194/bg-4-1059-2007.
- Molfino, N.A., Wright, S.C., Katz, I., Tarlo, S., Silverman, F., McClean, P.A., Szalai, J.P., Raizenne, M., Slutsky, A.S., Zamel, N. 1991. Effect of low concentrations of ozone on inhaled allergen responses in asthmatic subjects. *Lancet* 338:199–203.
- Montgomery, D.C. 2005. *Design and Analysis of Experiments*. (Section 7.3). 6th edition, Wiley.
- Moran, M.D. 2000. *Basic aspects of mesoscale atmospheric dispersion*. In: Mesoscale Atmospheric Dispersion. Chap 2. Ed. By Dr. Z. Boybeyi, WIT Press, pp 27-119.
- Moran, M.D., Chen, J., Ménard, S., Pavlovic, R., Landry, H., Beaulieu, P.A., Gilbert, S., Makar, P.A., Gong, W., Stroud, C., Kallaur, A., Robichaud, A., Gong, S., Anselmo, D. 2011. *Two years of operational AQ forecasting with GEM-MACH15: A look back and look ahead*. Presented at the 10th annual CMAS Conference, Chapel Hill, NC, October 24-26.
- Moran, M.D., Ménard, S., Pavlovic, R., Anselmo, D., Antonopoulos, S., Robichaud, A., Gravel, S., Makar, P.A., Gong, W., Stroud, C., Zhang, J., Zheng, Q., Landry, H., Beaulieu, P.A., Gilbert, S., Chen, J., Kallaur, A. 2012. *Recent Advances in Canada's National Operational Air Quality Forecasting System, 32nd NATO-SPS ITM*, 7-11 May 2012 Utrecht, NL.

- Moreno-Grau, S., Aira, M.J., Elvira-Rendueles, B., Fernández-González, M., Fernández-González, D., García-Sánchez, A., Martínez-García, M.J., Moreno, J.M., Negral, L., Vara, A., Rodríguez-Rajo, F.J. 2016. Assessment of the *Olea* pollen and its major allergen Ole e 1 concentrations in the bioaerosol of two biogeographical areas. *Atmos. Environ.* 145, 264–271.
- Moret, J. 2009. *Changements climatiques et crise de la biodiversité : comprendre les enjeux*. Conférence donnée au Muséum national d'histoire naturelle, 6 janvier 2009, Nantes, France. (<http://www.museum.nantes.fr>).
- Morgenstein, V., Zutavern, A., Cyrus, J., Brockow, I., Koletzko, S., Krämer, U., Behrendt, H., Herbarth, O., von Berg, A., Bauer, C.P., Wichmann, H.E., Heinrich, J., GINI Study Group, LISA Study Group 2008. Atopic diseases, allergic sensitization, and exposure to traffic-related air pollution in children. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 177(12):1331–1337.
- NEG-TAP 2001. *Acidification, eutrophication and ground-level ozone in the UK*. Prepared by the National Expert Group on Transboundary Air Pollution on behalf of the UK Dept. for Env. Food and rural affairs (DEFRA).
- Newman-Taylor A. 1995. Environmental determinants of asthma. *Lancet* 345:296-297.
- Newhouse, C., P., Levetin, E. 2004. Correlation of environmental factors with asthma and rhinitis symptoms in Tulsa, OK *Annals of allergy, asthma & immunology* 92(3):356-66.
- NOAA 2012a. NAO bi-monthly index. <http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/correlation/nao.data>
- NOAA 2012b. Multivariate ENSO index (MEI) <http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/mei.html>
- Noh, Y.M., Müller, D., Lee, H., Choi, T.J. 2013. Influence of biogenic pollen on optical properties of atmospheric aerosols observed by lidar over Gwangju, South Korea. *Atmospheric Environment* 69:139-147.
- Nomak, E., Johansen, B.V., Lovik, M. 2006. Detection of allergens adsorbed to ambient particles collected in four European cities. *Toxicol. Lett.* 165:71-78.
- Norris-Hill, J., Emberlin, J. 1991. Diurnal-variation of pollen concentration in the air of north-central London. *Grana* 30:229-234.
- Ogden, E., Hayes, J., Raynor, G. 1969. Field evaluation of ragweed pollen samplers. *Journal of Allergy* 31:307-316.
- Oikonen, M., Hicks, S., Heino, S., Rantio-Lehtimäki, A. 2005. Separation of long distance transported (LDT) pollen from local mountain birch pollen at the Kevo subarctic monitoring station, Finland. *Grana* (44)3:181-186.
- Okuyama Y., Matsumoto K., Okochi H., Igawa M. 2007. Adsorption of air pollutants on the grain surface of Japanese cedar pollen. *Atmos. Env.* 41:253-260
- OMS (Organisation mondiale de la santé) 2003. *Des nuisances environnementales déclenchent des troubles allergiques chez les enfants*. Document d'information EURO/01/103. Copenhague, Bonn, Bruxelles, Moscou, Oslo, Rome, Stockholm.

- O'Sullivan D., Murray, B.J., Ross, J.F., Whale, T.F., Price, H.C., Atkinson, J.D., Umo, N.S. 2015. The relevance of nanoscale biological fragments for ice nucleation in clouds. *Scientific Reports*, doi: 10.1038/srep08082.
- Ottersen, G., Planque, B., Belgrano, A., Post, E., Reid, P.C., Stenseth, N.C. 2001. Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. *Oecologia* 12: 1-14, doi:10.1007/s004420100655_2
- OURANOS 2004. *S'adapter aux changements climatiques*. Bibliothèque nationale du Québec, Montréal, Canada. ISBN 2-929292-00-6. Document disponible à www.ouranos.ca.
- Parker JD, Akinbami LJ, Woodruff TJ. 2009. Air pollution and childhood respiratory allergies in the United States. *Environmental Health Perspectives*, 117(1):140-147.
- Pascal, L. 2009. Effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la mortalité. *Revue française d'allergologie*. 49 :466-476.
- Pasken, R., Pietrowicz, J. 2005. Using dispersion and mesoscale meteorological models to forecast pollen concentrations. *Atmos. Environ.* 39:7689-7701, doi:10.1016/j.atmosenv.2005.04.043.
- Pauling, A., Gehrig, R., Clot, B. 2014. Towards optimized temperature sum parameterizations for forecasting the start of the pollen season. *Aerobiologia* 30:45-57.
- Peltre, G. 1998. Inter-relationship between allergenic pollens and air pollution. *Allergie et Immunologie* 30(10):324-326.
- Perez, L., Declercq, C., Iñiguez, C., Aguilera, I., Badaloni, C., Ballester, F., Bouland, C., Chanel, O., Cirarda, F.B., Forastiere, F., Forsberg, B., Haluza, D., Hedlund, B., Cambra, K., Lacasaña, M., Moshhammer, H., Otorespec, P., Rodríguez-Barranco, M., Medina, S., Künzli, N. 2013. Chronic burden of near-roadway traffic pollution in 10 European cities (APHEKOM network). *Eur Respir. J.* 42:594-605.
- Poitevin, J. 2013. Asthme : rôle des acteurs environnementaux (2^e partie). *La Revue d'Homéopathie* 4 :124-132.
- Pope, C.A. III, Burnett, R.T., Michael, D., Thun, J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D. 2002. Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *J. of Amer. Med. Assoc.* 287(9):1132-1141. doi:10-1001/pubs.JAMA- ISSN-0098-7484-287-9-joc11435.
- Portejoie, S., Martinez, J., Landmann, G. 2002. *Ammonia of farm origin: impact on human and animal health and on the natural habitat*. Internal report AGRIS Institute. Available at <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=FR2002003459>.
- Pöschl, U. 2005. Atmospheric aerosols: Composition, transformation, climate and health effects. *Angew. Chem. Int. Ed.* 44:7250-7540.
- Prentice, I.C. 1985. Pollen representation, saucer area and basin size: Toward a unified theory of pollen analysis. *Quart. Res.* 23:76-86.

- Pruppacher, H. R., Klett, J.D. 1980. *Microphysics of clouds and precipitation*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht: Holland – Boston: USA – London : England, 1980, ISBN 90-277-1106-2 (pbk.).
- Puc M., Kotrych, D., Lipiec, A., Rapiejko, P., Siergiejko, G. 2016. Birch pollen grains without cytoplasmic content in the air of Szczecin and Bialystok. *Alergoprofil*, 12(2):101-105.
- Pudykiewicz J., Kallaur, A., Smolarkiewicz, P.K. 1997. Semi-Lagrangian modeling of tropospheric ozone. *Tellus* 49B:231-248.
- Pummer, B., Baueur, H., Bernardi, J., Bleicher, S., Grothe, H. 2012. Suspendable macromolecules are responsible for ice nucleation activity of birch and conifer pollen. *Atmos. Chem. Phys.* 12:2541-2550.
- Radauer, C., Lackner P., Breiteneder, H. 2008. The Bet v 1-fold: an ancient, versatile scaffold for binding of large, hydrophobic ligands. *MBC Evolutionary biology* 8(1):286 doi: 10.1186/1471-2148-8.
- Ranta, H., Satri, P. 2007. Synchronised inter-annual fluctuations of flowering intensity affect the exposure to allergenic tree pollen in North Europe. *Grana* 46(4):274-284.
- Ranta, H., Hokkanen, T., Linkosalo, T., Laukkanen, L., Bondestam K., Oksanen A. 2008. Male flowering of birch: spatial synchronization, year-to-year variation and relation of catkin numbers and airborne pollen counts. *Forest Ecology and Management* 255:643-650.
- Ranta, H., Siljamo, P., Oksanen, A., Sofiev, M., Linkosalo T., Nergmann, K-C., Bucher, E., Ekebom, A., Emberlin, J., Gehrig, R., Hallsdottir, M., Jato, V., Jäger, S., Myszkowska, D., Paldy, A., Ramfjord, H., Severova, E., Thibaudon, M. 2011. *Aerial and annual variation of birch pollen loads and a modelling system for simulating and forecasting pollen emissions and transport at European scale*. In: *Aerobiological Monographs. Towards a comprehensive vision*. Edited by B. Clot, P. Comtois, and B. Escamilla-Garcia, 1:115-131. Université de Montréal, ISBN 978-2-8399-0466-7.
- Rantio-Lehtimäki A., Viander, M., Koivikko A. 1994. Airborne birch pollen antigens in different particle sizes. *Clinical Experimental Allergy* 24:23-28.
- Rasmussen, A. 2002. The effects of climate change on the birch pollen season in Denmark. *Aerobiologia* 18: 253-265.
- Raynor, G.S., Ogden, E.C., Hayes, J.V. 1970. Dispersion and deposition of ragweed pollen from experimental sources. *J. Applied Meteorol. Climatol.* 9:885–895, doi: 10.1175/1520-0450(1970)009.
- Rea, R., Eccel, E. 2006. Phenological models for blooming of apple in a mountainous region. *Int. J. Biometeorol.* 51:1-16.
- Reddi, C.S., Reddi, N.S. 1985. Relation of pollen release to pollen concentrations in the air. *Grana* 24:109-113.

- Reeves, F. 2011. *Planète Coeur. Santé cardiaque et environnement*. Éditions MultiMondes et Éditions CHU, Sainte-Justine, Montréal, Canada.
- Riedl, M., Diaz-Sanchez, D., 2005. Biology of diesel exhaust effects on respiratory function. *J. Allergy Clin. Immunol.* 115:221-228; quiz 9.
- Riemer, N., Vogel, H., Vogel, B., and Fiedler, F. 2003. Modeling aerosols on the mesoscale-gamma: Treatment of soot aerosol and its radiative effects. *J. Geophys. Res.* 109:4601, doi:10.1029/2003JD003448.
- Ring, J., Krämer, U., Schäfer, T., Behrendt, H. 2001. Why are allergies increasing ? *Current Opinion in Immunology* 13:701-708.
- Robichaud, A. 1994. *Analyse des niveaux des polluants gazeux à la station forestière de Duchesnay*. Bilan des données 1988 à 1991. Gouvernement du Québec, Rapport C-51, ISBN 2-5550-28727-4.
- Robichaud, A. 2010. *Using synoptic weather categories to analyze levels of pollutants and understand the nature of AQ model residuals for ozone and PM_{2.5}*. Poster scientifique présenté au congrès IWAQFR (International Workshop of Air Quality and Forecasting Research). Québec 16-18 Novembre 2010, Château Frontenac.
- Robichaud, A. 2017. Surface data assimilation of chemical compounds over North America and its impact on air quality and Air Quality Health Index (AQHI) forecasts. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 10(8):955-970, doi.org/10.1007/s11869-017-0485-9.
- Robichaud, A., Bertrand, N. 1993. Analyse des niveaux d'ozone troposphérique à la station forestière de Duschenay (Québec) - Bilan des années 1988 à 1991, *Pollution Atmosphérique*. Oct-Déc. 1993 pp. 72-85. Disponible à <http://lodel.irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/index.php?id=4297>.
- Robichaud, A., Comtois, P. 2017. Statistical modelling, forecasting and time series analysis of birch phenology in Montreal, Canada. *Aerobiologia* 33(4):529-554, doi: 10.1007/s10453-017-9488-0.
- Robichaud, A., Ménard, R. 2014. Multi-year objective analyses of warm season ground-level ozone and PM_{2.5} over North America using real-time observations and Canadian operational air quality models. *Atmos Chem. Phys.* 13(5):13967-14035. doi:10.5194/acpd-13-13967-2013.
- Robichaud, A., Ménard, R., Zaitseva Y., Anselmo, D. 2016. Multi-pollutant objective analyses and mapping of AQHI over North America. *Air Quality Atmos and Health*. doi: 10.1007/s11869-015-0385-9.
- Rogers, C.A., Levetin, E. 1998. Evidence of long-distance transport of mountain cedar pollen in Tulsa, Oklahoma. *Int. J. of Biometeorology* 50(6):392-402.
- Rousi, M., Heinonen, J. 2007. Temperature sum accumulation effects on within-population variation and long-term trends in date of bud burst of European white birch (*Betula pendula*). *Tree physiology* 27:1019-1025.

- Rosas, I., McCartney, H.A., Payne, R.W., Calderón, C., Lacey, J., Chapela, R., Ruiz-Velazco, S. 1998. Analysis of the relationship between environmental factors (aeroallergens, air pollution and weather) and asthma emergency admissions to a hospital in Mexico City. *Allergy* 53:394-401.
- Rozas V, Garcia-Gonzalez, I. 2011. Non-stationary influence of El Nino-Southern Oscillation and winter temperature on oak latewood growth in NW Iberian Peninsula. *Int. J. Biometeorol.* doi:10.1007/s00484-011-0479-5.
- Rousseau, D.D., Duzer, D., Cambon, G., Jolly, D., Poulsen, U., Ferrier, J., Schevin, P., Gros, R. 2003. Long distance transport of pollen to Greenland. *Geophys. Res. Lett.* 30(14):1765, doi:10.1029/2003GL017539.
- SAS Institute Inc. 1989. *SAS/STAT and SAS/ETS User's Guide, Version 6, Fourth Edition, Volume 2*, Cary, NC, USA.: [SAS Institute](#).
- SAS 2008. *SAS/STAT 9.2 User's Guide. The GLM Procedure* GLM procedure. Cary, NC, USA.: [SAS Institute](#)
- Schaber, J. 2002. *Phenology in Germany in the 20th century: methods, analysis and models*. Dissertation. University of Postdam, PIK- report 78, Postdam Institute of Climate Change.
- Schäppi, G.F., Suphioglu C., Taylor P.E., Knox R.B. 1997. Concentrations of the major birch tree allergen Bet v 1 in pollen and respirable fine particles in the atmosphere. *Journal of Allergy and Clinical Immunology* 100: 656–661.
- Scheifinger, H., Menzel, A, Koch, E, Peter, C, Ahas, R. 2002. Atmospheric mechanisms governing the spatial and temporal variability of phenological observations in central Europe. *International Journal of Climatology* 22:1739-1755.
- Scheifinger, H., Belmonte, J., Buters, J., Celenk, S., Damialis, A., Dechamp, C., García-Mozo, H., Gehrig, R., Grewling, H., Halley, J. M. 2013. *Monitoring, modelling and forecasting of the pollen season*. Chap 4. In: Allergenic pollen, A review of the production, release, distribution and health impacts. Editors: M. Sofiev and K.C. Bergmann. Springer Science+Business Media, Dordrecht, 256 pp. ISBN 978-94-007-4880-4e-ISBN 978-94-94-007-4881-1.
- Schueler, S., Schlüzen, K.H. 2006. Modelling oak pollen dispersal on the landscape level with a mesoscale atmospheric model. *Environ. Model Assess.* 11: 179-194, doi: 10.1007/s10666-006-9044-8.
- Schultz, D.M., Vaughan, G. 2011. Occluded fronts and the occlusion process: a fresh look at conventional wisdom. *Bulletin of American Meteorology* 92(4):443-466.
- Schwartz, J. 2006. *Facts not fear on air pollution*. NCPA Policy Report No. 294. ISBN 1-56808-167-7. Available at www.ncpa.org/pub/st/st294.
- Schwartz, M.D. 2003. *Phenology: An Integrative Environmental Science*. Chapter 1.1., Schwartz, M.D. (Ed.), Kluwer Academic Publishers.

- Seinfeld, J.H. Pandis, S.N. 2006. *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. Wiley-Interscience.
- Sellers, P.J., Dickinson, R. E., Randall, D.A., Betts, A.K., Hall, F.G., Berry, J.A., Collatz, G.J., Denning, A.S., Mooney, H.A., Nobre, C.A., Sato, N., Field, C.B., Henderson-Sellers, A.. 1997. Modeling the exchanges of energy, water and carbon between continents and the atmosphere. *Science* 275:502-509.
- Sénéchal, H., Visez, N., Charpin, D., Shahali, Y., Peltre, G., Biolley, J.P., Lhuissier, F., Couderc, R., Yamada, O., Malrat-Domenge, A., Pham-Thi, N., Poncet, P., Sutra, J.P. 2015. A review of the effects of major atmospheric pollutants on pollen grains, pollen content and allergenicity. *The Scientific World Journal*, <http://dx.doi.org/10.1155/2015/9402243>.
- Shabbar, A., Khandekar, M. 1996. The impact of El Niño – Southern Oscillation on the temperature field over Canada. *Atmosphere-Ocean* 34:401-416.
- Shahali, Y., Poncet, P., Sénéchal, H. 2013. Pollinose aux Cupressacées et pollution atmosphérique. *Rev Fr Allergol*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.reval.2013.01.050>.
- Shao, Y., Lu, H. 2000. A simple expression for wind erosion threshold friction velocity. *J. Geophys. Res.* 105(D17), 22437-22443.
- Sheridan S.C. 2002. The redevelopment of a weather-type classification scheme for North America. *Int. J. Climatol.* 22:51-68.
- Shima, M., Adachi, M. 2000. Effect of outdoor and indoor nitrogen dioxide on respiratory symptoms in school children. *Int J Epidemiol* 29(5):862-70.
- Shima, M., Nitta, Y., Adachi, M. 2003. Traffic-related air pollution and respiratory symptoms in children living along trunk roads in Chiba Prefecture. *Japan. J. Epidemiol.* 13:108-119.
- Shortle, W.C., Smith, K.T., Dudzik, K.R. 2003. *Tree survival and growth following ice storm injury*. USDA Forest Service, North-eastern Research. Research paper NE-723.
- Siljamo, P. 2013. *Numerical modelling of birch pollen emissions and dispersion on regional and continental scales*. Finnish Meteorological Institute Contributions no. 99, FMI-CONT-99. Helsinki, Finland. ISBN 978-951-697-795-2
- Siljamo, P., Sofiev, M., Ranta, H., Linkosalo, T., Kubin, E., Ahas, R., Genikhovich, E., Jateczak, K., Jato, V., Nekovar, J., Minin, A., Severova, E., Shalaboda, V. 2008a. Representativeness of point-wise phenological *Betula* data collected in different parts of Europe. *Global Ecology and Biogeography* 17(4):489-502.
- Siljamo, P., Sofiev, M., Severova, E., Ranta, H., Kukkonen, J., Polevova, S., Kubin, E., Minin, A., A. 2008b. Sources, impact and exchange of early-spring birch pollen in the Moscow region and Finland. *Aerobiologia* 24:211-230, doi: 10.1007/s10453-008-9100-8.
- Silva R.A., West, J.J., Zhang, Y., Anenberg, S. C., Lamarque, J-F, Shindell, D.T., Collins, W.J., Dalsoren S., Faluvegi G., Folberth G., Horowitz L.W., Nagashima T., Naik V., Rumbold S.,

- Skeie R., Sudo K., Takemura T., Bergmann D., Cameron-Smith P., Cionni I., Doherty R.M., Eyring V., Josse B., MacKenzie I.A., Plummer D., Righi M., Stevenson D.S., Strode S., Szopa S., Zeng G. 2013. Global premature mortality due to anthropogenic outdoor air pollution and the contribution of past climate change. *Environ. Res. Lett.* 8, doi: 10.1088/1748-9326/8/3/034005.
- Smith, M., Skjoth, C.A., Myszkowska, D., Uruska, A., Puc, M., Stach, A., Balwierz, Z., Chlopek, K., Piotrowska, K., Kasprzyk, I., Brandt, J. 2008. Long-range transport of Ambrosia pollen to Poland. *Agricultural and forest meteorology* 148:1402-1411.
- Sofiev, M., Bergmann, K.C. 2013. *Allergenic pollen. A review of the production, release, distribution and health impacts*. Springer Science+Business Media, Dordrecht, ISBN978-94-007-4880-4e-ISBN 978-94-94-007-4881-1.
- Sofiev, M., Siljamo, P., Ranta, H., Rantio-Lehtimäki, A. 2006a. Towards numerical forecasting of long-range air transport of birch pollen: theoretical considerations and a feasibility study. *Int. J. Biometeorol.* 50:392-402, doi:10.1007/s00484-006-0027-X.
- Sofiev M., Siljamo P., Valkama I., Ilvonen M., Kukkonen J. 2006b. A dispersion modelling system SILAM and its evaluation against ETEX data. *Atmos. Env.* 40:674-685.
- Sofiev, M., Belmonte, J., Gehrig, R., Izquierdo, R., Smith, M., Dahl, A., Siljamo, P. 2013b. *Airborne pollen transport*. Chap 5. In: Allergenic pollen, A review of the production, release, distribution and health impacts. Editors: M. Sofiev and K.C. Bergmann. Springer Science+Business Media, Dordrecht, 256 pp. ISBN 978-94-007-4880-4e-ISBN 978-94-94-007-4881-1.
- Sofiev, M., Siljamo, P., Ranta, H., Linkosalo, T., Jaeger, S., Rasmussen, A., Rantio-Lehtimäki, A., Severova, E., Kukkonen, J. 2013a. A numerical model of birch pollen emission and dispersion in the atmosphere. Description of the emission module, *Int. J. Biometeorol.* 57:45-58, doi:10.1007/s00484-012-0532-z.
- Sofiev, M., Siljamo, P., Ranta, H., Linkosalo, T., Jaeger S., Jaeger, C., Rasmussen, A., Severova, E., Oksanen, A., Karppinen, A., Kukkonen, J. 2011. *From Russia to Iceland: an evaluation of a large-scale pollen and chemical air pollution episode during April and May 2006*. In: Aerobiological Monographs. Towards a comprehensive vision. Vol. 1, 2011. Edited by B. Clot, P. Comtois and B. Escamilla-Garcia. MeteoSwiss (CH) and Université de Montréal (CA), ISBN 978-2-8399-0466-7.
- Spieksma, F.Th.M., Emberlin, J.C, Hjelmroos, M., Jäger, S., Leuschner, R.M. 1995. Atmospheric birch (*Betula*) pollen in Europe: Trends and fluctuations in annual quantities and the starting dates of the seasons. *Grana* 34:51-57.
- Stach, A., Emberlin, J., Smoth, B., Adams-Groom, B., Myszkowska, D. 2008. Factors that determine the severity of *Betula* spp. Pollen season in Poland (Poznań and Krakow) and the United Kingdom (Worcester and London). *Int. J. Biometeorol.* 52:311-321, doi: 10.1007/s00484-0127-2.

- Staehelin, J., Poberaj, S. 2008. *Long-term tropospheric ozone trends: A critical review*. In: *Climate variability and extremes during the past 100 years.*, S. Brönnimann (Ed), Springer.
- Stanley, R.G., Linskens, H.F. 1974. *Pollen, Biology, Biochemistry, Management*. Springer, Verlag, Berlin.
- Stein, A.F., Draxler, R.R., Rolph, G.D., Stunder, B.J.B., Cohen, M.D., Ngan, F. 2015. NOAA'S Hysplit atmospheric transport and dispersion modeling system. *Bull. Amer. Soc.* 96:2059-2077, <http://dx.doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1>
- Stieb, D. M., Burnett, R.T., Smith-Dorion, M., Brion, O., Shin, H.H., Economou, V. 2008. A new multipollutant, no-threshold air quality health index based on short-term associations observed in daily time-series analyses. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 435-450, doi:10.3155/1047-3289,58.3,435.
- Sugita, S. 2007a. Theory of quantitative reconstruction of vegetation I: pollen from large sites REVEALS regional vegetation composition. *The Holocene* 17(2):229-241.
- Sugita, S. 2007b. Theory of quantitative reconstruction of vegetation II: all you need is LOVE. *The Holocene* 17(2):243-257.
- Sun, Q., Wang, A., Jin, X., Natanzon, A., Duquaine, D., Brook, R.D., Aguinaldo, J.G., Fayad, Z.A., Fuster, V., Lippmann, M., Chen, L.C., Rajagopalan, S. 2005. Long-term air pollution exposure and acceleration of atherosclerosis and vascular inflammation in an animal model. *J. Am. Medical Assoc.* 294, 23.
- Sutton, O.G. 1953. *Micrometeorology*. New-York, Mc-Graw-Hill.
- Tamburlini, G., von Ehrenstein, O., Bertollini, R. 2002. *Children's health and environment: a review of evidence*, Environmental European Agency. Report no 29, 44-57. http://www.euro.who.int/childhealthenv/Publication/20020725_4.
- Tamburlini, G. 2002. *Environmental hazards in specific settings and media: an overview*. Chap. 2 In: *Children's health and environment: A review of evidence*. A joint report from the European Environment Agency and the World Health Organization Regional Office for Europe. Editors G. Tamburlini, O.S. von Ehrenstein, R. Bertolini. WHO Regional Office for Europe. ISBN 92-9167-412-5.
- Tampieri, F., Mandrioli, P., Puppi, G.L. 1977. Medium range transport of airborne pollen. *Agricultural Meteorology* 18:9-20.
- Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution (TF-HTAP), 2010. *Final Assessment report, Part A: Ozone and particulate matter*. <http://htap.org/publications/assessment.reports.htm>
- Taylor, P.E. 2014. *Meteorological and other mechanisms producing pollen fragments and other respirable allergenic aerosols*. Presented at the 10th International Congress on aerobiology, Sept. 23, 2014, Sydney, Australia.
- Taylor, P.E., Jonsson H. 2004. Thunderstorm asthma. *Curr. Allergy Asthma Rep.* 4(5):409-413.

- Taylor, P.E., Flagan, R.C., Valenta, R., Glovsky, M.M. 2002. Release of allergens as respirable aerosols: A link between grass pollen and asthma. *The Journal of Allergy and Clinical Immunology* 109:51-56.
- Taylor, P.E., Flagan, R.C., Miguel, A.G. Valenta, R., Glovsky, M.M. 2004. Birch pollen rupture and the release of aerosols of respirable allergens. *Clin. Exp. Allergy* 34:1591-1596.
- Terán, L.M., Haselbarth-López, M.M., Quiroz-Garcia, D.L. 2009. Allergy, pollen and the environment. *Gac. Med Mex.* May-Jun 145(3):215-222.
- Thibaudon, M. 2007. Pollen, allergies et changements climatiques. *Press Therm Climat* 144:117-120.
- Thibaudon M, Poirot A, de Blay F. 2011: Moisissures, orages et asthme. *Revue française d'allergologie*, 51 : 560-563.
- Thompson W.A.R. 1979. *A change of air. Climate and health*. Charles Scribner's Sons, New York.
- Tingey, D., Hogsett, W.E., Lee E.H. 1991. *An evaluation of various alternative ambient ozone standards based on crop yield loss data, in: Tropospheric ozone and the environment*. Pittsburg. Eds. R. Berglund, Lawson R.R and McKee, D.J., AWWMA publications, 272-288.
- Traidl-Hoffmann C., Jakob T., Behrendt H. 2009. Determinants of allergenicity. *J. Allergy Clin. Immunol.* 123(3):558-566, doi:10.1016/j.jaci.2008.12.003.
- Traidl-Hoffmann C., Kasche, A., Menzel, A., Jakob, T., Thiel, M. Ring, J., Behrendt, H. 2003. Impact of pollen on human health: more than allergen carriers ? *Int. Arch. Allergy and Immunol.* 131:1-13.
- Trenberth, K.E., Jones, P.D., Ambenje, P., Bojariu, R., Easterling, D., Klein, Tank, A., Parker, D., Rahimzadeh, F., Renwick, J.A., Rusticucci, M., Soden, B., Zhai, P. 2007. *Observations: Surface and Atmospheric Climate Change*. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. pp. 235–336. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch3.html.
- Tsicopoulos, A., Ait Yahia, S., Ying, C. 2009. Pollution extérieure et allergie : le couple infernal. *Revue Française d'allergologie* doi : 10.1016/j.reval.2009.01.043.
- Vaidyanathan, V., Miguel, A.G., Taylor, P.E., Flagan, R.C., Glovsky, M.M. 2006. Effects of electric fields on pollen rupture. *Journal of Allergy and clinical immunology* 117(2), S157, Supplement issue.
- Van de Kastele 2006. *Statistical air quality mapping*. Doctoral thesis. Wageningen University. ISBN90-8504-380-8. Available at https://www.researchgate.net/publication/40795008_Statistical_air_quality_mapping.

- Vanos, J.K., Hebborn, C., Cakmak, S. 2014. Risk assessment for cardiovascular and respiratory mortality due to air pollution and synoptic meteorology in 10 Canadian cities. *Environmental Pollution* 185(2014):322-332. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.007>.
- van de Water, P.K., Keever, T., Main, C.E., Levetin, E. 2003. An assessment of projective forecasting of *Juniperus ashei* pollen movement in the Southern Great Plains, USA. *Int. J. Biometeorol.* 48(2):83-90.
- Viander, M., Koivikko, A. 1978. Seasonal symptoms of hypo-sensitized and untreated hay-fever patients in relation to birch pollen counts – correlations with nasal sensitivity, prick tests and RAST. *Clin. Allergy* 8:387-396., doi:10.1111/j.1365-2222.1978.tb00474.x.
- Ville de Montréal, 2015. *Bilan environnemental 2014*. Qualité de l'air à Montréal. Voir http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/ENVIRO_FR/MEDIA/DOCUMENTS/RSQ_A_bilan2014_FR.pdf. (Dernier accès, 21 Mai 2016).
- Villeneuve, C., Richard, F. 2005. *Vivre les changements climatiques*. Édition Multi-mondes, ISBN 2-89544-074-3.
- Vogel, H., Pauling, A., and Vogel, B. 2008. Numerical simulation of birch pollen dispersion with an operational weather forecast system. *Int. J. Biometeorol.* 52:805–814, doi:10.1007/s00484-008-0174-3.
- Vogel, B., Vogel, H., Bäumer, D., Stanelle, T. 2009. The comprehensive model system COSMO-ART – Radiative impact of aerosol on the state of the atmosphere on the regional scale. *Atmos.Chem. Phys.* 9(22), doi: 10.5194/acpd-9-14483-2009.
- von Ehrenstein, O.S. 2002. *Asthma, allergies and respiratory health*. Chap. 3 in: Children's health and environment: A review of evidence. A joint report from the European Environment Agency and the World Health Organization Regional Office for Europe. Editors G. Tamburini, O.S. von Ehrenstein, R. Bertolini. WHO Regional Office for Europe. ISBN 92-9167-412-5.
- von Hertzen, L., Haahtela, T. 2005. Signs of reversing trends in prevalence of asthma. Review article. *Allergy*, 60:283-292. doi:10.1111/j.1398-9995.2005.00769.x.
- von Mutius, E. 2000. The environmental predictors of allergic disease. *J. Allergy Clin.Immunol.*105(1):9-19.
- Wallin, J.E., Segerstrom, U., Rosenhall, L., Bergmann, E., Hjelmroos, M. 1991. Allergic symptoms caused by long-distance transported birch pollen. *Grana* 30:265-268.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389–395 doi:10.1038/416389a.
- Weisberg, S. 2013. *Applied Linear Regression*, 4th Edition. ISBN: 978-1-118-38608-8. Wiley Publishers.
- Wesely, M. L. 1989. Parameterization of surface resistance to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models, *Atmos. Environ.* 23:1293-1304.

- White, M.A., Thornton, P.E., Running, S.W. 1997. A continental phenology model for monitoring vegetation responses to interannual climatic variability. *Global Biogeochemical Cycles* 11(2):217-234.
- White, M. C., Etzel, R. A., Wilcox, W. D. Lloyd, C. 1994. Exacerbations of Childhood Asthma and Ozone Pollution in Atlanta; Epidemiology Study. *Environmental Research* 65(1):56-68, doi:10.1006/enrs.1994.1021.
- WHO (World Health Organization) 2003a. *Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide*. Report on a WHO Working Group. Bonn: World Health Organization.
- WHO (World Health Organization) 2003b. *Phenology and human health: Allergic disorders*. Rome; WHO regional office for Europe, 55p. Available at <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/107479/1/e79129.pdf> (last access 22 August 2014).
- Wichmann, F.A., Müller, A., Busi, L.E., Cianni, N., Massolo, L., Schlink, U., Porta, A., David, P. 2009. Increased asthma and respiratory symptoms in children exposed to petrochemical pollution. *J. Allergy Clin. Immunol.* 123(3):632-638, doi:10.1016/j.jaci.2008.09.052.
- Wright, T.P, Hader, J.D., McMeeking, G.R., Peters, M.D. 2014. High relative humidity as a trigger for widespread release of ice nuclei. *Aerosol Sci. Technol.* 48, i-v, <http://dx.doi.org/10.1080/02786826.2014.968244>.
- Xie, Y., Wang, X., Silander, J.A. 2015. Deciduous forest responses to temperature, precipitation and drought imply complex climate change impacts. *PNAS* 3:112(44): 13585-13590, doi: 10.1073/pnas.1509991112.
- Yang, Y.L., Huang, T.C., Chen, S.H. 2003. Diurnal variations of airborne pollen and spores in Taipei City, Taiwan. *Taiwania* 48(3):168-179.
- Yap, D., Mignacca, D., Fraser, D. 1992. *Transport à longue distance de l'ozone et de ses précurseurs dans le corridor Windsor-Québec*. In : La pollution atmosphérique au Québec: Aspects de la problématique. Ministère de l'Environnement du Québec. ISBN 2-550-26529-7, pp. 62-67.
- Yli-Panula, E., Fekedulegn, D.B., Green, B.J., Ranta, H. 2009. Analysis of airborne *Betula* pollen in Finland: a 31-year perspective. *Env. J. of Res. Public Health* 6(6):1706-1723, doi:10.3390/ijerph6061706.
- Young, T.R., and Boris, J.P. 1977. A numerical technique for solving stiff ordinary differential equations associated with the chemical kinetics of reactive flow problems. *J. Phys. Chem.* 81:2424-2427.
- Zhang, L., Gong, S., Padro, J., Barrie, L. 2001. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. *Atmos. Environ.* 35:549-560.
- Zhang, R., Duhal, T., Salam, M.T., House, J.M., Flagan, R.C., Avol, E.L., Gilliland, F.D., Guenther, A., Chung, S.H., Lamb, B. and VanReken, T.M. 2014. Development of a regional-scale pollen

emission and transport modeling framework for investigating the impact of climate change on allergic airway disease. *Biogeosciences* 11:461-1478, doi:10.5194/bg-11-1461-2014.

Zhou, Q. 2014. *Relative humidity induced plant pollen grain rupture and conceptual model development*. Master's thesis. Washington State University. May 2014, 57 pp.

Zink, K., Pauling, A., Rotach, M.W., Vogel, H., Kaufmann, P., Clot, B. 2013. EMPOL 1.0: A new parameterization of pollen emission in numerical weather prediction models. *Geosci. Model Dev.* 6: 1961-1975.

9 ANNEXES

9.1 Surface pollutants and their impact on health

Pollutant	Chemical symbol	Units	Health impact
Ozone	O ₃	ppbv	PD,LI,EI,MM
Fine aerosols	PM _{2.5}	µg/m ³	PD,LI,CV,EI,CA,MM
Coarse aerosols	PM _{2.5-10}	µg/m ³	EI,PD
Nitrogen dioxide	NO ₂	ppbv	LI,EI
Nitrogen monoxide	NO	ppbv	LI,EI
Sulfur dioxide	SO ₂	ppbv	LI,EI
Formaldehyde	HOCO	pppt	EI,LI,CA
Volatil organic compounds	VOC's (aromatics, benzene, toluene, etc.)	pppt	LI,CA,EI

PD=pulmonary diseases, LI=lungs inflammation and asthma, CV=cardio-vascular problems, EI: eyes, nose and throat irritation, CA=cancer, MM=morbidity and mortality. (Source: Adapted from *NEGTA*P, 2001, *Tamburlini*, 2002, *Wichman et al.*, 2009, *Poitevin*, 2013, *D'Amato et al.*, 2015).

9.2 Sommaire des caractéristiques de la plate-forme de simulation GEM-MACH

9.2.1 Summary of GEM weather forecast model (version 1.3.8, year 2012)

Regional assimilation system

- Spin-up cycle (12 hours) with trial field every 6-h from GEM global version
- 28 vertical levels
- 4DVAR assimilation of meteorological observations

Dynamical

- Primitive hydrostatique equations
- Temporal integration semi-implicit and semi-lagrangian
- 80 hybrid levels with a model top at 0.1 hPa
- 48 hours forecast with a resolution of 10 km (timestep of 300 sec)
- Horizontal diffusion of momentum with a sponge at the model top

Physics

- Atmospheric boundary layer based on TKE (Total Kinetic Energy) subgrid parametrization
- Moist TKE in presence of clouds
- Implicit vertical diffusion
- ISBA model for terrestrial schemes
- Kuo convective scheme for shallow convection
- Fritsch-Chappel scheme for deep convection
- Sundqvist for condensation scheme
- GWD (gravity wave drag) and topography block option

9.2.2 Main characteristics of GEM-MACH model

Characteristics/model	GEM-MACH 10 (v.1.3.8)
In operational use at CMC	2012-2014
Meteorological driver	GEM (on-line)
Resolution	10 km
Advection scheme	Semi-Lagrangian method [<i>Côté et al</i> , 1998a,b]
Number of vertical levels	80
PM Composition and representation	9 species
Anthropogenic emissions	Major and minor point sources, area and mobile sources for 17 gases and 2 bins for particles (PM _{2.5} , PM ₁₀). Inventories: Canada, 2006; US, 2005 projected to 2012; Mexico 1999.
Biogenic emissions	Four emission factors: NO, isoprene, monoterpenes & other volatile organic compounds. Uses BEIS system with BELD3 vegetation database (231 categories) + Canadian National Forest Inventory
Gas-phase chemistry	ADOM-II (47 species advected; 114 chemical reactions) [<i>Lurmann et al.</i> , 1986]
Gas-phase chemical solver	Vectorized version of <i>Young and Boris</i> [1977]; <i>Makar</i> [1995].
Aqueous-phase chemistry	Based on ADOM (20 reactions, 7 gases and 13 aqueous species)
Aqueous-phase solver	<i>Makar</i> [1995]
Heterogeneous chemistry	Based on ISORROPIA
Secondary organic aerosol	IAY scheme, <i>Jiang</i> [2003]
Dry deposition	modified scheme of <i>Wesely</i> [1989] for gas; <i>Zhang et al.</i> , [2001] for particles
Wet deposition	<i>Gong et al.</i> , [2003]
Chemical boundary condition	Lateral and upper climatological profiles

9.2.3 Metrics used for evaluation of model performance

Definitions

Given $\mathbf{O}=\{O_i\}$ and $\mathbf{X}=\{A_i\}$ or $\{P_i\}$, respectively the observation, the corresponding analysis and the short-term forecast interpolated to an ensemble of measurement sites $N, i=1,2,\dots,N$.

Continuous indices

Bias (B) : Mean of OmP (Observation minus Prediction)

$$B = (1/N) \sum (O - X_i) \quad (\text{A.1})$$

The definition of the absolute bias is the same as Equation A.1 except that the absolute value of $O-X_i$ is taken (before the summation).

The root mean squared error ($RMSE$) (equivalent to standard deviation of O-P):

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N \{(O_i - X_i) - (\overline{O_i - X_i})\}^2} \quad (\text{A.2})$$

Categorical index

The FAR (false alarm rate) indices and PC (percent correct or hit rate) are defined here in terms of two thresholds, low (FAR30, PC30) and high threshold (FAR80, PC80) corresponding to 30 grains/m³ and 80 grains/m³ respectively.

Let consider the following table:

	Observed	Non-observed
Forecast	A	B
Not forecast	C	D

False alarm rate = $B/(B+D)$ (event forecast but non-observed divided by total number of observation of non-event)

Percent correct= $(A+D)/(A+B+C+D)$ (number of forecast correct divided by total number of events).

More details and definition about verification metrics could be found at

http://www.swpc.noaa.gov/forecast_verification/Glossary.html.

The Spearman coefficient of correlation is defined as

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{n(n^2 - 1)}$$

where d_i is the distance between rank which are paired and n the number of cases. Note that the Spearman correlation is less sensitive than the Pearson correlation to strong outliers and heavy tails in both samples. This is because Spearman's coefficient of correlation limits the outliers to the value of its rank [Maritz, 1981].

9.3 Phenology models

9.3.1 List of potential predictors for phenological models.

Predictors of the current year apply for the period January 1st to March 31st just prior to the upcoming pollen season. Predictors for the previous year start with the letter l (for lag) and apply for the previous calendar year.

Current year predictors:

tjan: average January temperature

tfv: average February temperature

tmarch: average March temperature

twinmin: mean winter minimum temperature (Jan-March)

twinavg: mean winter temperature (Jan-March)

sum05_115: sum of temperature above 5 deg. C since January 1st cumulated at Julian day 115

sum03_115: sum of temperature above 3 deg. C since January 1st cumulated at Julian day 115

sum05_110: sum of temperature above 5 deg. C since January 1st cumulated at Julian day 110

sum03_110: sum of temperature above 3 deg. C since January 1st cumulated at Julian day 110

rainj: total January rain amount

rainf: total February rain amount

rainm: total March rain amount

precipw: total rain precipitation for the period January-March

nao1: NAO index for January

nao2: NAO index for February

nao3: NAO index for March

enso1: bi-monthly MEI index for January

enso2: bi-monthly MEI index for February

enso3: bi-monthly MEI index for March

ensowin: mean bi-monthly MEI index for the period January-March

Previous year predictors:

ltjan: last year average January temperature
ltfev: last year average February temperature
ltmar: last year average March temperature
ltsum: last year average summer temperature (June-July-August)
ltsummax: last year average summer maximum temperature (June-July-August)
lrainf: last year total amount of rain during fall (Oct-Dec)
lnao1: last year NAO index for January
lnao2: last year NAO index for February
lnao3: last year NAO index for March
lnao4: last year NAO index for April
lnao5: last year NAO index for May
lnao6: last year NAO index for June
lnao7: last year NAO index for July
lnao8: last year NAO index for August
lnao9: last year NAO index for September
lnao10: last year NAO index for October
lnao11: last year NAO index for November
lnao12: last year NAO index for December
lnaospr: mean values of lnao4, lnao5 and lnao6 (spring months of the previous year)
lnaosum: mean values of lnao7, lnao8 and lnao9 (summer months of the previous year)
lnaofal: mean values of lnao10, lnao11 and lnao12 (fall months of the previous year)
lnaowin: mean values of lnao1, lnao2, lnao3 (winter months of the previous year)
lensow: same as ensowin but for the previous year
lenso1: last year bi-monthly ENSO/MEI index for January
lenso2: last year bi-monthly ENSO/MEI index for February
lenso3: last year bi-monthly ENSO/MEI index for March
lenso4: last year bi-monthly ENSO/MEI index for April
lenso5: last year bi-monthly ENSO/MEI index for May
lenso6: last year bi-monthly ENSO/MEI index for June
lenso7: last year bi-monthly ENSO/MEI index for July
lenso8: last year bi-monthly ENSO/MEI index for August
lenso9: last year bi-monthly ENSO/MEI index for September
lenso10: last year bi-monthly ENSO/MEI index for October
lenso11: last year bi-monthly ENSO/MEI index for November
lenso12: last year bi-monthly ENSO/MEI index for December
lensoa: last year annual average of bi-monthly ENSO/MEI
lensospr: last year spring average of bi-monthly ENSO/MEI
lensosum: last year summer average of bi-monthly ENSO/MEI
lensof: last year fall average of bi-monthly ENSO/MEI
ensowin: winter average of bi-monthly ENSO/MEI of the current year
llength: last year length of the season according to the D2 method
lendD2: last year Julian date for the end of birch pollen season based on the D2 method
lspi: last year birch seasonal pollen index

9.3.2 Steps followed for multiple regression

- 1) List of predictors established according to a literature survey (see a list in Annex 9.3.1 above). Get data for all potential predictors.
- 2) Scatter plots to evaluate linearity, correlation, outliers, etc.
- 3) Use of the procedure REG sequentially (options selection Cp, Rsq in SAS[®]) to examine and select the most appropriate model among 2^p-1 model (chunks of 7 predictors are sequentially input giving $2^7-1=127$ combinations of models for each chunk).
- 4) Step 3 is applied to the whole list of pre-selected predictors and model building is performed using forward, backward and stepwise procedure. The results are checked against another similar procedure (proc REG with STEPWISE option). Check with t-Test, F-Test, Cp [Mallows, 1973], R^2 adjusted, etc. for regression coefficients of the model (see similar procedure, Hoang Diem Ngo, 2012).
- 5) Model adequacy test (global F-test, optimum adjusted R^2 , RMSE).
- 6) Check for model assumptions (model errors are random and all pairs of random errors are independent), residual plots, normal probability plot and checking for outliers (Cook's distance, Cook, 1977), Durbin-Watson test for autocorrelation of residuals.
- 7) Check for multicollinearity of predictors and overfitting.
- 8) Repeat steps 3-7 for three periods (1996-2009, 1996-2010 and 1996-2011) and for all four predictands.
- 9) Model validation with independent data (the independent data is the year following a given training period).

Note that the entry value for a given potential predictor is set to $p \leq 0.15$ and the elimination criteria to $p > 0.15$ (standard values in the community of multiple regression modelling and are often the default values in SAS multiple regression procedures, see Beal [2005]; Hoang Diem Ngo [2012]). As an alternative method, multiple regression using AIC criteria for minimization was also used but found having less accuracy against independent data (see text for details).

9.3.3 Results of STEPWISE procedure

Final results from computer outputs for stepwise selection summary for the period 1996-2011, A) start of the birch pollen season (*mstart*), B) duration of the season (*mlength*), C) seasonal pollen index (*mspi*) and D) *mpeak* (see Annex 9.3.1 for the meaning of the variables). Note that for other periods (1996-2010 or 1996-2012), the results are similar and not shown. The stopping criteria to avoid overfitting is when $C(p)$ becomes roughly equal to the number of selected predictors. For each selected predictor, $Pr > F$ (global Fischer test) must be < 0.15 .

A) Stepwise procedure summary for *mstart*

Step	Variable entered	R sq partial	R sq of model	C(p)	Pr > F
1	lrainf	0.4041	0.4041	77.0	0.0081
2	ltsummax	0.2437	0.6478	42.6	0.0103
3	tmarch	0.1846	0.8324	17.0	0.0034
4	lnao1	0.0434	0.8758	12.6	0.0759
5	lenso6	0.0405	0.9163	8.5	0.0525
6	lenso1	0.0235	0.9397	7.0	0.0937

B) Stepwise procedure summary for *mlength*

Step	Variable entered	R sq. partial	R sq. model	C(p)	Pr > F
1	lenso5	0.5059	0.5059	104.8	0.0029
2	lnao3	0.1545	0.6604	70.6	0.0377
3	lendD2	0.0775	0.7379	54.4	0.0987
4	llength	0.1040	0.8419	32.0	0.0281
5	lensoa	0.0377	0.8796	25.2	0.1275
6	ltfev	0.0316	0.9113	19.8	0.1298
7	lnao8	0.0345	0.9458	13.7	0.0726
8	tmarch	0.0189	0.9647	11.3	0.1233
9	lenso4	0.0140	0.9787	10.0	0.1302

C) Stepwise procedure summary for *mspi*

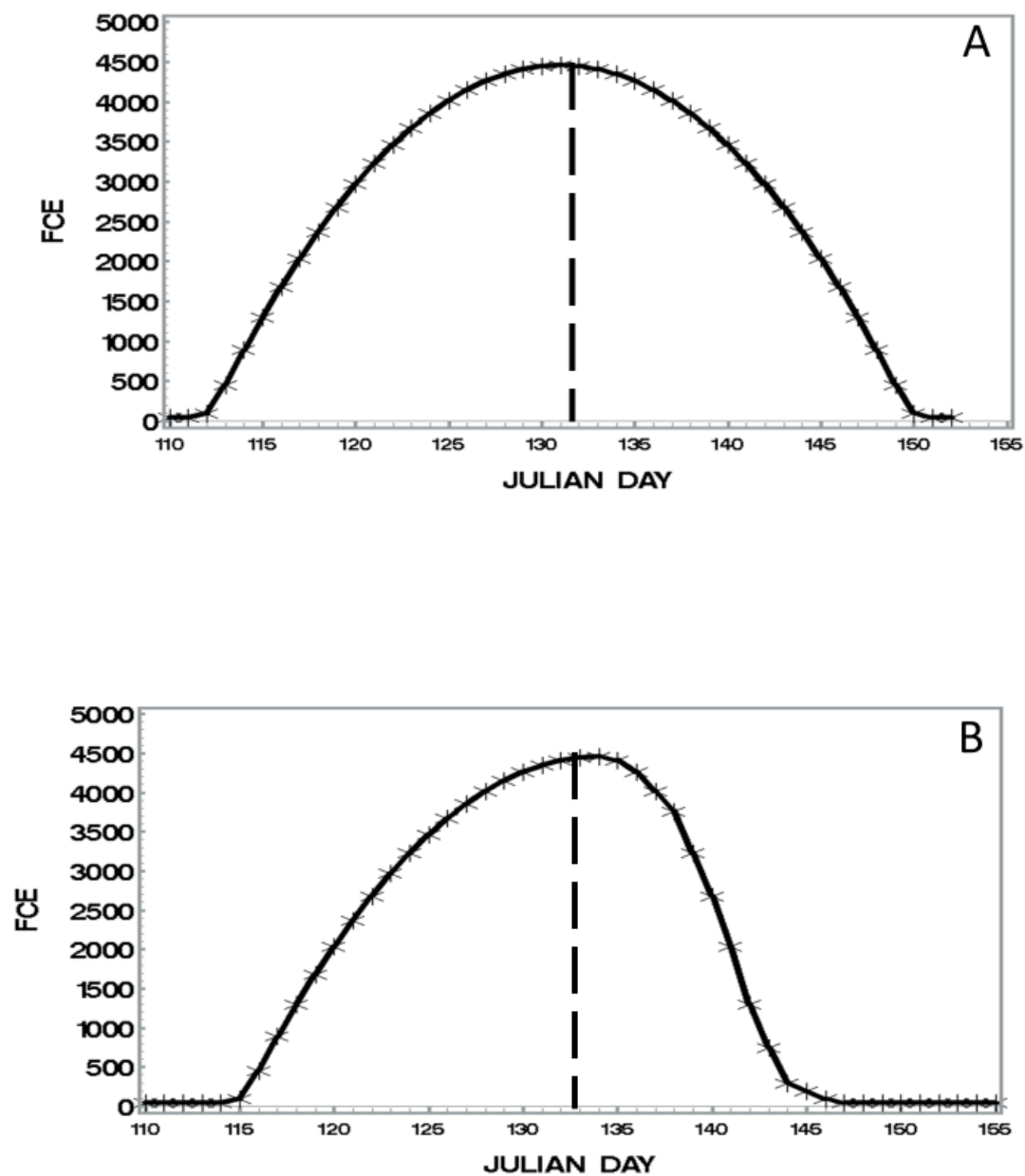
Step	Variable entered	R sq. partial	R sq. model	C(p)	Pr > F
1	lsummax	0.3881	0.3881	56.227	0.0131
2	llength	0.1919	0.5800	37.146	0.0373
3	sum05_115	0.1851	0.7651	18.808	0.0133
4	lnao5	0.0790	0.8441	12.125	0.0480
5	lnao8	0.0740	0.9181	6.00	0.0191

D) Stepwise procedure summary for peak

Step	Variable entered	R sq. partial	R sq. of model	C(p)	Pr > F
1	enso3	0.3162	0.3162	82.18	0.0234
2	lenso1	0.1615	0.4776	61.94	0.0663
3	lisp	0.1727	0.6504	40.15	0.0315
4	lnao5	0.2225	0.8729	11.51	0.0011
5	lnao4	0.0545	0.9274	6.00	0.0208

9.4 Modelling considerations

9.4.1 Shape of the bloom probability curve versus the day of the season



A) proposed from *Helbig et al.* [2004], B) modified to consider the *open-pocket* concept. The vertical line indicates mid-season (anthesis point).

9.4.2 Converting emission flux into surface concentration

The emission obtained from the modified emission model described in *Helbig et al.* [2004] is translated into surface concentration here using basic principles. The concentration at a given time could be expressed as the mass of pollen emitted per square meter ET where E is the emission flux (grains/m²/sec) and T the characteristic time scale (sec). This characteristic time scale could be expressed as H^2/κ from non-dimensional analysis [*J. Pudykiewicz, pers. comm.*, 2010] where H is the vertical characteristic height and κ the vertical diffusion. Therefore, the concentration $\langle c \rangle$ could then be expressed as:

$$\langle c \rangle = (E T - \langle c \rangle v_d T) / H$$

(i.e. emission minus deposition over the layer H) with V_d , the sedimentation velocity. Re-arranging and substituting for T gives:

$$\langle c \rangle = E / (\kappa / H + v_d)$$

Given the emission E from *Helbig et al.* [2004], κ from GEM model output and taking fixed values for other variables, the surface concentration $\langle c \rangle$ is then easily obtained.

9.5 Air Quality Index (Cote Air Santé)

The Air Quality Health Index (AQHI) developed by *Stieb et al.* [2008] can be formulated as:

$$AQHI = 10/10.4 * [100 * ((\exp(0.000871 * NO_2) - 1) + (\exp(0.000537 * O_3) - 1) + (\exp(0.000487 * PM_{2.5}) - 1))]]$$

where NO_2 and O_3 are the airborne concentrations (measured in parts per billion) and $PM_{2.5}$, the fine particulate matter (measured in $\mu\text{g}/\text{m}^3$). The relationship between the calculated value of AQHI and the health impact is given below.

Health Risk	Air Quality Health Index	Health Messages
Low	1-3	At Risk population Enjoy your usual outdoor activities. Consider reducing or rescheduling strenuous activities outdoors if you are experiencing symptoms. Reduce or reschedule strenuous activities outdoors. Children and the elderly should also take it easy.
Moderate	4-6	General Population Ideal air quality for outdoor activities No need to modify your usual outdoor activities unless you experience symptoms such as coughing and throat irritation. Consider reducing or rescheduling strenuous activities outdoors if you experience symptoms such as coughing and throat irritation.
High	7-10	Reduce or reschedule strenuous activities outdoors, especially if you experience symptoms such as coughing and throat irritation.
Very high	Above 10	Avoid strenuous activities outdoors. Children and the elderly should also avoid outdoor physical exertion.

9.6 Results of significance tests from GLM models

The GLM Procedure Class Level Information

Class Levels Values

Betclass (4 classes; < 20; 20-80; 80-200; >200)

Ozoclass (3 classes; <30; 30-60; > 60)

Classmet (13 classes; 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12)

Pmclass (4 classes; < 10; 10-20; 20-30; > 30)

Lclassmet (13 classes; 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 (lag1 for classmet))

Lbetclass (4 classes; 1 2 3 4 (lag1 for betclass))

Lozoclass (3 classes; 1 2 3 (lag1 for ozone))

Lpmclass (4 classes; 1 2 3 4 (lag1 for PM2.5))

Dependent Variable: totcount

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr>F
Model	144	423.0940695	2.9381533	2.06	0.0390
Error	18	25.6666667	1.4259259		
Corrected	162	448.7607362			
Total					

R-Square	Coeff Var	Root MSE	totcountMean
0.942805	44.95191	1.194121	2.656442

Results of interaction (synergy) tests (p < 0.05 indicated in bold)

Source	DF	Type I SS	Mean Square	F Value	Pr > F
Betclass	3	25.41951679	8.47317226	5.94	0.0053
Classmet	12	62.54418886	5.21201574	3.66	0.0066
ozoclass*classmet	12	34.91742428	2.90978536	2.04	0.0832
betclass*lozoclass	1	7.80104582	7.80104582	5.47	0.0311
ozoclass*lozoclass	4	15.64160217	3.91040054	2.74	0.0608
classmet*lozoclass	10	36.79543965	3.67954397	2.58	0.0385
lclassmet	3	51.99295201	3.99945785	2.80	0.0222
classmet*lclassmet	14	54.70391999	3.90742286	2.74	0.0232
pmclass*lclassmet	2	11.2500000	5.6250000	2.62	0.0898
lclassmet*lpmclass	1	13.0000000	13.0000000	6.06	0.0200
lbetclass	3	22.39646592	7.46548864	2.73	0.0487
lbetclass*lozoclass	2	16.35444948	8.17722474	2.99	0.0555
betclass*lpmclass	4	28.37133676	7.09283419	2.59	0.0419

9.7 Code informatique

9.7.1 Code SAS® pour construire le fichier de fraction de végétation (*Betula*)

ÉTAPES pour convertir un fichier de format *tif* à un fichier standard (intrant au modèle numérique GEM-MACH)

1. lire le fichier geotif avec un script TCL (Tool Command Language) et le convertir au format ASCII (fichier texte)

Intrant: fichier.tif=beld3-46.tif (obtenu de US/EPA)

Extrant: fichier coords.txt

La commande Linux utilisée (voir le code informatique du script plus bas) est la suivante:

GDAL_PixelCoord.tcl fichier.tif > coords.txt

2. lire le fichier coords.txt et le projeter sur une grille régulière

Programme utilisé: **travail_coord.sas**

Intrant: grid.doc (version ASCII de la grille du modèle: latitude, longitude de chaque point de grille), coords.txt (obtenu de l'étape 1)

Extrant: output.obs

3. Transforme le fichier ASCII (texte) en fichier standard CMC (format fst)

La commande est la suivante:

OA_obsGrid.tcl 0 20070523 ./conversion_tiff_fst/output.obs ./output.fst

Intrant: output.obs

Extrant: fichier_BETU_sur_grille_GEM-MACH.fst (output.fst)

Code du programme GDAL_PixelCoord.tcl

```
#!/bin/sh
# the next line restarts using tclsh \
exec $SPL_PATH/tclsh "$0" "$@"
#=====
package require TclData
puts \n[file tail [info script]]
set file [lindex $argv 0]
#---- Ouverture du fichier
set bands [gdalfile open FILE read $file]
gdalband read BAND $bands
for { set x 0 } { $x<[gdalband define BAND -width] } { incr x } {
  for { set y 0 } { $y<[gdalband define BAND -height] } { incr y } {
    set coords [gdalband stats BAND -gridpoint $x $y]
    set val [gdalband stats BAND -gridvalue $x $y]
    puts "$x $y $coords $val"
  }
}
```

Code du programme SAS® pour produire l'interpolation aux points de grille du modèle (travail_coord.sas) (voir étape 2 ci-haut).

* read tif file converted in ASCII (coords.txt);

* création Alain Robichaud (mai 2008)

data zero (drop = a b resx resy);

infile 'coords.txt' FIRSTOBS=3;

input a b lat1 long1 vegf;

resx=0.05; resy=0.05;

if lat1 lt 30 then delete;

if long1 lt -130 then delete;

if vegf lt 0.005 then delete;

claslat=int((lat1-30)/resx)+1;

claslon=int((long1+130)/resy)+1;

```

proc sort; by claslat claslon;
proc means;

* read latitude and longitude of model grid points
data un;
infile 'grid_348X465.doc';
input lat long;
ii+1;
jj=int((_N_-1)/348)+1;
if jj ne lag1(jj) then ii=1;
frac=0.0;
proc sort; by jj ii;
proc means;
data trois (drop = frac resx resy);
set un;
claslat=0;claslon=0;
if lat ge 30 and long ge -130 then do;
resx=0.05; resy=0.05;
claslat=int((lat-30)/resx)+1;
claslon=int((long+130)/resy)+1;
end;
proc sort; by claslat claslon;
proc means;

* merge et crée le fichier de végétation (ASCII version)
data un;
merge trois zero; by claslat claslon;
proc sort data=un; by ii jj;
proc means;

data imprime;
set un; by ii jj;
if ii*jj =lag1(ii*jj) then delete;
if vegf=. then vegf=0.0;
file 'output.obs';
put ii jj vegf 6.3;
proc means;
run;

```

Programme tcl pour convertir les valeurs aux points de grille en ASCII à un format standard CMC (OA_Obsgrid.tcl) (voir Étape 3 ci-haut)

```

#!/bin/bash
# Let's start up with the proper tclsh \
exec ${SPI_PATH}/tclsh "$0" "$@"
package require TclData
if { [llength $argv] == 0 } {
puts stderr "Usage: ObsIncr.tcl Coord (0|1) tmpdir Date_fstd Fichier_Obs"
exit }
set coord [lindex $argv 0]

#---- Recuperer le champs
set date [lindex $argv 1]
set tmpdir [lindex $argv 2]
set obs [lindex $argv 3]
set archive [lindex $argv 4]
fstdfopen GEM_MACH_FILE write $tmpdir/modelOA.fst
fstdfopen ARCHIVE_FILE write $archive
fstdfread BETU GEM_MACH_FILE -1 "" -1 -1 -1 "P" "BETU"
fstdfwrite BETU ARCHIVE_FILE 0 False
fstdfcopy INCR BETU

```



```

set f [open $obs r]
while { ![eof $f] } {
  gets $f line
  if { $line="" } {
    continue
  }
  set lat [lindex $line 0]
  set lon [lindex $line 1]
  if { $coord } {
    fstdfld stats INCR -coordvalue $lat $lon [lindex $line 2]
    set val [fstdfld stats INCR -coordvalue $lat $lon]
  } else {
    fstdfld stats INCR -gridvalue $lat $lon [lindex $line 2]
    set val [fstdfld stats INCR -gridvalue $lat $lon]
  }
}
}

```

```

fstdfld read TIC GEM_MACH_FILE -1 "" -1 -1 -1 "" ">>"
fstdfld write TIC ARCHIVE_FILE 0 True
fstdfld read TAC GEM_MACH_FILE -1 "" -1 -1 -1 "" "^^"
fstdfld write TAC ARCHIVE_FILE 0 True
fstdfld define INCR -NOMVAR INCR
fstdfld write INCR GEM_MACH_FILE 0 True
fstdfld write INCR ARCHIVE_FILE 0 False
vexpr BETU max(0,INCR+BETU)
fstdfld define BETU -NOMVAR BETU
fstdfld write BETU GEM_MACH_FILE 0 True
fstdfld write BETU ARCHIVE_FILE 0 False
fstdfld close GEM_MACH_FILE
fstdfld close ARCHIVE_FILE

```

9.7.2 Code SAS® pour article 1 (Chap. 3)

```

%MACRO DO_IT(type_sjd=, type_end=);
data un;
*read temperature data (summer average, winter average, and January-April temperature, precipitation, pollen season index and
other phenology parameters;
infile 'D:\data\tsg_art2\input_pheno1_model_v2.dat' MISSOVER;
input year tsumavg tsummax twinmin twinavg tjan tfev tmarch tavrill precipf rainj rainf rainm raina isp startjd_D3 startjd_D1
startjd_D2 sum05_160 peak sum_1May sum05_D2 end_D1 end_D2;
proc sort; by year;
data pollen;
*read pollen data from UdeM (P. Comtois);
infile 'D:\data\tsg_art2\pollen_corrige.dat';
input year ispc peak1 peak2 d2start d2end;
proc sort; by year;
data deux;
merge un pollen; by year;
ltsm=lag1(tsumavg); ltsmmax=lag1(tsummax);
lprecf=lag1(precipf); logisp=log(ispc); lisp=lag(ispc);
precipw=rainj+rainf+rainm;
startjd=&type_sjd;
sum05=sum05_160;
endjd=&type_end;
length=d2end-d2start;
proc sort; by year;
data nao;
* read North Atlantic Oscillation index (from web site);
infile 'D:\data\ nao_data_new_1948_2013.txt' FIRSTOBS=3 MISSOVER;

```

```

input year nao1-nao12;
proc sort; by year;
* data of sum03 and sum05 at julian day 115;
data somme;
infile 'D:\data\sum05_sum03_jour_115_YUL_1985_2012.dat';
input year sum05_115 sum03_115 sum05_110 sum03_110;
proc sort; by year;
* data of MEI/ENSO;
data enso;
infile 'D:\data\bimonthly_ENSO_NOAA_for_SAS_v2.txt' MISSOVER;
input year enso1-enso12;
ensoa=mean(enso1,enso2,enso3,enso4,enso5,enso6,enso7,enso8,enso9,enso10,enso11,enso12);
proc sort; by year;
* data of Pacific North American anomaly;
data pna;
infile 'D:\data\PNA_1995_2012.txt' FIRSTOBS=2;
input year pna1-pna12;
proc sort; by year;
data unifie;
merge deux nao somme enso pna; by year;
lensoa=lag(ensoa); lendD2=lag(d2end); lnao2=lag(nao2); lnao1=lag(nao1); lnao3=lag(nao3);
lnao4=lag(nao4); lnaowin=lag(nao_DJFM); lnaospr=lag(nao_MAM); lnaosum=lag(nao_JJA);
lnaofal=lag(nao_SON); lnaoann=lag(nao_Ann); lnao7=lag(nao7); lnao8=lag(nao8); lnao9=lag(nao9); lnao5=lag(nao5);
lnao6=lag(nao6); lnao10=lag(nao10); lnao11=lag(nao11);
lnao12=lag(nao12); lenso12=lag(enso12); lenso11=lag(enso11); lenso10=lag(enso10);
lenso9=lag(enso9); lenso8=lag(enso8); lenso7=lag(enso7); lenso6=lag(enso6); lenso5=lag(enso5); lenso4=lag(enso4);
lenso3=lag(enso3); lenso2=lag(enso2); enso1=lag(enso1);
lpna1=lag(pna1); lpna2=lag(pna2); lpna3=lag(pna3); lpna4=lag(pna4); lpna5=lag(pna5);
lpna6=lag(pna6); lpna7=lag(pna7); lpna8=lag(pna8); lpna9=lag(pna9); lpna10=lag(pna10);
lpna11=lag(pna11); lpna12=lag(pna12); llogisp=lag(logisp); ltfev=lag1(tfev); ltmar=lag1(tmarch); ltjan=lag1(tjan);
lnpeak1=log(peak1); lpeak1=lag(peak1);
lnpeak2=log(peak2); lendD2=lag(d2end); lstartD2=lag(d2start);
ensowin=mean(enso1,enso2,enso3); ensospr=mean(enso4,enso5,enso6);
ensosum=mean(enso7,enso8,enso9); ensofal=mean(enso10,enso11,enso12);
pnawin=mean(pna1,pna2,pna3); lpnawin=lag(pnawin);
lpnaspr=lag(mean(pna4,pna5,pna6)); lpnasum=lag(mean(pna7,pna8,pna9));
lpnafal=lag(mean(pna10,pna11,pna12)); lensoa=lag(ensoa);
lensow=lag(ensowin); lensospr=lag(ensospr); lensosum=lag(ensosum);
lensof=lag(ensofal);
data filtre;
set unifie;
if year ge 1996 and year le 2012; /* for model peak*/
*Outliers;
*Year 2000 is an outlier;
if year =2000 then delete;
proc print;
proc stepwise; /* 13 jan 2012 R2=0.8851*/;
* model logisp= rainj rainm tmarch ltfev lnao11 enso1;
model d2start = tmarch lenso9 lnao6 nao1 nao2 nao3 lnao3 lnao11 lsummax;

data verif (keep = year mstart1 mstart2 mstart3 mstart4 error errorm moyenall d2start udmstart yowstart yulstart yscstart yqbstart
erroro tmarch lenso9 lnao6 nao1 nao3 lnao3 lnao11 lisp sum05_110 ltmar lstartD2);
set unifie;
if year ge 1996 and year le 2012;
*model 1996-2009; R2=0.976;
mstart1=133.71557+2.83541*tmarch-5.49071*lenso9+7.58897*lnao6+11.35249*nao1+3.73120*nao3+3.85530*lnao3-
1.99668*lnao11;
*model 1996-2010; R2=0.9782;
mstart2=133.88801+2.94103*tmarch-5.39960*lenso9+7.41151*lnao6+10.46670*nao1+3.28315*nao3+3.79662*lnao3-
1.66295*lnao11;
* model 1996-2011; R2=0.9738;
mstart3=133.82739+2.92403*tmarch-5.70013*lenso9+7.20908*lnao6+10.20344*nao1+3.30986*nao3+3.51643*lnao3-

```

```

2.09786*lnao11;
* model 1996-2012; R2=0.6152;
mstart=127.992+1.72591*tmarch+4.22458*lnao6+7.03747*nao2-3.38497*nao3;

if year=2009 then do;
yulstart=117;yscstart=117;yowstart=118;yqbstart=118;
moyenall=(yulstart+yscstart+yowstart+yqbstart)/4;
end;
if year=2010 then do;
yulstart=99;yscstart=102;yowstart=102;yqbstart=109;udmstart=111;
moyenall=(yulstart+yscstart+yowstart+yqbstart+udmstart)/5;
end;
if year=2011 then do;
yulstart=120;yscstart=121;yowstart=120;yqbstart=127;udmstart=122;
moyenall=(yulstart+yscstart+yowstart+yqbstart+udmstart)/5;
end;
if year=2012 then do;
yulstart=102;yscstart=103;yowstart=101;yqbstart=107;udmstart=119;
moyenall=(yulstart+yscstart+yowstart+yqbstart+udmstart)/5;
end;
error=mstart-d2start;
errorm=mstart-moyenall;
*if mpeak lt 0 then mpeak=0;

proc gplot;
plot mstart*year d2start*year yulstart*year yowstart*year yscstart*year yqbstart*year moyenall*year /OVERLAY;
SYMBOL1 C=RED I=J V=DOT;
SYMBOL2 C=BLUE I=J V=DOT;
SYMBOL3 C=BLACK I=none V=DOT;
SYMBOL4 C=YELLOW I=none V=SQUARE;
SYMBOL5 C=BLUE I=none V=CIRCLE;
SYMBOL6 C=BLACK I=none V=TRIANGLE;
SYMBOL7 C=NAVY I=none V=STAR;

proc spectra p s out=b adjmean whitetest;
var d2start;
weights 1 2 3 4 3 2 1;

proc gplot data=b(firstobs=3 obs=7);
plot (p_01 s_01)*(freq period);
SYMBOL1 V=DOT I=JOIN;
*/;
%MEND DO_IT;
%DO_IT(type_sjd=startjd_D2,type_end=end_D2)
run;

```

9.7.3 Script SHELL/UNIX pour le lancement du modèle

```

#Script SHELLUNIX pour le lancement du modèle modifié pour inclure la simulation du pollen (Chap. 4) (Article 2)

#*****
# code to include Birch pollen in a coupled chemistry-atmospheric model (A. Robichaud 2008-2011)
. s.ssmuse.dot Xlf13
. s.ssmuse.dot rmlib-dev
. s.ssmuse.dot devtools
# we use the second bin for particules 2.5-10 microns for pollen, TEC2= elemental carbon which is hydrophobic as pollen, and
we set emission of TEC2 to zero. The pollen emission is introduced below
nomvar=TEC2
nomvar1=BETU
nomvar2=EEC2
nom_etiquette=eee

```

```

# path where vegetation file is stored (for Birch)
pathoa=/local/drive2/arqj/aro/conversion_tiff_fst
path_emiss=/fs/dev/aqd/sl/arqj/aro/emissions/area
machin=arxt52
DA=`basename $inrep`
DAA=`basename $inrep | cut -c1-8`
date1=`r.date $DA`
tempo_dir1=$tempo_dir2
# copy geographic distribution of BETULA on the working space
r.scp $machin:$pathoa/${nomvar1}_GEM_MACH_res_5km_5km_GEM_MACH10.fstd
$tempo_dir1/distribution_${nomvar1}.fstd
#*****
file_pm=$tempo_dir/pm${DAP}_012
file_dm=$tempo_dir/dm${DAP}_012
file_km=$tempo_dir/km${DAP}_012
# compute pollen emission flux
# Fe=ce*ke*cstar*ustar (Helbig et al, 2004)
# value at mid-period of blooming probability
ce=1.0E-4
# kce=ce*cstar (see Helbig et al, 2004)
# kce is the product of ce by cstar (characteristic concentration). Kce varies during the pollen season.
#(Basic profile with no open-pocket hypothesis)
#only changes are shown for dates
case ${DAA} in
20120410) day=mar
           kce=45.0
           lmonth=avr
           ;;
20120424) day=mar
           kce=100.0
           lmonth=avr
           ;;
20120425) day=mer
           kce=458.0
           lmonth=avr
           ;;
20120426) day=jeu
           kce=891.0
           lmonth=avr
           ;;
20120427) day=ven
           kce=1300.0
           lmonth=avr
           ;;
20120428) day=sam
           kce=1682.0
           lmonth=avr
           ;;
20120429) day=dim
           kce=2042.0
           lmonth=avr
           ;;
20120430) day=lun
           kce=2376.0
           lmonth=avr
           ;;
20120501) day=mar
           kce=2685.0
           lmonth=mai
           ;;
20120502) day=mer
           kce=2970.0

```

```
lmonth=mai
;;
20120503) day=jeu
kce=3229.0
lmonth=mai
;;
20120504) day=ven
kce=3464.0
lmonth=mai
;;
20120505) day=sam
kce=3675.0
lmonth=mai
;;
20120506) day=dim
kce=3860.0
lmonth=mai
;;
20120507) day=lun
kce=4021.0
lmonth=mai
;;
20120508) day=mar
kce=4157.0
lmonth=mai
;;
20120509) day=mer
kce=4269.0
lmonth=mai
;;
20120510) day=jeu
kce=4355.0
lmonth=mai
;;
20120511) day=ven
kce=4417.0
lmonth=mai
;;
20120512) day=sam
kce=4454.0
lmonth=mai
;;
20120513) day=dim
kce=4467.0
lmonth=mai
;;
20120514) day=lun
kce=4417.0
lmonth=mai
;;
20120515) day=mar
kce=4269.0
lmonth=mai
;;
20120516) day=mer
kce=4021.0
lmonth=mai
;;
20120517) day=jeu
kce=3764.0
lmonth=mai
;;
```

```

20120518) day=ven
    kce=3229.0
    lmonth=mai
    ;;
20120519) day=sam
    kce=2685.0
    lmonth=mai
    ;;
20120520) day=dim
    kce=2041.0
    lmonth=mai
    ;;
20120521) day=lun
    kce=1300.0
    lmonth=mai
    ;;
20120522) day=mar
    kce=750
    lmonth=mai
    ;;
20120523) day=mer
    kce=300.0
    lmonth=mai
    ;;
20120524) day=jeu
    kce=200.0
    lmonth=mai
    ;;
20120525) day=ven
    kce=100.0
    lmonth=mai
    ;;
20120526) day=sam
    kce=45.0
    lmonth=mai
    ;;
esac
# no FE at 00Z (value almost zero but set to 45, a low threshold)
# we do not want emission for the evening model run at 00 UTC (i.e. overnight)
# we set kce to very small value, i.e 0.1 at 00 UTC (evening and overnight, i.e. assume no pollen emission)
testhr='echo $DA|cut -c9-10`
echo $testhr
case $testhr in
00) kce=0.1
    ;;
esac
echo $kce
# get ustar (friction velocity UE)
editfst2000 -s ${file_pm} -d $tempo_dir1/petite_grilleA <<EOF
desire(-1,UE)
desire(-1,'>>')
desire(-1,'^^')
EOF
# effect of rain (pollen emission is suppressed if precipitation is higher than a threshold)
$my_editfst -s ${file_pm} -d $tempo_dir1/bidon_pcpn.rpn <<EOF
desire(-1,'RT')
desire(-1,'>>')
desire(-1,'^^')
EOF
# transform precipitation units from m/s to mm/h
r.diag xlin $tempo_dir1/bidon_pcpn.rpn $tempo_dir1/bidon_pcpn1.rpn -a =3.6E06
# modify for precipitation (following Sofiev et al 2013) no emission if precipitation > 0.5 mm/h

```

```

r.diag fmask $tempo_dir1/bidon_pcpn1.rpn $tempo_dir1/bidon_fmask_pcpn1.rpn -kind LT -a=0.5
r.diag mltf $tempo_dir1/bidon_fmask_pcpn1.rpn $tempo_dir1/petite_grilleA $tempo_dir1/petite_grilleB
# here we suppose that effect of precip is the same as having ustar=0, i.e. emission are suppressed
r.diag newnam $tempo_dir1/petite_grilleB $tempo_dir1/petite_grille -name UE
# must transform UE before on bigger grid since dm is on that grid (and UE on smaller inner grid)
# invoke the Fortran program to convert to outer grid
r.scp /home/pxarqj/arqj/aro/programmes_f90/develop/convert_petite_a_grosse_grille.ftn90 $tempo_dir1/convert.ftn90
sed s%COMPILE_PATH%$tempo_dir1% $tempo_dir1/convert.ftn90 > $tempo_dir1/bidon0.ftn90
sed s/NOM_VARIABLE/UE/ $tempo_dir1/bidon0.ftn90 > $tempo_dir1/bidon1.ftn90
sed s/NOM_ETIQUETTE/${nom_etiquette}/ $tempo_dir1/bidon1.ftn90 > $tempo_dir1/bidon2.ftn90
r.compile -src $tempo_dir1/bidon2.ftn90 -librmn rmn_013 -o $tempo_dir1/a.out
$tempo_dir1/a.out
mv $tempo_dir1/grosse_grille $tempo_dir1/ustargg
rm $tempo_dir1/petite_grill*
# get TT field (temperature)
$my_editfst -s ${file_dm} -d $tempo_dir1/bidon_first_level_TT.rpn <<EOF
desire(-1,TT,-1,-1,93423264)
EOF

# get UU, VV field
$my_editfst -s ${file_dm} -d $tempo_dir1/bidon_first_level_UV.rpn <<EOZZ
desire(-1,UV,-1,-1,93423264)
EOZZ
# get HU
editfst2000 -s ${file_dm} -d $tempo_dir1/bidon_first_level_HU.rpn <<EOZZ
desire(-1,ES,-1,-1,93423264)
EOZZ
# get positional records
$my_editfst -s ${file_dm} -d $tempo_dir1/tictac_dm <<EOFF
desire(-1,['>>','^^'])
EOFF
# get radiation flux
editfst2000 -s ${file_pm} -d $tempo_dir1/bidon_first_level_FB.rpn <<EOZZ
desire(-1,FB)
EOZZ
# Equation 8, Helbig et al, 2004 (lower threshold emission temperature is 8°C)
# alphaT Tte=8 deg C
Tte=8.0
invTte=0.125
r.diag xlin $tempo_dir1/bidon_first_level_TT.rpn $tempo_dir1/bidon_alphaT.rpn -a=${invTte}
# alphaV, Vte=2.9 m/s converted to knots = 5.64 (lower threshold emission wind is 2.9 m/s);
Vte=5.64
invVte=0.1773
r.diag xlin $tempo_dir1/bidon_first_level_UV.rpn $tempo_dir1/bidon_alphaV.rpn -a=${invVte}
# alphaU HR = 60% ou ES=5.0 deg C (note that ES is inversly proportional to relative humidity)
# upper threshold emission for relative humidity is 60% (which corresponds roughly to T-Ta = Est=5.0°C)
Est=5.0
invEst=0.2
r.diag xlin $tempo_dir1/bidon_first_level_HU.rpn $tempo_dir1/bidon_alphaHU.rpn -a=${invEst}
r.diag addf $tempo_dir1/bidon_alphaT.rpn $tempo_dir1/bidon_alphaHU.rpn $tempo_dir1/bidon_alphaV.rpn
$tempo_dir1/bidon_alphai.rpn
# next line is just to create a file with number 3
r.diag xlin $tempo_dir1/ustargg $tempo_dir1/bidon_trois.rpn -a=1.0E-20 -b=3.0
# Equation 7 Helbig et al 2004
r.diag divf $tempo_dir1/bidon_trois.rpn $tempo_dir1/bidon_alphai.rpn $tempo_dir1/bidon_alpha
# utsart (from Helbig et al 2004, Equation 5, ustart= 0.32309)
ustart=0.32309
# Equation 6 Helbig et al 2004
r.diag xlin $tempo_dir1/bidon_alpha $tempo_dir1/bidon_ustarte.rpn -a=${ustart}
# Equation. 9 Helbig et al, 2004
# usgg est ustar sur grosse grille
r.diag divf $tempo_dir1/bidon_ustarte.rpn $tempo_dir1/ustargg $tempo_dir1/bidon_tempoA.rpn

```

```

#evaluate Ke here (tempoB) Equation 9
r.diag xlin $tempo_dir1/bidon_tempoA.rpn $tempo_dir1/bidon_tempoB.rpn -a =-1.0 -b =1.0
#r.diag subf $tempo_dir1/ustargg $tempo_dir1/bidon_ustarte.rpn $tempo_dir1/bidon_tempo
r.diag fmask $tempo_dir1/bidon_tempoB.rpn $tempo_dir1/bidon_masque -kind GE -a =0
#obtain Ke finally (kce=ce*cstar)
r.diag mltf $tempo_dir1/bidon_masque $tempo_dir1/bidon_tempoB.rpn $tempo_dir1/bidon_tempoKE.rpn
# compute Fe
r.diag xlin $tempo_dir1/bidon_tempoKE.rpn $tempo_dir1/bidon_tempoC.rpn -a =${kce}
r.diag mltf $tempo_dir1/bidon_tempoC.rpn $tempo_dir1/ustargg $tempo_dir1/bidon6
# multiply distribution to get effective flux (particulate/per square meter per second)
r.diag mltf $tempo_dir1/bidon6 $tempo_dir1/distribution_${nomvar1}.fstd $tempo_dir1/bidon7
# threshold is 0.1 particulate/m2*s for mask (i.e. below that it is considered as zero)
r.diag fmask $tempo_dir1/bidon7 $tempo_dir1/bidon_maskf.rpn -kind GE -a =0.1
r.diag mltf $tempo_dir1/bidon7 $tempo_dir1/bidon_maskf.rpn $tempo_dir1/bidon8
r.diag newnam $tempo_dir1/bidon8 $tempo_dir1/fluxe -name FE
#
imode=0
if [ ${imode} = 0 ] ; then
# get density
$my_editfst -s ${file_dm} -d $tempo_dir1/bidon_P0.rpn <<EOFF
desire(-1,'P0')
EOFF
# compute density from pressure and temperature P=rho*R*T (R=287.05), 1 mb =100 Pa
# transform deg C into deg K
r.diag xlin $tempo_dir1/bidon_first_level_TT.rpn $tempo_dir1/bidon1_first_level_TT.rpn -a =1.0 -b =2.73E2
# compute density
r.diag xlin $tempo_dir1/bidon1_first_level_TT.rpn $tempo_dir1/bidon2_first_level_TT.rpn -a =2.87
r.diag divf $tempo_dir1/bidon_P0.rpn $tempo_dir1/bidon2_first_level_TT.rpn $tempo_dir1/bidon_air_density.rpn
# grab KT (vertical diffusion coefficient)
levelkt=93423264
$my_editfst -s ${file_pm} -d $tempo_dir1/bidon_kt.rpn <<EOF
  desire(-1,'KT',-1,-1,${levelkt})
EOF
# HH is height of first model level
HH=40
invHH=0.025
# sedimentation velocity is fixed at 1.3 cm/s (0.013 m/s) for the base case
vg=0.013
r.diag xlin $tempo_dir1/bidon_kt.rpn $tempo_dir1/bidon_denom1.rpn -a =${invHH}
# add up to KT/HH the value of vg
r.diag xlin $tempo_dir1/bidon_denom1.rpn $tempo_dir1/petite_grille -b=${vg}
# do some cleaning here
rm $tempo_dir1/bidon_denom1.rpn $tempo_dir1/bidon_alpha* $tempo_dir1/bidon6 $tempo_dir1/distribution_${nomvar1}.fstd
$tempo_dir1/bidon7
# need to change bidon_denom2 to big grid
sed s/NOM_VARIABLE/KT/ $tempo_dir1/bidon0.ftn90 > $tempo_dir1/bidon1.ftn90
sed s/NOM_ETIQUETTE/${nom_etiquette}/ $tempo_dir1/bidon1.ftn90 > $tempo_dir1/bidon2.ftn90
# compile ftn program
r.compile -src $tempo_dir1/bidon2.ftn90 -librmn rmn_013 -o $tempo_dir1/b.out
# now execute b.out
$tempo_dir1/b.out
# check for reading error
if [ $? -ne 0 ] ; then
$tempo_dir1/b.out
  if [ $? -ne 0 ] ; then
    exit 13
  fi
fi
mv $tempo_dir1/grosse_grille $tempo_dir1/bidon_denom2_gg
r.diag divf $tempo_dir1/fluxe $tempo_dir1/bidon_denom2_gg $tempo_dir1/bidon_conc
r.diag divf $tempo_dir1/bidon_conc $tempo_dir1/bidon_air_density.rpn $tempo_dir1/bidon_conc1
# set to zero concentration less than 0.1 part/m**3

```



```

r.diag fmask $Stempo_dir1/bidon_conc1 $Stempo_dir1/bidon_maskc.rpn -kind GE -a=0.1
r.diag mltf $Stempo_dir1/bidon_conc1 $Stempo_dir1/bidon_maskc.rpn $Stempo_dir1/bidon9
r.diag newnam $Stempo_dir1/bidon9 $Stempo_dir1/bidon_conc_part_m3.rpn -name BETU
# transforme particulate/m**3 to microgrammes/kg (see programme sas compute_mass_be_pol.sas)
r.diag xlin $Stempo_dir1/bidon_conc_part_m3.rpn $Stempo_dir1/bidon_conc_microg_kg.rpn -a =4.19E-6
$my_editfst -s $Stempo_dir1/bidon_conc_microg_kg.rpn -d $Stempo_dir1/increment.rpn -c 1 <<EOF
desire('P',{nomvar}')
EOF
# now project in the vertical (vertical correlation over 10 model levels here)
# emission mass is re-distributed over 10 levels while conserving mass
r.diag xlin $Stempo_dir1/increment.rpn $Stempo_dir1/ajout1.rpn -a=1.0
r.diag xlin $Stempo_dir1/increment.rpn $Stempo_dir1/ajout2.rpn -a=0.9
r.diag xlin $Stempo_dir1/increment.rpn $Stempo_dir1/ajout3.rpn -a=0.8
r.diag xlin $Stempo_dir1/increment.rpn $Stempo_dir1/ajout4.rpn -a=0.7
r.diag xlin $Stempo_dir1/increment.rpn $Stempo_dir1/ajout5.rpn -a=0.6
r.diag xlin $Stempo_dir1/increment.rpn $Stempo_dir1/ajout6.rpn -a=0.5
r.diag xlin $Stempo_dir1/increment.rpn $Stempo_dir1/ajout7.rpn -a=0.4
r.diag xlin $Stempo_dir1/increment.rpn $Stempo_dir1/ajout8.rpn -a=0.3
r.diag xlin $Stempo_dir1/increment.rpn $Stempo_dir1/ajout9.rpn -a=0.2
r.diag xlin $Stempo_dir1/increment.rpn $Stempo_dir1/ajout10.rpn -a=0.1
$my_editfst -s $Stempo_dir1/ajout1.rpn -d $Stempo_dir1/ajout1A <<EOF
zap(-1,'${nomvar}',-1,-1,93423264)
EOF
$my_editfst -s $Stempo_dir1/ajout2.rpn -d $Stempo_dir1/ajout2A <<EOF
zap(-1,'${nomvar}',-1,-1,95366840)
EOF
$my_editfst -s $Stempo_dir1/ajout3.rpn -d $Stempo_dir1/ajout3A <<EOF
zap(-1,'${nomvar}',-1,-1,95356840)
EOF
$my_editfst -s $Stempo_dir1/ajout4.rpn -d $Stempo_dir1/ajout4A <<EOF
zap(-1,'${nomvar}',-1,-1,95345840)
EOF
$my_editfst -s $Stempo_dir1/ajout5.rpn -d $Stempo_dir1/ajout5A <<EOF
zap(-1,'${nomvar}',-1,-1,95332840)
EOF
$my_editfst -s $Stempo_dir1/ajout6.rpn -d $Stempo_dir1/ajout6A <<EOF
zap(-1,'${nomvar}',-1,-1,95318840)
EOF
$my_editfst -s $Stempo_dir1/ajout7.rpn -d $Stempo_dir1/ajout7A <<EOF
zap(-1,'${nomvar}',-1,-1,95303840)
EOF
$my_editfst -s $Stempo_dir1/ajout8.rpn -d $Stempo_dir1/ajout8A <<EOF
zap(-1,'${nomvar}',-1,-1,95287840)
EOF
$my_editfst -s $Stempo_dir1/ajout9.rpn -d $Stempo_dir1/ajout9A <<EOF
zap(-1,'${nomvar}',-1,-1,95269840)
EOF
$my_editfst -s $Stempo_dir1/ajout10.rpn -d $Stempo_dir1/ajout10A <<EOF
zap(-1,'${nomvar}',-1,-1,95250840)
EOF
$my_editfst -s $Stempo_dir1/ajout1A $Stempo_dir1/ajout2A $Stempo_dir1/ajout3A $Stempo_dir1/ajout4A $Stempo_dir1/ajout5A
$Stempo_dir1/ajout6A $Stempo_dir1/ajout7A $Stempo_dir1/ajout8A $Stempo_dir1/ajout9A $Stempo_dir1/ajout10A -d
$Stempo_dir1/toto -i 0
# get output from previous run
$my_editfst -s $Stempo_dir/dm${DAP}_012 -d $Stempo_dir2/${DAP}_012 -i
$BASE_DIR/lancer_serie_28_cycler_chimie_desire
# store 10 first levels from previous run
$my_editfst -s $Stempo_dir2/${DAP}_012 -d $Stempo_dir2/totom <<EOZ
desire(-1,'${nomvar}',-1,-1,95250840)
desire(-1,'${nomvar}',-1,-1,95269840)
desire(-1,'${nomvar}',-1,-1,95287840)
desire(-1,'${nomvar}',-1,-1,95303840)

```

```

desire(-1,'${nomvar}',-1,-1,95318840)
desire(-1,'${nomvar}',-1,-1,95332840)
desire(-1,'${nomvar}',-1,-1,95345840)
desire(-1,'${nomvar}',-1,-1,95356840)
desire(-1,'${nomvar}',-1,-1,95366840)
desire(-1,'${nomvar}',-1,-1,93423264)
EOZ
# exclure output from last run and replace it by incr TEC2
$my_editfst -s $tempo_dir2/${DAP}_012 -d $tempo_dir2/toto2 <<EOZ
exclure(-1,'${nomvar}',-1,-1,93423264)
exclure(-1,'${nomvar}',-1,-1,95366840)
exclure(-1,'${nomvar}',-1,-1,95356840)
exclure(-1,'${nomvar}',-1,-1,95345840)
exclure(-1,'${nomvar}',-1,-1,95332840)
exclure(-1,'${nomvar}',-1,-1,95318840)
exclure(-1,'${nomvar}',-1,-1,95303840)
exclure(-1,'${nomvar}',-1,-1,95287840)
exclure(-1,'${nomvar}',-1,-1,95269840)
exclure(-1,'${nomvar}',-1,-1,95250840)
EOZ
# add up 10 first levels from dm previous run with incr TEC2
$my_editfst -s $tempo_dir1/toto -d $tempo_dir1/totox <<EOF
desire('P')
EOF
# divide by 0.55 to conserve mass (total is 5.5 so 1/5.5=0.182)
# this need to be changed accordingly if different from 10 levels
r.diag xlin $tempo_dir1/totox $tempo_dir1/totoxy -a =0.182
# reverse order of levels before adding (adding level by level in appropriate form)
r.diag levrev $tempo_dir1/totoxy $tempo_dir1/totoxlev
# add up new input to previous run
r.diag addf $tempo_dir2/totom $tempo_dir1/totoxlev $tempo_dir1/totoy
$my_editfst -s $tempo_dir1/totoy -d $tempo_dir2/toto2 -i 0
mv $tempo_dir2/toto2 $tempo_dir2/${DAP}_012
cp ${path_emiss}/area_${lmonth}_${day}.fst_int10km_EEC2_zero ${path_emiss}/area_${lmonth}_${day}.fst_int10km
# fin de imode=0
else
# debut imode=1
# produce standard files to modify area source emissions TEC1/TEC2 (in grammes/sec)
# see black book no.1 for details
echo "this branch no longer exists"
fi
cp $tempo_dir2/${DAP}_012 $cycler_chm_in
scp -r $backend_cycle/gem_data/${binary}$NUP $output_dir
if [ -r ${binary}$NUP ]
then rm -rf $backend_cycle/gem_data/${binary}$NUP
fi
# clean working directory
rm -f $tempo_dir2/*
rm -f $tempo_dir1/*
rm -f $tempo_dir/ajout*
rm -f $tempo_dir/bidon*
####END OF MODIFICATION FOR POLLEN SIMULATION IN GEM-MACH#####

```

9.7.4 Programme FORTRAN de conversion

! Conversion de la grille intérieure à la grille extérieure (programme convert.ftn90 utilisé dans le code en 9.6.3) (Chap. 4)

```

PROGRAM CONVERT
! Author: Alain Robichaud, 2010
! this program converts small grid (without halo) to larger grid (with halo)
character*4 nomvar
character*1 typvar, grtyp
character*8 etiket
integer :: key, nkeys, dateo, deet, npas, ni, nj, nk, npak, datyp, nie, nje, datev
integer :: ip1, ip2, ip3
integer :: ig1, ig2, ig3, ig4
logical rewrit
external fstecr, fstinl, fstlir
external fnom, fstouv, fclos, fstfrm
integer fstecr, fstinl, fstlir
integer fnom, fstouv, fclos, fstfrm
integer ier, halox, haloy
integer i,j,ii,jj,iun,iii,jjj,k
real workout(528,708), workin(506,686), final(528,708)
iun=0
ier= fnom(iun,'COMPILE_PATH/petite_grille', 'STD+RND' , 0)
  if (ier .lt. 0) then
    write(6,*) 'Fatal error with fnom'
  end if
! read small std file
  ier = fstouv(iun, 'STD+RND')
  if (ier .lt. 0) then
    write(6,*) 'Fatal error while openig the file'
  end if
!   write(6,*) 'Fichier in ouvert'
  typvar = 'P'
  nomvar = 'NOM_VARIABLE'
  etiket = 'NOM_ETIQUETTE'
  ip1 = 0
  ip2 = 12
  ip3 = 0
!   ni = 506
!   nj = 686
  nie=528
  nje=708
  nk = 1
  deet = 300
  npas = 144
! for a Z grid ig1,2,3 corresponds to ip1,2,3 of positional records
  grtyp='Z'
  ig1 = 210
  ig2 = 1249
  ig3 = 0
  ig4 = 0
  datyp = 1
  npak = -32
  dateo = 0
  datev = 0
  halox=11
  haloy=11
! read small grid
! ni nj nk sont des variables de retour
  ier = fstinl(iun, ni, nj, nk, datev, etiket, ip1, ip2, ip3, typvar, nomvar, keys, nkeys, maxkeys)
  if (ier.lt.0) then
    print *, '(FSTINL) No records found'

```

```

endif
  print *, 'OK1'
key = fstlir(workin, iun, ni, nj, nk, -1, etiket, -1, -1, -1, typvar, nomvar)

if (key .lt. 0) then
  write(6,*) 'Cannot read the file'
  CALL QQEXIT(13)
end if
! define 0 for the big grid (to fill up the haloe band with zero
do 210 i = 1, nie
  do 210 j = 1, nje
    final(i,j)=1.0E-6
210 continue
do 220 i = 1, ni
  do 220 j = 1, nj
! on multiplie par le rapport poids moleculaire ozone/air pour convertir ppbv en ug/m3 (ozone)
  final(i+halox,j+haloy)=1.0*workin(i,j)
220 continue
do 230 i=1,nie
  do 230 j=1,nje
    workout(i,j)=final(i,j)
230 continue
  ier = fstfrm(iun)
  ier = fclos(iun)
  iun=10
  ier= fnom(iun,'COMPILE_PATH/grosse_grille','STD+RND', 0)
  ier = fstouv(iun, 'STD+RND')
  dateo=0
  ig1=110
! write on big grid
  ier = fstecr(final,workout,npak,iun,dateo,deet,npas, &
    nie,nje,nk,ip1,ip2,ip3,typvar,nomvar, &
    etiket,grtyp,ig1,ig2,ig3,ig4,datyp,.false.)
  ier = fstfrm(iun)
  ier = fclos(iun)
STOP
END

```

9.7.5 Script SHELL UNIX pour interpoler les sorties de modèle au point d'observation (UdEM) (à des fins de validation vs observations, Chaps. 4).

```

#!/bin/sh
# verification program
set -xv
rm work0
source=/cnfs/dev/aqd/pxarqjr/arqjaro/gem_data
nomvar=TEC2
HH=00
version=tsgpoll_mai_exp01_t12_run_00Z
ptarget=${source}/tmp
for year in 2012
do
for month in 05
do
for day in 01 02 03 04 05 06 07 08 09 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31
do
#prepare a file (work0) that contains all the 24 hour forecast for a particular day
date=${year}${month}${day}
date0=`r.date $date`
date1=`r.date $date +1 | cut -c 1-10`
date2=`r.date $date +23 | cut -c 1-10`

```

```

datei=`r.date $date1`
datef=`r.date $date2`
editfst2000 -s $ {source}/dm$ {year}$ {month}$ {day}$ {HH}$ {nomvar} -d work0 <<EOF
desire(-1,$ {nomvar})
zap(-1,BETU)
EOF
# units of TEC2 are ug/kg
# mass 4.19 E-6 ug/gra
# inverse of 4.19 E-6 is 238663.5
# to get units of gr/m**3 (suppose here density ~ 1 kg/m**3 near surface)
r.diag xlin ./work0 ./work1 -a=238664
editfst2000 -s $ {source}/dm$ {year}$ {month}$ {day}$ {HH}$ {nomvar} -d work1 <<EOF
desire(-1,'>>')
desire(-1,'^^')
EOF
mv work1 work0
##### HORIZONTAL INTERPOLATION #####
# ObsFLD is an interpolation program (horizontal interpolation)
./ObsFLD_BETU_tsgpoll.tcl BETU.latlong_tsgpoll.obs work0
#####
mv BETU.latlong_tsgpoll.obs.fld $ {ptarget}/BETU.$ {date}.obs.fld
a=$date
sed s/YYYYMMDD/$ {a}/g manipuleO3.f90 > manipule0.f90
sed s%PATHTARGET%"$ {ptarget} "%g manipule0.f90 > manipule1.f90
# cumule les resultats pour chaque jour
. s.ssmuse.dot pgi9xx
. s.ssmuse.dot rmnlib-dev
r.compile -src manipule1.f90 -o a.out
./a.out
rm work*
cat $ {ptarget}/model_O3.obs >> $ {ptarget}/model_O3.dat
rm $ {ptarget}/model_O3.obs
rm $ {ptarget}/*.fld
done
mv $ {ptarget}/model_O3.dat model_${nomvar}_${year}$ {month}_gemmach10_${version}.dat
rm work0
done
done
exit 0

```

9.7.6 Code SAS® pour calculer les valeurs moyennes journalières des sorties de modèles interpolées

```

data lecture;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_imode0_avril_mai_2012_exp01B.dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_imode0_avril_mai_2012_run_12Z_exp01B.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main
Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_imode1_exp01B_avril_mai_2012_run_12Z_including_00HR.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_imode1_exp01B_avril_mai_2012_run_12Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main
Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_imode1_exp02B_avril_mai_2012_nb_levels_vertical_one_run_12Z.d
at' MISSEVER;
*infile 'C:\Main
Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_imode1_exp02B_avril_mai_2012_nb_levels_vertical_three_run_12Z.
dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main
Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_imode1_exp02B_avril_mai_2012_nb_levels_vertical_seven_run_00Z.
dat' MISSEVER;

```

```

*infile 'C:\Main
Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_imodel_exp02B_avril_mai_2012_nb_levels_vertical_nine_run_00Z.d
at' MISSEVER;
*infile 'C:\Main
Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_imodel_exp02B_avril_mai_2012_nb_levels_vertical_six_run_12Z.da
t' MISSEVER;
*infile 'C:\Main
Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_imodel_exp02B_avril_mai_2012_nb_levels_vertical_eight_run_00Z.
dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_exp03_avril_mai_2012_WTH_18MS_run_12Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_exp04_avril_mai_2012_ust_025MS_run_00Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_exp04_USTARZP4_run_12Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_exp06_VD_15_run_00Z.dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_exp05_p10_run_00Z.dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_exp12_region_III_dist_tsg_run_12Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_exp01_td03_run_12Z.dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_exp10A_full_open_pok_run_00Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_exp12_region_VI_dist_run_00Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main
Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_exp010A_no_open_pok_3_days_earlier_run_12Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_exp03_WTH24_run_00Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_exp01_t12_run_00Z.dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_no_topo_run_12Z.dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_exp01_t11_run_00Z.dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_fce_max_00Z_run_12Z.dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_local_run_12Z.dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_15_levels_run_12Z.dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_tsg\model_TEC2_201204_gemmach10_tsgpoll_avril_tte_15_run_00Z.dat' MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_tsg\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_twelve_levels_run_12Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_tsg\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_tth_15_run_00Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_tsg\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_tth_15_run_12Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_tsg\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_tuned_run_00Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_tsg\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_VTH_21_run_00Z.dat'
MISSEVER;
*infile 'C:\Main Partition\data\model_tsg\model_TEC2_201205_gemmach10_tsgpoll_avril_mai_VTH_21_run_12Z.dat'
MISSEVER;
input code date lat long conc1-conc24;
array conc(24) conc1-conc24;
if code gt 50100 and code lt 50200; * yul;
do i = 1 to 24;
isp+conc(i);
end;
*if code = 55001; * mont st michel; *if code = 52301; * st-faustin laurentides;
*if code = 52401; * La Peche; *if code= 53901; * Edouard;
*if code= 54102; * MT SUTTON; *if code= 54601; * MURDOCHVILLE;
*if code= 55201; * cranberry; *if code ge 50403 and code le 50404; * ysc;
*if code ge 50308 and code le 50311; * yqb; *if code ge 60104 and code le 60106; * yow;
*if code ge 60410 and code le 60437; *yyz; *if code ge 60302 and code le 60304; *ygz;
*if code ge 30001 and code le 30118; *yhz; *if code = 40302; * YQM moncton;
*if code = 50504; * YSJ LAc St-Jean; *if code ge 60511 and code le 60520; * YHM;

```

```

*if code = 60808; * YQT Thunder Bay; *if code ge 60903 and code le 60904; * YXU London;
* if code = 65001; * WCU Barrie;
*todaym0: mean concentration from 00Z run for today;
*todaym1: idem but for 12Z run;
*dailym=mean(conc10,conc11,conc12,conc13,conc14,conc15,conc16,conc17,conc18,conc19,conc20,conc21);
*nightm=mean(conc22,conc23,conc24,conc1,conc2,conc3,conc4,conc5,conc6,conc7,conc8,conc9);
*moyenj=0.5*(dailym+nightm);
*dailymx=max(conc1,conc2,conc3,conc4,conc5,conc6,conc7,conc8,conc9,conc10,conc11,conc12,conc13,conc14,conc15,conc16,conc17,conc18,conc19,conc20,conc21,conc22,conc23,conc24);
*todaym0=mean(conc1,conc2,conc3,conc4,conc5,conc6,conc7,conc8,conc9,conc10,conc11,conc12,conc13,conc14,conc15,conc16,lag1(conc17),lag1(conc18),lag1(conc19),lag1(conc20),lag1(conc21),lag1(conc22),lag1(conc23),lag1(conc24));
todaym1=mean(conc1,conc2,conc3,conc4,lag1(conc5),lag1(conc6),lag1(conc7),lag1(conc8),lag1(conc9),lag1(conc10),lag1(conc11),lag1(conc12),lag1(conc13),lag1(conc14),lag1(conc15),lag1(conc16),lag1(conc17),lag1(conc18),lag1(conc19),lag1(conc20),lag1(conc21),lag1(conc22),lag1(conc23),lag1(conc24));
proc sort; by date;
proc means; by date;
var todaym1;
proc means;
run

```

9.7.7 Code SAS® pour effectuer les calculs de vérification et séries temporelles (Chap. 4)

* Programme SAS de validation

data correle;

*imode0 prévision lancée à 00z;*imode1 prévision lancée à 12z;

infile cards MISSOVER;

input jourj obsudm wxnyul imode0 imode1 wxclass prov_ retroj \$ windir precip climato tmean;

datalines;

102	-9	1	0	0.72	13	N	30	0.5	0
6.2									
103	-9	5	5.31	1.93	6	NE	0	0	0
7.5									
104	-9	18	4.31	47.5	3	NW	260	0	0
8.7									
105	-9	22	100.4	71.1	2	SW	220	0	0
11.0									

etc.;

(reste des données non-montrée)

data deux;

set correle;

*imode0: 00Z run, imode1:12Z run;

if obsudm = -9 then obsudm=.

movavgm=mean(lag2(imode0),lag1(imode0),imode0,lag2(imode1),lag1(imode1),imode1);

movavgo=mean(lag2(obsudm),lag1(obsudm),obsudm);

movavgwxn=mean(lag2(wxnyul),lag1(wxnyul),wxnyul);

ompavgm=movavgo-movavgm; ompavgc=movavgo-climato;

ompavgw=movavgo-movavgwxn;

modavg=0.5*(imode0+imode1);

ompw=obsudm-modavg; ompw=wxnyul; ompc=obsudm-climato;

aompavgm=abs(movavgo-movavgm); aompavgc=abs(movavgo-climato);

aompavgw=abs(movavgo-movavgwxn); aompm=abs(obsudm-modavg);

aompw=abs(obsudm-wxnyul); aompc=abs(obsudm-climato);

if jourj ge 111;

* pour documentation sur la vérification;

*voir: http://www.swpc.noaa.gov/forecast_verification/Glossary.html#pod;

```

if movavgm ge 30 and movavgo ge 30 then amavg+1;
if climato ge 30 and movavgo ge 30 then acavg+1;
if movavgwxn ge 30 and movavgo ge 30 then awavg+1;
if movavgm ge 30 and movavgo lt 30 then bmavg+1;
if climato ge 30 and movavgo lt 30 then bcavg+1;
if movavgwxn ge 30 and movavgo lt 30 then bwavg+1;
if movavgm lt 30 and movavgo ge 30 then cmavg+1;
if climato lt 30 and movavgo ge 30 then ccavg+1;
if movavgwxn lt 30 and movavgo ge 30 then cwavg+1;
if movavgm lt 30 and movavgo lt 30 then dmavg+1;
if climato lt 30 and movavgo lt 30 then dcavg+1;
if movavgwxn lt 30 and movavgo lt 30 then dwavg+1;
eps=0.0001; * to avoid dummy division by zero to avoid produce dummy warning messages;
farmavg=bmavg/(bmavg+dmavg+eps);
farcavg=bcavg/(bcavg+dcavg+eps);
farwavg=bwavg/(bwavg+dwavg+eps);
if modavg ge 30 and obsudm ge 30 then am+1;
if climato ge 30 and obsudm ge 30 then ac+1;
if wxnyul ge 30 and obsudm ge 30 then aw+1;
if modavg ge 30 and obsudm lt 30 then bm+1;
if climato ge 30 and obsudm lt 30 then bc+1;
if wxnyul ge 30 and obsudm lt 30 then bw+1;
if modavg lt 30 and obsudm ge 30 then cm+1;
if climato lt 30 and obsudm ge 30 then cc+1;
if wxnyul lt 30 and obsudm ge 30 then cw+1;
if modavg lt 30 and obsudm lt 30 then dm+1;
if climato lt 30 and obsudm lt 30 then dc+1;
if wxnyul lt 30 and obsudm lt 30 then dw+1;
if climato lt 30 and obsudm ge 30 then put climato obsudm;
farm3=bm/(bm+dm+eps); farc3=bc/(bc+dc+eps);
farw3=bw/(bw+dw+eps); if movavgm ge 80 and movavgo ge 80 then amavg8+1;
if climato ge 80 and movavgo ge 80 then acavg8+1;
if movavgwxn ge 80 and movavgo ge 80 then awavg8+1;
if movavgm ge 80 and movavgo lt 80 then bmavg8+1;
if climato ge 80 and movavgo lt 80 then bcavg8+1;
if movavgwxn ge 80 and movavgo lt 80 then bwavg8+1;
if movavgm lt 80 and movavgo ge 80 then cmavg8+1;
if climato lt 80 and movavgo ge 80 then ccavg8+1;
if movavgwxn lt 80 and movavgo ge 80 then cwavg8+1;
if movavgm lt 80 and movavgo lt 80 then dmavg8+1;
if climato lt 80 and movavgo lt 80 then dcavg8+1;
if movavgwxn lt 80 and movavgo lt 80 then dwavg8+1;
farmavg8=bmavg8/(bmavg8+dmavg8+eps); farcavg8=bcavg8/(bcavg8+dcavg8+eps);
farwavg8=bwavg8/(bwavg8+dwavg8+eps); if modavg ge 80 and obsudm ge 80 then am8+1;
if climato ge 80 and obsudm ge 80 then ac8+1; if wxnyul ge 80 and obsudm ge 80 then aw8+1;
if modavg ge 80 and obsudm lt 80 then bm8+1; if climato ge 80 and obsudm lt 80 then bc8+1;
if wxnyul ge 80 and obsudm lt 80 then bw8+1; if modavg lt 80 and obsudm ge 80 then cm8+1;
if climato lt 80 and obsudm ge 80 then cc8+1; if wxnyul lt 80 and obsudm ge 80 then cw8+1;
if modavg lt 80 and obsudm lt 80 then dm8+1; if climato lt 80 and obsudm lt 80 then dc8+1;
if wxnyul lt 80 and obsudm lt 80 then dw8+1;
farm8=bm8/(bm8+dm8+eps); farc8=bc8/(bc8+dc8+eps);
farw8=bw8/(bw8+dw8+eps);

```

* POD probability of detection;

```

podmavg3=amavg/(amavg+cmavg+eps); podcavg3=acavg/(acavg+ccavg+eps);
podwavg3=awavg/(awavg+cwavg+eps); podm3=am/(am+cm+eps);
podc3=ac/(ac+cc+eps); podw3=aw/(aw+cw+eps);
podmavg8=amavg8/(amavg8+cmavg8+eps);
podcavg8=acavg8/(acavg8+ccavg8+eps);
podwavg8=awavg8/(awavg8+cwavg8+eps);
podm8=am8/(am8+cm8+eps); podc8=ac8/(ac8+cc8+eps);
podw8=aw8/(aw8+cw8+eps);

```



```

* hit rate; * (a+d)/(a+b+c+d);
hitmav3=(amavg+dmavg)/(amavg+bmavg+cmavg+dmavg+eps);
hitcav3=(acavg+dcavg)/(acavg+bcavg+ccavg+dcavg+eps);
hitwav3=(awavg+dwavg)/(awavg+bwavg+cwavg+dwavg+eps);
hitm3=(am+dm)/(am+bm+cm+dm+eps);
hitc3=(ac+dc)/(ac+bc+cc+dc+eps);
hitw3=(aw+dw)/(aw+bw+cw+dw+eps);
hitmav8=(amavg8+dmavg8)/(amavg8+bmavg8+cmavg8+dmavg8+eps);
hitcav8=(acavg8+dcavg8)/(acavg8+bcavg8+ccavg8+dcavg8+eps);
hitwav8=(awavg8+dwavg8)/(awavg8+bwavg8+cwavg8+dwavg8+eps);
hitm8=(am8+dm8)/(am8+bm8+cm8+dm8+eps);
hitc8=(ac8+dc8)/(ac8+bc8+cc8+dc8+eps);
hitw8=(aw8+dw8)/(aw8+bw8+cw8+dw8+eps);

* critical success index;
csimav3=amavg/(amavg+bmavg+cmavg+eps);
csicav3=acavg/(acavg+bcavg+ccavg+eps);
csiwav3=awavg/(awavg+bwavg+cwavg+eps);
csim3=am/(am+bm+cm+eps); csic3=ac/(ac+bc+cc+eps);
csiw3=aw/(aw+bw+cw+eps);
csimav8=amavg8/(amavg8+bmavg8+cmavg8+eps);
csicav8=acavg8/(acavg8+bcavg8+ccavg8+eps);
csiwav8=awavg8/(awavg8+bwavg8+cwavg8+eps);
csim8=am8/(am8+bm8+cm8+eps);
csic8=ac8/(ac8+bc8+cc8+eps);
csiw8=aw8/(aw8+bw8+cw8+eps);
if movavgm/(obsudm+0.01) le 2.0 and movavgm/(obsudm+0.01) ge 0.5 then fc2mav+1;
if movavgwxn/(obsudm+0.01) le 2.0 and movavgwxn/(obsudm+0.01) ge 0.5 then fc2wav+1;
if climato/(obsudm+0.01) le 2.0 and climato/(obsudm+0.01) ge 0.5 then fc2cav+1;
if modavg/(obsudm+0.01) le 2.0 and modavg/(obsudm+0.01) ge 0.5 then fc2m+1;
if wxnyul/(obsudm+0.01) le 2.0 and wxnyul/(obsudm+0.01) ge 0.5 then fc2w+1;
if climato/(obsudm+0.01) le 2.0 and climato/(obsudm+0.01) ge 0.5 then fc2c+1;
ispm+modavg; ispo+obsudm; ispw+wxnyul; ispc+climato;
igreen=-999;
if precip gt 0.5 then iprecip=30;
proc print;
proc means;
* seems to be a factor of about 64 between obs and model imodel;
proc gplot data=deux;
/* Define the legend */
legend1 repeat=1 shape=symbol(5,2.5) label=none frame;
/* Define symbols */
symbol1 color=vibg interpol=join value=dot;
symbol2 color=blue interpol=join value=dot;
symbol3 color=red interpol=join value=dot;
symbol4 color=orange interpol=join value=star;
symbol5 color=brown interpol=join value=dot;
symbol6 color=gray interpol=join value=dot;
symbol7 color=pink interpol=join value=dot;
plot (movavgm movavgwxn movavg)*jourj /overlay legend=legend1;
plot (modavg wxnyul obsudm)*jourj /overlay legend=legend1;
plot (movavgm wxnyul obsudm)*jourj /overlay legend=legend1;
*proc corr spearman;
proc corr;
var movavgm movavg movavgwxn climato wxnyul obsudm modavg;
proc gplot data=deux;
/* Define the legend */
legend1 repeat=1 shape=symbol(5,2.5) label=none frame;

/* Define symbols */
AXIS1 LABEL = (a=90 F=SWISSB H=1.5 'MOVING AVG CONC (p/m**3)')

```

```

VALUE=(f=SWISSB H=2)
ORDER= 0 to 300 by 50
MAJOR= (H=-0.5 W=2)
MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
WIDTH= 2;
AXIS2 LABEL = (F=SWISSB H=1.5 'JULIAN DAY')
VALUE=(f=SWISSB H=2)
ORDER= 110 TO 150 BY 10
MAJOR= (H=-0.5 W=2)
MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
WIDTH= 2;
AXIS3 LABEL = (a=-90 F=SWISSB H=1.5 'DAILY MEAN TEMP (deg. C)')
VALUE=(f=SWISSB H=2)
ORDER= 0 to 30 by 10
MAJOR= (H=-0.5 W=2)
MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
WIDTH= 2;
symbol1 color=vibg interpol=join value=dot H=1.5 W=2;
symbol2 color=blue interpol=join value=dot H=1.5 W=2;
symbol3 color=red interpol=join value=dot H=1.5 W=2;
symbol4 color=orange interpol=join value=star H=1.5 W=2;
symbol5 color=green interpol=none value=dot H=1.5 W=2;
symbol6 color=gray interpol=join value=dot;
symbol7 color=pink interpol=join value=dot;
plot (movavgm movavgwxn movavgv)*jourj /overlay VAXIS=AXIS1 HAXIS=AXIS2 legend=legend1;
plot2 tmean*jourj iprecip*jourj /overlay VAXIS=AXIS3 HAXIS=AXIS2 legend=legend2;
run;

```

9.7.8 Code SAS[®] pour calculer un facteur de conversion

```

data un;
* from Helbig et al 2004;
* density and diameter of Betula;
denbetu=800;
diameter=22e-06;
pi=3.1416;
radius=diameter/2;
* compute mass of Betula; mbetu=denbetu*4*pi*radius**3/3;
* mass in microgrammes; mbetumg=mbetu*1.0E6;
* compute multiplicative factor;
* grid size model is 10km*10km;
area=10E3*10E3;
*transform particulate/m**2 sec (flux) into grammes/sec;
mfactor=area*mbetumg/1000;
* transform particulates/m**3 into ug/kg;
mfactori=mbetumg/denbetu;
* model unit is microgrammes/kg
* mfactor is grammes/sec (right units for emission flux in GEM-MACH);
proc print;
run;

```

9.7.9 GEM-MACH configuration (Chaps. 4)

```

export storage_model=$HOME/data/hadar/gem_storage
export mach=hadar
export BACKEND_mach=$mach
export UM_EXEC_inrep=$HOME/pilot/hadar/eef/2012041012
export exp=eefl01
export EXP=$exp
export

```

```

UM_EXEC_climato=/home/binops/afsi/sio/datafiles/constants/climato_1080X540+_ligne_de_glace_2006+_AL_NOSNOW_
+_I8_glorys1v2
export UM_EXEC_geophy=/fs/dev/aqd/s1/arqj/aro/gem_storage/geophy_10km_996x1028_mai_2010
export BIOG=/fs/cmo/data/emissions_can2006_us2012_10km/biogenic.fst
export AREA=/fs/dev/aqd/s1/arqj/aro/emissions/area
export MJRPTS=/fs/dev/aqd/s1/arqj/aro/emissions/major
export UM_EXEC_xferl=1
export MACHINE=$BACKEND_mach
export ABSADDRESS=$storage_model
export UM_EXEC_d2z=1
export UM_EXEC_xfer=hadar:/fs/dev/aqd/s1/arqj/aro/cycler/eef/gem_data/$EXP
export BACKEND_time_mod=10800
export BACKEND_time_ntr=10800
export BACKEND_cm=12G
export BACKEND_OMP=4
export M_EXEC_ozone=/home/binops/afsi/sio/datafiles/constants/ozoclim_Fortuin_Kelder1998
export UM_XFER_cfgfile=/users/dor/arqj/aro/SRPDQA10/test1/eef/gemmach_output.cfg
export geophy=$UM_EXEC_geophy
export inrep=$UM_EXEC_inrep
export climato=$UM_EXEC_climato
export UM_EXEC_constantes="/home/binops/afsi/sio/env_AIX-powerpc7/modeles/GEMDM/mach_10L80_2012-09-
09/constantes"
export PHYSICS_VERSION=5.0.4.4

```

9.7.10 Code pour générer les filtres spatiaux pour les régions émettrices de pollen (script Linux) (Chap. 4)

```

#!/bin/bash
mypath=/home/pxarqj/arqj/aro/programmes_f90/FOR_ASSIM
pgsm -iment $mypath/tictac_gemmach10.fstd $tempo_dir1/ajout${index}AA -ozsrt $tempo_dir1/tutu -i $mypath/pgsm.dir
#region I_DIST_tsg_GEM_MACH10 Appalaches & US East coast
r.diag extrac ./bidon ./bidon_out -dlon1 220 -dlon2 350 -dlat1 100 -dlat2 150
#region II_DIST_tsg_GEM_MACH10 Golfe_St-Laurent Labrador et Terre-Neuve
r.diag extrac ./bidon ./bidon_out -dlon1 350 -dlon2 500 -dlat1 50 -dlat2 150
#region III_DIST_tsg_GEM_MACH10 LAurentides, North, West within 1000 km
r.diag extrac ./bidon ./bidon_out -dlon1 250 -dlon2 400 -dlat1 150 -dlat2 220
#region IV WRN ONTARIO AND PRAIRIES
r.diag extrac ./bidon ./bidon_out -dlon1 200 -dlon2 400 -dlat1 220 -dlat2 450
#region V SRN QC (Srn Laurent)
r.diag extrac ./bidon ./bidon_out -dlon1 250 -dlon2 300 -dlat1 150 -dlat2 220
#region VI NRN QC (Nm Laurent)
r.diag extrac ./bidon ./bidon_out -dlon1 300 -dlon2 400 -dlat1 150 -dlat2 220

```

9.7.11 Code pour Article 3 (Chap. 5)

```

* analyse betula udmpr;
***** READ POLLEN DATA *****;
data betu;
infile 'C:\Main Partition\data\betula_2000_2012_vs_days_week.txt' MISSOVER;
input year 1-4 month 5-6 day 7-8 betula dw $ julian;
date=year*10000+month*100+day;
if betula=0 then betula=1; if betula lt 0 then betula=.;
lbet=log(betula);
if year=. then delete;
if year ge 2006 and year le 2008;
proc sort;by date;

***** READ METEOROLOGICAL CLASS *****;
data classwx;
infile 'C:\Main Partition\data\classe_meteo_Avril_2000_Oct_2012_vs_Julian.dat' FIRSTOBS=20 MISSOVER;

```

```

input date classmet julian;
proc sort; by date;

***** READ METEOROLOGICAL OBS (YUL) *****;
data meteo;
infile 'C:\Main Partition\data\Meteo_2006_2008_WX_YUL_final_15H.txt';
input year month date hour $ temp td rh wdir ws vis press wx $;
*if hour='12:00' or hour='15:00' or hour='18:00';
if hour='15:00'; if month ge 4 and month le 6;
proc sort; by date;

***** READ OZONE DATA *****;
data ozone;
infile 'C:\Main Partition\data\valmax_2006_2008_all_O3_april_june_short.dat';
input idstat lat long date ozomax;
if idstat = 50129; *if idstat ge 50000 and idstat le 50200; *if idstat = 50126;
if ozomax lt 0 then ozomax=.;
proc sort; by date;

***** READ PM25 DATA *****;
data pmfine;
infile 'C:\Main Partition\data\valmax_2003_2008_all_PM25.dat';
input idstat lat long date pm25max;
if idstat=50129; *if idstat ge 50000 and idstat le 50200; *if idstat = 50126;
if pm25max lt 0 then pm25max=.;
proc sort; by date;

***** READ AQHI *****;
data aghi;
infile 'C:\Main Partition\data\AQHI_50000_52000_2007_2008_SPRING_MEAN_12Z_18Z.txt' MISSOVER;
input date aghiavg;
proc sort; by date;

***** READ HOSP DATA *****;
data hospital cn cs est ouest (drop=bidon);
infile 'C:\Main Partition\data_vmware\data\Nombre_d_hospit_asthme_par_jour_Secteurs_de_Mtl_2006_a_2008.csv'
FIRSTOBS=1 DLM=';' MISSOVER;
input region $ date count bidon;
if region='CENTRE N' then output cn;
if region='CENTRE S' then output cs;
if region='EST' then output est;
if region='OUEST' then output ouest;
data cn (keep=date cncount);
set cn;
cncount=count;
data cs (keep=date cscount);
set cs;
cscount=count;
data est (keep=date escount);
set est;
escount=count;
data ouest (keep=date oucount);
set ouest;
oucount=count;
proc sort data=cn; by date; proc sort data=cs; by date; proc sort data=est; by date;
proc sort data=ouest; by date;
data totalhosp;
merge cn cs est ouest; by date;
if totcount=. then totcount=0; if cncount =. then cncount=0; if cscount =. then cscount=0;
if escount =. then escount=0; if oucount =. then oucount=0;
totcount=cncount+cscount+escount+oucount;
proc means;

```

```

proc sort; by date;

*****MERGE DATA*****
data assemble (drop = idstat year date lat long day month);
merge betu classwx meteo ozone pmfine totalhosp aqhi; by date;
* during betula season uncomment the following line;
if betula = . then betula=0;
*if date ge 20080501 and date le 20080531 or date ge 20060509 and date le 20060531 or date ge 20070501 and date le
20070531;
if date ge 20080401 and date le 20080631 or date ge 20060501 and date le 20060631 or date ge 20070401 and date le
20070631;
if totcount=. then totcount=0;
betlag1=lag1(betula); lbetlag1=log(betlag1); ozolag1=lag1(ozomax); pmlag1=lag1(pm25max);
aqhilag1=lag1(aqhiavg); aqhilag2=lag2(aqhiavg); aqhilag3=lag3(aqhiavg); aqhilag4=lag4(aqhiavg); aqhilag5=lag5(aqhiavg);
templag1=lag1(temp); templag2=lag2(temp); tgrad=temp-templag1;
tdlag1=lag1(td); tdlag2=lag2(td); tdgrad=td-tdlag1;
rhlag1=lag1(rh); rhlag2=lag2(rh);
wslag1=lag1(ws); wslag2=lag2(ws);
vislag1=lag1(vis); vislag2=lag2(vis);
presslag1=lag1(press); presslag2=lag2(press);
betlag2=lag2(betula); betlag3=lag3(betula);
betlag4=lag4(betula); betlag5=lag5(betula);
ozolag2=lag2(ozomax); ozolag3=lag3(ozomax);
ozolag4=lag4(ozomax); ozolag5=lag5(ozomax);
ozolag6=lag6(ozomax); ozolag7=lag7(ozomax);
pmlag2=lag2(pm25max); pmlag3=lag3(pm25max);
pmlag4=lag4(pm25max); pmlag5=lag5(pm25max);
pmlag6=lag6(pm25max); pmlag7=lag7(pm25max);
aqhilag2=lag2(aqhiavg); aqhilag3=lag3(aqhiavg);
gradaqhi=aqhiavg-lag1(aqhiavg); lgradaqhi=lag1(gradaqhi);
if classmet = . or classmet= 0 or classmet=-9 then classmet=13;
wdclass=0; wdir=wdir*10;
if wdir ge 22.5 and wdir lt 67.5 then wdclass=1;
if wdir ge 67.5 and wdir lt 112.5 then wdclass=2;
if wdir ge 112.5 and wdir lt 157.5 then wdclass=3;
if wdir ge 157.5 and wdir lt 202.5 then wdclass=4;
if wdir ge 202.5 and wdir lt 247.5 then wdclass=5;
if wdir ge 247.5 and wdir lt 292.5 then wdclass=6;
if wdir ge 292.5 and wdir lt 337.5 then wdclass=7;
if temp lt 13.5 then tclass=1;
if temp ge 13.5 and temp lt 16 then tclass=2;
if temp ge 16 and temp lt 18.5 then tclass=3;
if temp ge 18.5 and temp lt 21 then tclass=4;
if temp ge 21 and temp lt 23.5 then tclass=5;
if temp ge 23.5 then tclass=6;
*if classmet = 7 or classmet=2 or classmet=9;
*if classmet = 12 or classmet = 8 or classmet =4;
*if temp ge 14 and temp lt 19;
*if classmet =4 or classmet=5 or classmet=6 or classmet=8 or classmet=11;
*if classmet = 12 or classmet =9 or classmet=7 or classmet=2 or classmet=1 or classmet=3 or classmet=10;
*if wdir lt 225 and wdir ge 45;
lag1cmet=lag1(classmet);
lag2cmet=lag2(classmet);
if classmet = 12 or classmet =9 then do;
classhosp=1;
end;
else do;
classhosp=2;
end;
ozolmavg=mean(ozomax,ozolag1,ozolag2,ozolag3,ozolag4,ozolag5);
pmlmavg=mean(pm25max,pmlag1,pmlag2,pmlag3,pmlag4,pmlag5);
betlmavg=mean(betula,betlag1,betlag2,betlag3,betlag4,betlag5);

```

```

aqhlmavg=mean(aqhiavg,aqhilag1,aqhilag2,aqhilag3,aqhilag4,aqhilag5);
*if dw='Sam' or dw='Dim' then delete;
if dw='Lun' then ndw=1; if dw='Mar' then ndw=2; if dw='Mer' then ndw=3;
if dw='Jeu' then ndw=4; if dw='Ven' then ndw=5; if dw='Sam' then ndw=6;
if dw='Dim' then ndw=7;
*if date gt 20080400 and date lt 20081100;
*if classmet = 12 or classmet = 9 or classmet =7;
*if classmet = 2 or classmet = 5 or classmet = 8 or classmet = 11 then delete;
*if classmet le 3 or classmet = 9 or classmet =10 or classmet=12;
*if dw='Sam' or dw='Dim' then delete;
proc sort; by classhosp;
proc means; by classhosp;
run;

proc means;
proc print;

***** FIGURES (GCHART & PLOT) *****;
PATTERN1 C=RED;
proc gchart data=assemble;
  AXIS1 LABEL=(a=90 F=SWISSB H=1.4 'BETULA COUNT  ')
    VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
    MAJOR=(H=-0.5 W=2)
    MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)
    ORDER = 0 to 500 by 100
    WIDTH=2;
  AXIS2 LABEL=(F=SWISSB H=1.5 'MET CLASS')
    VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
    ORDER=1 TO 12 BY 1
    MAJOR=(H=-0.5 W=2)
    MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)
    WIDTH=2;
  VBAR tclass / DISCRETE SUMVAR=betula TYPE=MEAN
    RAXIS=AXIS1 MAXIS=AXIS2 ERRORBAR=BARS CLM=90;
  *TITLE H=1.4 F=SWISSB '  AVG MEAN PMLAG MTL VS MET CLASS ';
  *TITLE2 H=1.2 F=SWISSB '  YEAR  2003 - 2008';
*****;
proc gchart data=assemble;
  AXIS1 LABEL=(a=90 F=SWISSB H=1.4 'DAILY MEAN HOSP COUNT')
    VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
    MAJOR=(H=-0.5 W=2)
    ORDER= 1 to 4 by 0.5
    MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)
    WIDTH=2;
  AXIS2 LABEL=(F=SWISSB H=1.5 'DAY OF THE WEEK')
    VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
    ORDER=1 TO 7 BY 1
    MAJOR=(H=-0.5 W=2)
    MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)
    WIDTH=2;
  VBAR ndw / DISCRETE SUMVAR=totcount TYPE=MEAN
    RAXIS=AXIS1 MAXIS=AXIS2 ERRORBAR=BARS CLM=90;

  *TITLE H=1.4 F=SWISSB '  AVG HOSP COUNT VS DAY OF THE WEEK ';
  *TITLE2 H=1.2 F=SWISSB '  YEAR  2006 - 2008';
proc gchart data=assemble;
  AXIS1 LABEL=(a=90 F=SWISSB H=1.4 'DAILY AVG HOSP COUNT MONTREAL - YEAR 2006-2008  ')
    VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
    ORDER = 1 to 5 BY 1
    MAJOR=(H=-0.5 W=2)
    MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)

```

```

        WIDTH=2;
    AXIS2 LABEL=(F=SWISSB H=1.5 'WIND DIRECTION')
        VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
        ORDER=0 TO 7 BY 1
        MAJOR=(H=-0.5 W=2)
        MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)
        WIDTH=2;
VBAR wdclass / DISCRETE SUMVAR=totcount TYPE=MEAN
        RAXIS=AXIS1 MAXIS=AXIS2 ERRORBAR=BARS CLM=90;
    TITLE H=1.4 F=SWISSB ' ';
    TITLE2 H=1.2 F=SWISSB ' ';
    proc gplot data=assemble;
    AXIS1 LABEL=(a=90 F=SWISSB H=1.5 'DAILY HOSP COUNT MONTREAL - YEAR 2006-2008  ');
        VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
        ORDER= 0 to 10 by 1
        MAJOR=(H=-0.5 W=2)
        MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)
        WIDTH=2;
    AXIS2 LABEL=(F=SWISSB H=1.5 'JULIAN DAY')
        VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
        ORDER= 91 to 301 BY 30
        MAJOR=(H=-0.5 W=2)
        MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)
        WIDTH=2;
    AXIS3 LABEL=(a=-90 F=SWISSB H=1.5 'DAILY MAX. TEMP (DEG C)')
        VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
        ORDER= 10 to 35 by 5
        MAJOR=(H=-0.5 W=2)
        MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)
        WIDTH=2;
    plot totcount*julian /OVERLAY VAXIS=AXIS1 HAXIS=AXIS2;
    plot2 temp*julian /OVERLAY VAXIS=AXIS3 HAXIS=AXIS2;
    SYMBOL1 V=DOT I=J C=BLACK H=1.5 W=1.5;
    SYMBOL2 V=DOT I=NONE C=BLUE H=1.5 W=1.5;
    TITLE H=1.4 F=SWISSB ' ';
    TITLE2 H=1.2 F=SWISSB ' ';
    proc gchart data=assemble;
    AXIS1 LABEL=(a=90 F=SWISSB H=1.4 'Ozone (ppbv) - YEAR 2006-2008  ');
        VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
        ORDER = 20 to 80 BY 10
        MAJOR=(H=-0.5 W=2)
        MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)
        WIDTH=2;
    AXIS2 LABEL=(F=SWISSB H=1.5 'MET CLASS')
        VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
        ORDER=1 TO 12 BY 1
        MAJOR=(H=-0.5 W=2)
        MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)
        WIDTH=2;
VBAR classmet / DISCRETE SUMVAR=ozomax TYPE=MEAN
        RAXIS=AXIS1 MAXIS=AXIS2 ERRORBAR=BARS CLM=90;
    TITLE H=1.4 F=SWISSB ' ';
    TITLE2 H=1.2 F=SWISSB ' ';
proc gchart data=assemble;
    AXIS1 LABEL=(a=90 F=SWISSB H=1.4 'PM25 (ug/m**3) - YEAR 2006-2008  ');
        VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)
        ORDER = 0 to 30 BY 5
        MAJOR=(H=-0.5 W=2)
        MINOR=(N=4 H=-0.4 W=1)
        WIDTH=2;
    AXIS2 LABEL=(F=SWISSB H=1.5 'MET CLASS')
        VALUE=(f=SWISSB H=-1.0)

```

```

ORDER=1 TO 12 BY 1
MAJOR= (H=-0.5 W=2)
MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
WIDTH=2;
VBAR classmet / DISCRETE SUMVAR=pm25max TYPE=MEAN
RAXIS=AXIS1 MAXIS=AXIS2 ERRORBAR=BARS CLM=90;
TITLE H=1.4 F=SWISSB ' ';
TITLE2 H=1.2 F=SWISSB ' ';
proc gchart data=assemble;
AXIS1 LABEL= (a=90 F=SWISSB H=1.4 'AQHI - YEAR 2006-2008 ' )
VALUE= (f=SWISSB H=-1.0)
ORDER = 1 to 8 BY 1
MAJOR= (H=-0.5 W=2)
MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
WIDTH=2;
AXIS2 LABEL= (F=SWISSB H=1.5 'MET CLASS')
VALUE= (f=SWISSB H=-1.0)
ORDER=1 TO 12 BY 1
MAJOR= (H=-0.5 W=2)
MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
WIDTH=2;
VBAR classmet / DISCRETE SUMVAR=aqhiavg TYPE=MEAN
RAXIS=AXIS1 MAXIS=AXIS2 ERRORBAR=BARS CLM=90;
TITLE H=1.4 F=SWISSB ' ';
TITLE2 H=1.2 F=SWISSB ' ';
proc gchart data=assemble;
AXIS1 LABEL= (a=90 F=SWISSB H=1.4 'DAILY MEAN HOSP - YEAR 2006-2008 ' )
VALUE= (f=SWISSB H=-1.0)
ORDER = 0 to 6 BY 1
MAJOR= (H=-0.5 W=2)
MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
WIDTH=2;
AXIS2 LABEL= (F=SWISSB H=1.5 'MET CLASS')
VALUE= (f=SWISSB H=-1.0)
ORDER=1 TO 12 BY 1
MAJOR= (H=-0.5 W=2)
MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
WIDTH=2;
VBAR classmet / DISCRETE SUMVAR=totcount TYPE=MEAN
RAXIS=AXIS1 MAXIS=AXIS2 ERRORBAR=BARS CLM=90;
TITLE H=1.4 F=SWISSB ' ';
TITLE2 H=1.2 F=SWISSB ' ';
proc gchart data=assemble;
AXIS1 LABEL= (a=90 F=SWISSB H=1.4 'DAILY MEAN HOSP - YEAR 2006-2008 ' )
VALUE= (f=SWISSB H=-1.0)
MAJOR= (H=-0.5 W=2)
MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
WIDTH=2;
AXIS2 LABEL= (F=SWISSB H=1.5 'MET CLASS')
VALUE= (f=SWISSB H=-1.0)
ORDER=1 TO 2 BY 1
MAJOR= (H=-0.5 W=2)
MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
WIDTH=2;
VBAR classhosp / DISCRETE SUMVAR=totcount TYPE=MEAN
RAXIS=AXIS1 MAXIS=AXIS2 ERRORBAR=BARS CLM=95;
TITLE H=1.4 F=SWISSB ' ';
TITLE2 H=1.2 F=SWISSB ' ';

* BASIC stats treatment;
*/;
proc corr;

```



```

*var betula lbet lbetlag1 cncount cscout  escout oucount totcount temp td rh ws vis press ozomax pm25max aqhiavg
betlag1 ozolag1 pmlag1 aqhilag1 templag1 templag2 tdlag1 tdlag2 rhlag1 rhlag2 wslag1 wslag2 vislag1 vislag2 presslag1
presslag2 betlag2 ozolag2 pmlag2 aqhilag2;
var cncount cscout escout oucount totcount betula lbet lbetlag1 betlag1 betlag2 betlag3 betlag4 betlag5 ozomax
pm25max ozolag1 pmlag1 aqhiavg aqhilag1;

proc stepwise;
  model totcount = lbet betlag1 ozolag1 aqhilag1

      / forward backward stepwise sle=.15 sls=.02;
      *lbtelag1 temp td templag1 templag2 tdlag1 tdlag2 betlag2 ;
run;

***** TRAIEMENT STATS BY CLASS MET *****;

proc sort data=assemble; by classmet;
proc means; by classmet;

***** TRAIEMENT STATS BY WIND DIR *****;
proc sort data=assemble; by wdclass;
proc means; by wdclass;
run;

```

9.7.12 Code SAS® pour Article 4 (Chap. 6)

data lecture;

* SOURCE: RAMQ web site tables SM-20;

INFILE cards MISSOVER;

*input year qbc mau est mtl out abi ctn nq gilm lav lan lau mon bstl slj cha ensq;

input year nb1-nb17;

* second trimestre seulement;

datalines;

```

2005 4838 1338 982 11516 475 769 205 0 90 2130 1058 1172 3822 849 1371 1131 31746
2006 4704 1465 1069 11196 423 1142 64 0 76 1939 1133 1124 3699 833 1399 1151 31621
2007 4388 1422 1204 10614 613 1167 96 39 209 2194 1453 1348 4017 994 1575 1013 32346
2008 5168 1611 1405 11359 662 1346 75 34 334 2664 1703 1237 4502 1039 1669 1122 35930
2009 5355 1722 1455 12223 865 1235 50 76 336 2537 1833 1394 4939 956 1765 1183 32963
2010 5714 1891 1478 12207 899 1393 119 52 528 2810 2144 1353 4751 1023 1981 1456 39799
2011 5738 1831 1675 11907 771 1522 69 104 617 2771 1967 1385 5241 1022 2097 1514 40231
2012 6291 2081 1830 12184 779 1269 84 72 655 2573 2789 1406 5832 1376 2129 1688 43038
2013 7037 2355 1929 13057 880 1492 83 107 699 2734 2531 1391 5753 1464 2131 1786 45399
2014 6608 2542 1861 12717 808 1429 383 99 785 2509 3292 1522 5727 1324 2219 1396 45221
;

```

data un deux trois quatre cinq six sept huit neuf dix onze douze treize quatorz quinze seize dixsept;

set lecture;

array nb(17) nb1-nb17; array pop(17) pop1-pop17; array fc(17) fc1-fc17; array fsmk(17) fsmk1-fsmk17;

pop(1)=710.9; pop(2)=225.3; pop(3)=270.9; pop(4)=1915.6; pop(5)=373.9; pop(6)=146.7; pop(7)=95.6;

pop(8)=44.0; pop(9)=94.5; pop(10)=417.3; pop(11)=488.9; pop(12)=580.0; pop(13)=1499.0; pop(14)=201.2;

pop(15)=277.2; pop(16)=418.7; pop(17)=8200;

* age-adjusted correction factor;

fc(1)= 0.975;fc(2)= 1.049;fc(3)= 1.031;fc(4)= 0.939;fc(5)= 0.928;fc(6)= 0.989;fc(7)= 0.965;fc(8)= 1.048;fc(9)=

1.048;fc(10)= 0.997;fc(11)= 0.972;fc(12)= 0.972;fc(13)= 0.986;fc(14)= 1.054;fc(15)= 1.006;fc(16)= 1.02;

fc(17)=1;

*order: qbc mau est mtl out abi ctn nq gilm lav lan lau mon bstl slj cha:

* tobacco smoking adjustment factor;

```

avgfsmk=29.5;
fsmk(1)=27.8/avgfsmk;fsmk(2)=30.9/avgfsmk;fsmk(3)=29.6/avgfsmk;fsmk(4)=26.9/avgfsmk;fsmk(5)=39.3/avgfsmk;
fsmk(6)=32.0/avgfsmk;fsmk(7)=35.8/avgfsmk;
fsmk(8)=34.9/avgfsmk;fsmk(9)=32.7/avgfsmk;fsmk(10)=27.7/avgfsmk;fsmk(11)=33.3/avgfsmk;fsmk(12)=31.1/avgfsmk;
fsmk(13)=26.9/avgfsmk;fsmk(14)=29.4/avgfsmk;
fsmk(15)=32.3/avgfsmk;fsmk(16)=26.3/avgfsmk;fsmk(17)=29.5;
do i = 1 to 17;
*100/1000=0.1;
*fsmk(i)=1;
prevalence=0.1*nb(i)/(pop(i)*fsmk(i)*fc(i));
if i=1 then name='qbc'; if i=2 then name='mau'; if i=3 then name='est';
if i=4 then name='mtl'; if i=5 then name='out'; if i=6 then name='abi';
if i=7 then name='ctn'; if i=8 then name='nq'; if i=9 then name='gilm';
if i=10 then name='lav'; if i=11 then name='lan'; if i=12 then name='lau';
if i=13 then name='mon'; if i=14 then name='bstl'; if i=15 then name='slj';
if i=16 then name='cha'; if i=17 then name='ens'; if i=1 then classe=1;
if i=2 then classe=2; if i=3 then classe=3; if i=4 then classe=4;
if i=5 then classe=5; if i=6 then classe=6; if i=7 then classe=7;
if i=8 then classe=8; if i=9 then classe=9; if i=10 then classe=10;
if i=11 then classe=11; if i=12 then classe=12; if i=13 then classe=13;
if i=14 then classe=14; if i=15 then classe=15; if i=16 then classe=16;
if i=17 then classe=17;
population=pop(i);
if i= 1 then output un; if i= 2 then output deux; if i= 3 then output trois; if i= 4 then output quatre; if i= 5 then
output cinq; if i= 6 then output six; if i= 7 then output sept; if i= 8 then output huit; if i= 9 then output neuf; if
i= 10 then output dix; if i= 11 then output onze; if i= 12 then output douze; if i= 13 then output treize; if i= 14
then output quatorz; if i= 15 then output quinze; if i= 16 then output seize; if i=17 then output dixsept;
end;
proc sort data=un; by year; proc sort data=deux; by year;proc sort data=trois; by year;proc sort data=quatre; by
year;proc sort data=cinq; by year;proc sort data=six; by year;proc sort data=sept; by year;
proc sort data=huit; by year;proc sort data=neuf; by year;proc sort data=dix; by year;proc sort data=onze; by
year;proc sort data=douze; by year;
proc sort data=treize; by year;proc sort data=quatorz; by year;
proc sort data=quinze; by year;proc sort data=seize; by year;
proc sort data=dixsept; by year;
data final;
*merge un deux trois quatre cinq six sept huit neuf dix onze douze treize quatorz quinze seize dixsept;
set un deux trois quatre cinq six sept huit neuf dix onze douze treize quatorz quinze seize; by year;
keep classe nclasse prevalence name year group population;
*if year=2013;

* Abitibi-Temiscamingue (known for woodstove 40% pop have one) is a outlier;
* met conforme aux regions administratives;
*qbc mau est mtl out abi ctn nq gilm lav lan lau mon bstl slj cha ensq;

if classe=14 then nclasse=1;if classe=15 then nclasse=2;if classe=1 then nclasse=3;if classe=2 then nclasse=4;if
classe=3 then nclasse=5;
if classe=4 then nclasse=6;if classe=5 then nclasse=7;if classe=6 then nclasse=8;if classe=7 then nclasse=9;if
classe=8 then nclasse=10;
if classe=9 then nclasse=11;if classe=16 then nclasse=12;
if classe=10 then nclasse=13;if classe=11 then nclasse=14;
if classe=12 then nclasse=15;if classe=13 then nclasse=16;
if classe=17 then nclasse=17;if nclasse=17 then delete;

* group major cities (1), industrial (2), rural and remote regions 93);
group=3;

```

```

if nclasse=3 or nclasse=6 or nclasse=13 or nclasse=16 then group=1;
if nclasse=2 or nclasse=4 or nclasse=8 or nclasse= 14 then group=2;
*if nclasse=8 then delete; *outlier abitibi (40% have woodstove);
proc print;
proc means;
PATTERN1 C=RED;
proc gchart data=final;
  AXIS1 LABEL= (a=90 F=SWISSB H=2 'ADJUSTED PREVALENCE')
    VALUE= (f=SWISSB H=-3.0)
      MAJOR= (H=-0.5 W=2)
    MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
    WIDTH=3;
  AXIS2 LABEL= (F=SWISSB H=2 'GROUP')
    VALUE= (f=SWISSB H=-8.0)
    ORDER=1 TO 3 BY 1
    MAJOR= (H=-0.5 W=2)
    MINOR= (N=4 H=-0.4 W=1)
    WIDTH=3;
  VBAR group / DISCRETE SUMVAR=prevalence TYPE=MEAN
    RAXIS=AXIS1 MAXIS=AXIS2 ERRORBAR=BARS CLM=90;
  TITLE H=2 F=SWISSB ' Prevalence of respiratory test for 3 group: Province of Quebec';
  TITLE2 H=1.5 F=SWISSB ' YEAR 2005 - 2014';

  */;

```

```

data aqi;
set final;
* source: www.iqa.mddelcc.gouv.qc.ca (all year 2013);
i=classe;
if i=1 then aqi=(1.4+8.2+5.8)/3;
if i=2 then aqi= (8.5+2.5+15.9+27.7+2.5)/5;
if i=3 then aqi=(0.3+1.1)/2;
if i=4 then aqi=(10.4+4.9+14.2+5.5)/4;
if i=5 then aqi=(2.8+2.8+0.3)/3;
if i=6 then aqi=(0.3+11.6+20.5+0.3+25.9)/5;
if i ge 7 and i le 9 then aqi=0;
if i = 10 then aqi=6;
if i = 11 then aqi=3.1;
if i = 12 then aqi=0.6;
if i = 13 then aqi=.;
if i=14 then aqi=(0.9+0.6)/2;
if i=15 then aqi=(1.1+2.8+2.8+4.2)/4;
if i=16 then aqi=.;
* source robichaud et al 2016;
if i=1 then aqhi=(0.207+0.156)/2;
if i=2 then aqhi=(0.096+0.238+0.150+0.1+0.083+0.123+0.117)/7;
if i=3 then aqhi=(0.127+0.134+0.056+0.114+0.104+0.088+0.074)/7;
if i=4 then
aqhi=(0.418+0.314+0.443+0.448+0.406+0.329+0.448+0.412+0.360+0.341+0.251+0.4+0.352+0.271+0.422+0.317+
0.368+0.452+0.312)/19;
if i=5 then aqhi=(0.22+0.082+0.214+0.192)/4;
if i=6 then aqhi=(0.044+0.044+0.082)/3;
if i=7 then aqhi=0.0;
if i=8 then aqhi=0.0;
if i=9 then aqhi=0.0;
if i=10 then aqhi=0.315;

```

```

if i=11 then aqhi=0.21;
if i=12 then aqhi=(0.026+0.066)/2;
if i=13 then aqhi=(0.137+0.129+0.278+0.137)/4;
if i=14 then aqhi=0.008;
if i=15 then aqhi=(0.077+0.182+0.015)/3;
if i=16 then aqhi=0.076;
*if year = 2013;
proc print;
proc corr;
    var prevalence aqi aqhi population;
proc reg;
    model prevalence=aqhi;
    /*;
proc glm data=final;
    class nclasse;
    model prevalence=nclasse;
    means nclasse /tukey alpha=0.05;

*proc anova data=final;
*class nclasse;
*model prevalence=nclasse;
proc glm data=final;
    class group;
    model prevalence=group;
    means group /tukey alpha=0.000001;
run;

```


9.8 Video for pollen simulation (11th April – 31st May 2012)

Horizontal distribution of pollen as a function of time (each frame is one hour starting 11th April 2012 at 12UTC, e.g. 8AM in the morning) during *Betula* (birch) pollen season of 2012. The units are in grains/m³ and values follow the color bar to the right. Notice that most of the pollen arriving in Montreal comes from the Laurentides as found in Table 4.6. Note: Copyrights on this video belong to Alain Robichaud and Government of Canada.

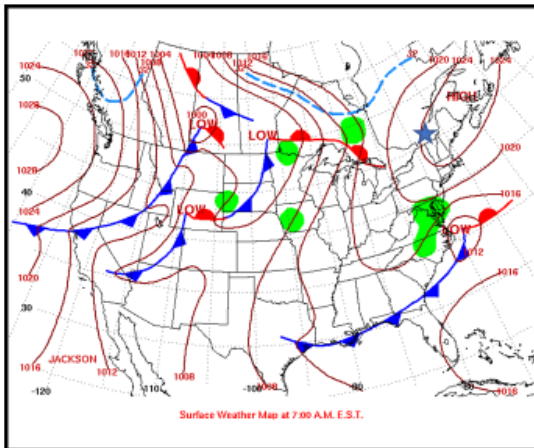
Lien internet: https://www.researchgate.net/profile/A_Robichaud/project/Biological-Aerosols

9.9 Weather maps: Case study May 8th -17th 2006

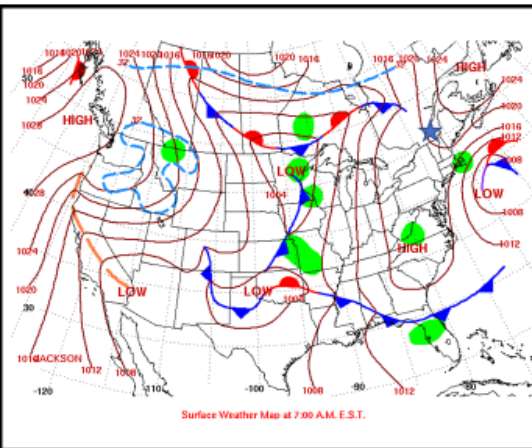
(Source: <https://www.wpc.ncep.noaa.gov/dwm/dwm.shtml>)

Note. The blue star indicates the location of Montreal. Green areas indicate precipitation. Blue lines with triangles, cold front, red line, warm front. Trowal is denoted by .

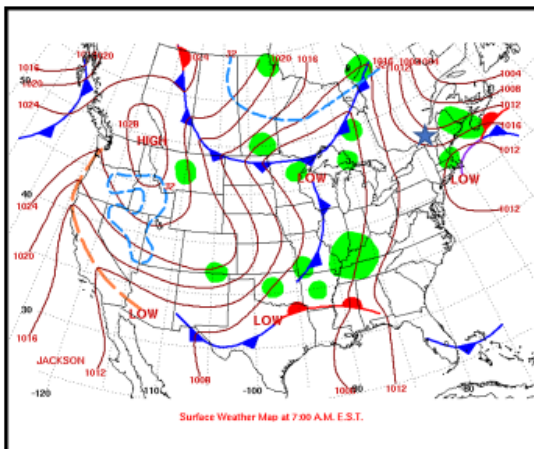
May 8 2006



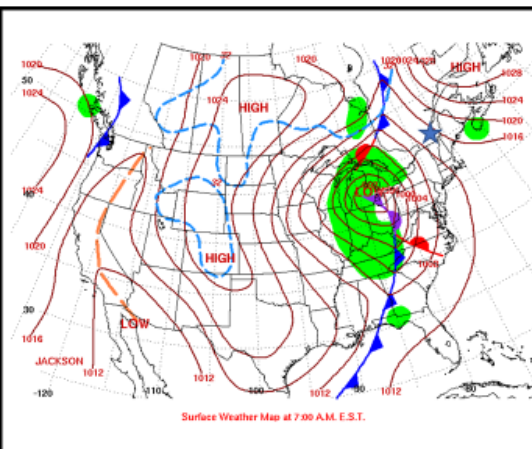
May 9 2006



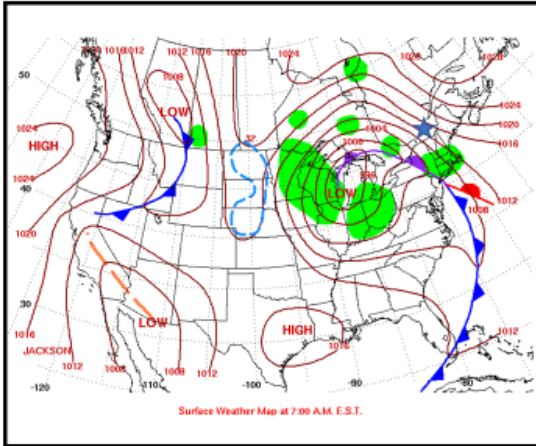
May 10 2006



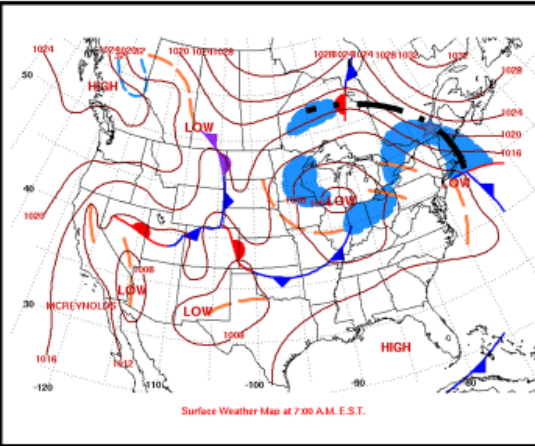
May 11 2006



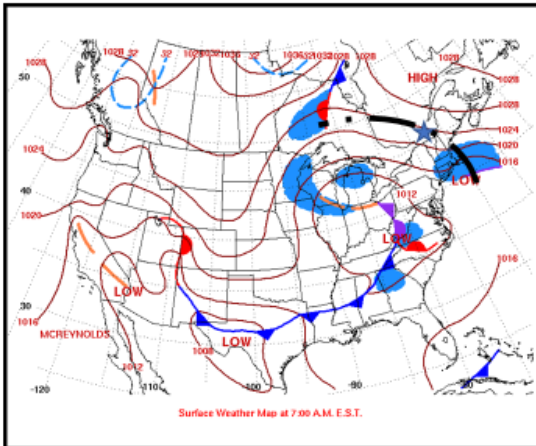
May 12 2006



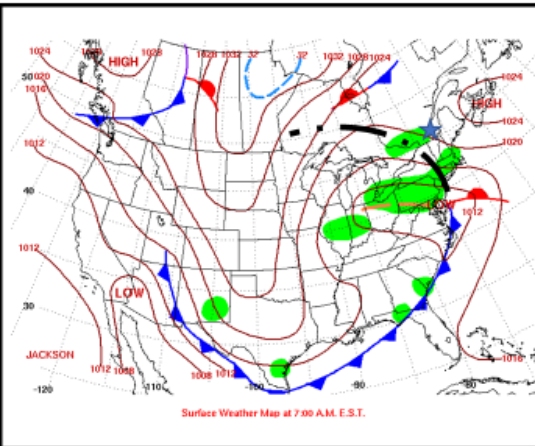
May 13 2006



May 14 2006

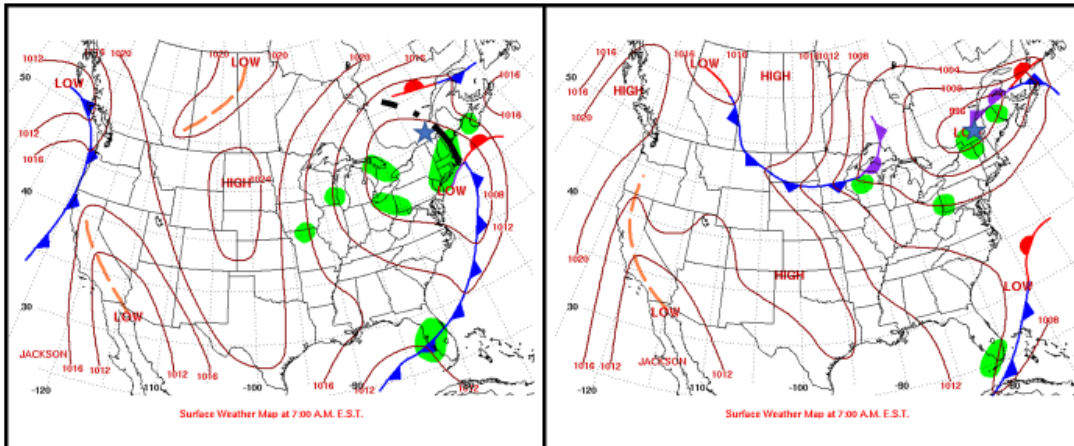


May 15 2006



May 16 2006

May 17 2006



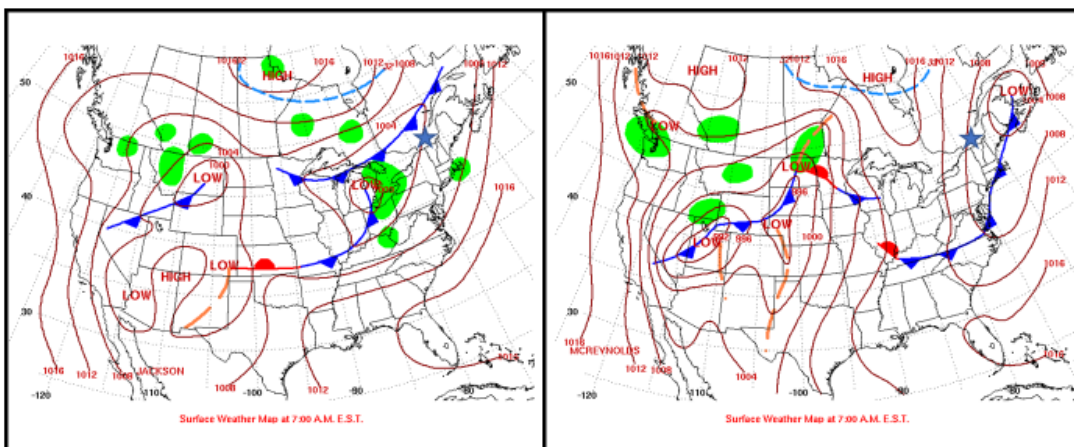
9.10 Weather maps: Case study May 26^h -June 2nd 2006

(Source: <https://www.wpc.ncep.noaa.gov/dwm/dwm.shtml>)

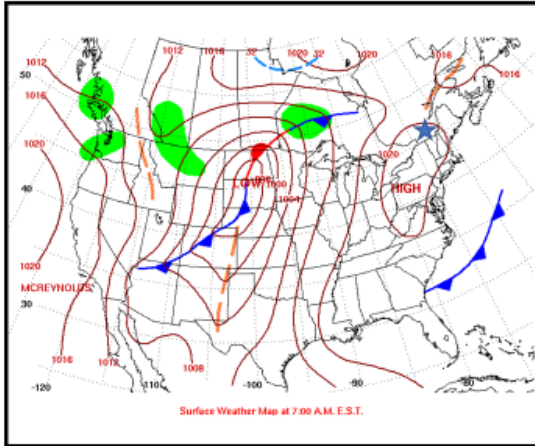
Note. The blue star indicates the location of Montreal. Green areas indicate precipitation. Blue lines with triangles, cold front, red line, warm front.

May 26 2006

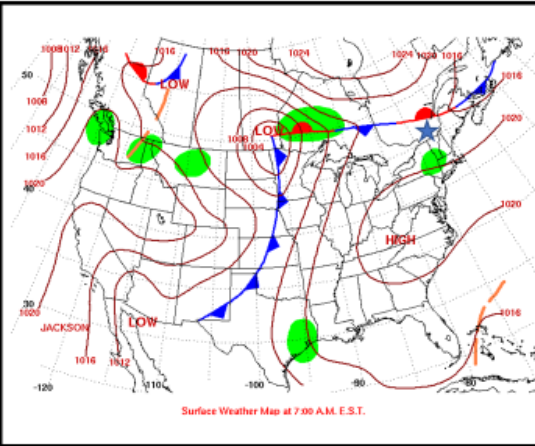
May 27 2006



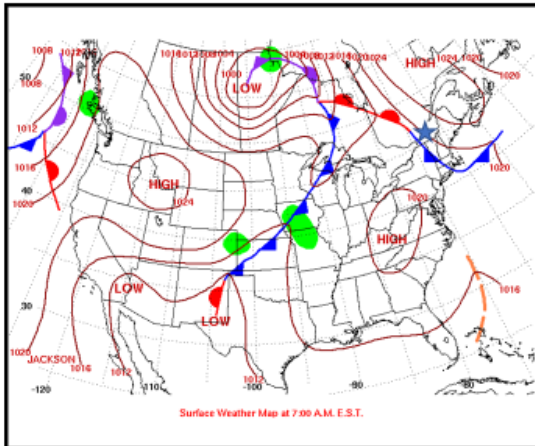
May 28 2006



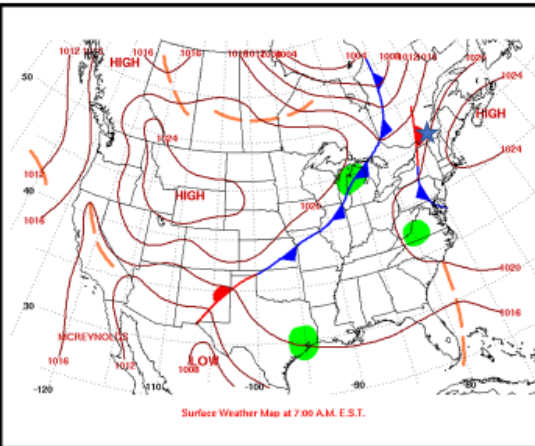
May 29 2006



May 30 2006



May 31 2006



June 1 2006

June 2 2006

