

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	3
1.1 Atmosphère et stabilité	3
1.1.1 Les différentes zones de l'atmosphère	3
1.1.2 La couche limite atmosphérique	4
1.1.3 La stabilité de l'atmosphère	6
1.2 Panache et dispersion	7
1.2.1 Les conditions de rejet	7
1.2.2 Le relief	8
1.3 Émissions polluantes et odeurs	9
1.3.1 Les odeurs dans l'air	11
1.3.2 La réglementation	12
1.3.3 Caractérisation des odeurs	13
1.3.4 Inventaire des odeurs à la source ou milieu émetteur	15
1.3.5 Inventaire des odeurs dans le milieu récepteur	17
1.3.6 Capacité et limitation des mesures	18
1.4 Modélisation de la dispersion atmosphérique	19
1.4.1 Classification des modèles	20
1.4.2 L'étude du CRIQ	25
1.5 Capacité et limitations de la modélisation	27
CHAPITRE 2 MÉTHODOLOGIE	29
2.1 Description des modèles AERMOD et CALPUFF	29
2.1.1 Description du modèle AERMOD	30
2.1.2 Description du modèle CALPUFF	32
2.2 Justification du choix du modèle CALPUFF	36
2.3 Étude par modélisation de la dispersion atmosphérique	37
2.3.1 Scénarios de modélisation	39
2.3.2 Domaine d'étude	40
2.3.3 Caractéristiques géophysiques du site	41
2.3.4 Les sources d'émission	42
2.3.5 Les récepteurs sensibles	44
2.3.6 Données météorologiques pour la période simulée	46
2.3.7 Les bâtiments	48
2.4 Types de simulation	48
2.5 Analyse de sensibilité	49
CHAPITRE 3 RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION	51
3.1 Évaluation des immissions	51
3.1.1 Concentration maximale	52

3.1.2	Concentration maximale aux 4 et 10 minutes.....	66
3.2	Étude de sensibilité	68
3.2.1	Vitesse verticale en sortie cheminée.....	68
3.2.2	Température d'éjection en sortie cheminée	69
3.2.3	Le diamètre à l'émission (m).....	70
3.2.4	La hauteur de la cheminée (m).....	71
3.2.5	Les conditions optimales (m).....	72
3.3	Évolution journalière des concentrations en odeur.....	74
	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	77
ANNEXE I	RÉSULTATS GRAPHIQUES DE MODÉLISATION SCÉNARIO UNIQUE (1 h).....	81
ANNEXE II	RÉSULTATS GRAPHIQUES DE MODÉLISATION DE PLUSIEURS SCÉNARIOS AU MÊME MOMENT (1 h).....	85
ANNEXE III	CONCENTRATIONS MOYENNES MAXIMALES AUX RÉCEPTEURS	91
ANNEXE IV	RÉSULTATS GRAPHIQUES DE MODÉLISATION SOURCE UNIQUE (10 MIN).....	93
	LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	99

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 2.1	différents scénarios de modélisation.....40
Tableau 2.2	données relatives aux sources43
Tableau 2.3	données relatives aux récepteurs.....46
Tableau 2.4	paramètres de l'étude de sensibilité.....49
Tableau 3.1	récapitulatif des probabilités de générer des plaintes59
Tableau 3.2	valeurs maximales en odeurs aux récepteurs sensibles pour dix scénarios simulés individuellement61

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 1.1	Structure verticale de l'atmosphère	4
Figure 1.2	Comportement d'un panache	9
Figure 1.3	Dispersion du panache à partir d'une source ponctuelle	22
Figure 1.4	Système de coordonnées pour un modèle de panache gaussien	22
Figure 1.5	Représentation des puffs selon la direction du vent.....	23
Figure 1.6	Système de référence des modèles Lagrangiens.....	24
Figure 2.1	courbe de distribution normale ou gaussienne.....	30
Figure 2.2	Algorithme des opérations dans AERMOD	32
Figure 2.3	Concentration des odeurs en fonction du temps	34
Figure 2.4	Algorithme des opérations dans CALPUFF	35
Figure 2.5	Écoulement atmosphérique autour d'un bâtiment	36
Figure 2.6	Représentation d'un banc d'essai.....	38
Figure 2.7	Position des tubes de Pitot et des sondes sur les cheminées	39
Figure 2.8	Site de Pratt & Whitney Longueuil Canada.....	41
Figure 2.9	Domaine d'étude et topographie.....	42
Figure 2.10	Vue en 3D des cheminées.....	44
Figure 2.11	Localisation des récepteurs sensibles.....	45
Figure 2.12	Vue en 3D de la structure des bâtiments modélisés.....	48
Figure 3.1	Concentration moyenne maximale en odeur par scénario simulé par AERMOD et CALPUFF.....	52
Figure 3.2	Concentrations moyennes maximales en odeur simulée et mesurée par scénario.	54

Figure 3.3	Concentration moyenne maximale en odeur par scénario par heure	55
Figure 3.4	Sens du panache par rapport au fleuve Saint-Laurent	55
Figure 3.5	Orientation du panache du S8 pour les journées du 16 juillet à 22h (a) et du 17 juillet 2014 à 00h (b).....	56
Figure 3.6	Résultat S7 banc d'essai 16	57
Figure 3.7	Autoroute 20, fleuve Saint-Laurent et récepteurs 13, 14, 15, 16, et 17	60
Figure 3.8	Effet de l'additivité des polluants	62
Figure 3.9	Scénarios 7, 10 et 11 simulés en même temps.....	63
Figure 3.10	Résultats des scénarios 2A, 5, 7, 9, 10, et 11 simulés en même temps.....	63
Figure 3.11	Concentration moyenne des odeurs en fonction du régime moteur.....	65
Figure 3.12	Comparaison de la concentration maximale pour des pas de 1 h et de 10 min.....	67
Figure 3.13	Comparaison des concentrations à 4 et 10 minutes	68
Figure 3.14	Concentration moyenne en fonction de la vitesse de rejet.....	69
Figure 3.15	Concentration maximale moyenne en fonction de la température de rejet.....	70
Figure 3.16	Concentration moyenne maximale en fonction du diamètre d'émission	71
Figure 3.17	Concentration moyenne maximale	72
Figure 3.18	Profil des concentrations sous conditions optimales	73
Figure 3.19	Concentration moyenne horaire pour une journée type	74
Figure 3.20	Variation horaire des odeurs et des vitesses de vents	75

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

AERMOD	American Meteorological Society/Environmental Protection Agency Regulatory Model
CALPUFF	Californian Puff Model
EPA	Environment protection Agency
HUSWO	Hourly United States Weather Observations
ISC3	Industrial Sources Complex model
MASIT	Multicriteria Analysis for Sustainable Industrial Technologies
MDDELCC	Ministère du développement durable de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques
NCAR	National Center for Atmospheric Research
PSU	Penn State University
SAMSON	Solar And Meteorological Surface Observation Network
SREEN3	Screening version of ISC3 model
UTM	Universal Transverse Mercator
WRF	Weather Research and Forecasting

INTRODUCTION

La qualité de l'air, comme toute autre composante de l'environnement subit la pression des activités anthropiques. Selon une étude réalisée aux États-Unis, sur 12 000 plaintes relatives à la qualité de l'air reçues par les agences réglementaires en 1994, plus de 60 % concernent l'exposition aux mauvaises odeurs (Leonardos, 1996). Une étude plus récente a démontré que 13 % et 20 % de la population dans certains pays de l'Europe est gêné par les rejets gazeux malodorants (Hudon et *al.*, 2000). Ces plaintes concernent une grande variété de secteurs industriels et d'opération comme l'agriculture, les stations des eaux usées, les décharges et installation de compostage, la fabrication du plastique et de la peinture, les usines d'équarrissage, les raffineries etc (Nicell, 2009). Par ailleurs, les mauvaises odeurs dans une région ont aussi une influence sur l'économie, car elles peuvent entraîner la dévaluation du prix des maisons et des terrains (Vieira et *al.*, 2012).

D'autres secteurs industriels qui possèdent des cheminées pour évacuer des gaz sont depuis quelques temps confrontés à la problématique des odeurs. C'est le cas de Pratt et Whitney Canada (PWC). Pour améliorer leur image et leurs relations avec le voisinage, cette industrie fait de la prévention de la formation des odeurs, et de la prévention des émanations, une priorité. Réduire l'empreinte écologique de ses sites industriels est une valeur fondamentale chez PWC. Dans cette optique, PWC a mandaté en 2012 le Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ) pour déterminer les niveaux d'odeurs provenant des cheminées des bancs d'essai des moteurs d'aéronefs de son établissement de Longueuil et évaluer leur impact sur le voisinage.

L'objectif de ce travail de recherche est d'évaluer l'impact sur la qualité de l'air des activités de PWC sur la zone avoisinant le site de Longueuil situé au 1000 boulevard Marie-Victorin. Il est question de reprendre, en utilisant CALPUFF (Californian Puff model) qui simulerait avec plus de précision la dispersion des odeurs, l'étude précédente réalisée avec AERMOD. Cette étude est complémentaire à celle du CRIQ et permet d'adresser certains points non abordés comme le phénomène de brises côtières et l'effet du trafic sur l'autoroute 20.

Spécifiquement, l'utilisation du modèle CALPUFF permet de simuler la dispersion des odeurs sur des pas d'intégration plus courts; de l'ordre de 10 min. La météorologie quant à elle est obtenue via le modèle prognostique (modèle basé sur la résolution des équations de, conservation de masse, de mouvement et de l'énergie) *Weather Research and Forecasting* (WRF) contrairement à l'étude précédente qui a utilisé un modèle diagnostique (basé sur la reconstitution du champ tridimensionnel stationnaire du vent à partir des mesures de sa vitesse). Le modèle prognostique permettra particulièrement de suivre l'évolution temporelle du champ de vent. Aussi, l'effet du Saint-Laurent situé non loin du site est considéré pour rendre compte du phénomène de brises côtières essentiel dans les études de la dispersion des polluants émis en bord de mer. Enfin, il est prévu une étude de sensibilité pour évaluer l'influence de la hauteur de la cheminée, la température et la vitesse de rejet sur la dispersion des polluants.

L'évaluation de la validité du modèle CALPUFF a été menée par plusieurs études d'intercomparaison (Rood, 2014) présentes dans la littérature; elle ne sera donc pas réalisée pour cette étude. L'atmosphère et le contexte général de la pollution atmosphérique, la réglementation, la caractérisation des émissions polluantes et les types de modèle dédiés à la simulation de la dispersion atmosphérique des sites industriels sont tout d'abord présentés dans le chapitre I. La description du domaine de modélisation et du modèle météorologique prognostique weather research and forecasting (WRF), la caractérisation de la topographie, des sources et des récepteurs puis le détail des simulations réalisées sont présentés au chapitre II. Les résultats des simulations et les interprétations sont présentés au chapitre III.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

Les variables vitesse du vent, pression et température gouvernent la dispersion atmosphérique des polluants. Afin de mieux comprendre les mécanismes de dispersion atmosphérique des polluants en général et des odeurs en particulier, nous allons décrire l'atmosphère et les principaux phénomènes qui s'y déroulent.

Ce premier chapitre se propose dans la partie 1.1 de situer la part du système atmosphérique et sa stabilité dans la dispersion des polluants. La partie 1.2 présente l'évolution spatio-temporelle d'un nuage de polluant issu d'une source ponctuelle. Enfin, la partie 1.3 décrit les odeurs comme émissions polluantes, leurs caractérisations et les moyens de mesure.

1.1 Atmosphère et stabilité

L'atmosphère terrestre est définie comme l'enveloppe gazeuse qui entoure la terre. Elle est constituée de différentes zones dans lesquelles ont lieu des phénomènes de turbulences.

1.1.1 Les différentes zones de l'atmosphère

Partant du sol, et selon la variation de la température en fonction de l'altitude, l'atmosphère est organisée en plusieurs couches concentriques et superposées Figure 1.1:

- La biosphère (0 – 100 m d'altitude) : en zone urbaine, la biosphère s'étend jusqu'au sommet des cheminées. Les polluants atmosphériques sont émis dans cette zone dans laquelle vivent les hommes, les animaux et les plantes;
- La troposphère (100m – 12km d'altitude) : c'est la zone des diverses réactions chimiques entre composés, le siège des phénomènes météorologiques et des mouvements atmosphériques verticaux et horizontaux. Dans cette couche, la température décroît continuellement de l'ordre de 6,5 °C par kilomètre.

- La stratosphère (12km – 50km d'altitude) : la pression atmosphérique décroît pendant que la température croît jusqu'à 0 °C dû à la captation des rayons UV par la couche d'ozone (Maclet P., 2005).

Dans les couches plus hautes, la température croît, puis décroît plusieurs fois, formant les zones appelées mésosphère, thermosphère et exosphère.

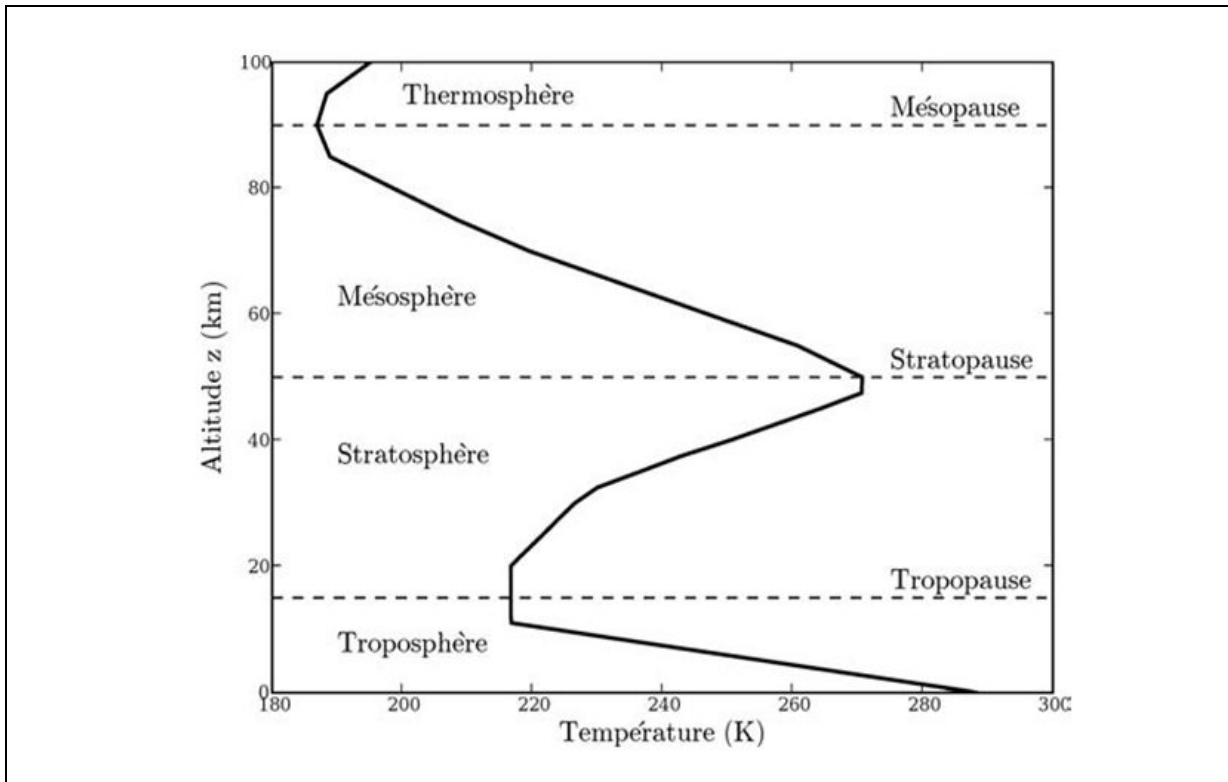


Figure 1.1 structure verticale de l'atmosphère
Tirée de Sportisse (2008)

La partie de la troposphère, directement soumise aux effets de la surface terrestre est la couche limite atmosphérique (CLA). Cette zone d'intérêt à proximité du sol concerne directement ce travail de recherche. Elle sera décrite dans les paragraphes suivants.

1.1.2 La couche limite atmosphérique

En raison de la forme ellipsoïdale de la terre, les régions équatoriales reçoivent plus de rayonnement solaire que les régions polaires. Cette répartition inégale de la chaleur sur la

planète occasionne des mouvements convectifs de l'air dans l'atmosphère. Les mouvements convectifs sont soumis à la force de Coriolis (force liée à la rotation de la Terre) et à la force de frottement (force de contact avec le sol). L'influence de ces deux forces sur le mouvement de l'air permet de distinguer, du point de vue dynamique, deux zones au sein de l'atmosphère :

L'atmosphère libre, zone où les effets de frottements deviennent négligeables devant ceux de la force de Coriolis.

La couche limite atmosphérique (CLA), située au voisinage du sol, c'est la zone où la force de frottement devient importante progressivement par rapport à la force de Coriolis. La CLA est définie comme la partie de la troposphère directement soumise à l'influence de la surface terrestre et donc du cycle diurne (Sportisse B., 2008). Avec une hauteur comprise entre 100 et 2000 m, la CLA comprend du point de vue dynamique, la couche de transition d'Ekman, la couche limite de surface (CLS) et la canopée.

La CLA est la couche où se développe la majeure partie des phénomènes de dispersion. Cette dispersion est néanmoins influencée par des phénomènes qui se déroulent dans toute la troposphère. Pour comprendre les phénomènes de dispersion, dans les paragraphes suivants, les grandeurs physiques qui gouvernent ses phénomènes sont définis : le vent caractérisé par sa vitesse, la température et la pression des masses d'air atmosphériques.

- **Le vent**

La vitesse du vent résulte de l'équilibre entre les forces de pression, la force de Coriolis et les forces de frottement (Mazzuoli, 2009). La vitesse du vent augmente généralement avec la hauteur. Lorsque la vitesse du vent augmente dans une période de temps, le volume d'air qui se déplace augmente. La direction du vent qui peut changer dans une très courte période oriente le volume d'air.

- **La pression**

Les mouvements ascendants et descendants des masses d'air subissent l'effet de la pression. Celle-ci décroît avec l'altitude sous l'effet de la gravité. La pression agit sur la dispersion en agissant sur l'écoulement de l'air.

- **La température**

La variation de la température avec l'altitude a une grande influence sur le déplacement des polluants dans l'atmosphère. L'état de stabilité de l'atmosphère développé dans le paragraphe suivant est caractérisé par le gradient vertical de température.

1.1.3 La stabilité de l'atmosphère

La stabilité de l'atmosphère peut se définir par le type de turbulence atmosphérique (mécanique et thermique). Elle peut aussi être définie en comparant, le changement de densité qui survient à la suite de la montée ou la descente d'une parcelle d'air, avec la densité de l'air environnant (Vallero, 2008).

L'atmosphère stable : soit une parcelle d'air qui amorce un mouvement ascendant et que sa température diminue plus vite que la densité de l'air environnant. Étant plus froide, sa densité augmente par rapport à la densité de l'air environnant et elle revient à sa position initiale. Si par contre la parcelle d'air est descendante, la situation contraire se produit et elle est ramenée à sa position originale. (Altwicker, 1991 et Mazzuoli, 2009.) Ces conditions dites sous-adiabatiques freinent l'extension verticale des polluants et la diffusion des polluants y est défavorable (Mazzuoli, 2009).

L'atmosphère neutre correspond à l'état où une parcelle d'air qui monte a la même densité que l'air environnant. C'est la situation dans laquelle les conditions adiabatiques sont

réalisées. Un polluant émis dans ses conditions ne subira aucun autre effet que celui lié à la force initiale de l'émission.

L'atmosphère instable correspond à l'état où une parcelle d'air monte et sa température diminue moins vite que celle de l'air environnant. Elle est donc plus légère que l'air environnant et poursuit son mouvement. Le phénomène inverse dans les mêmes conditions est réalisé pour une parcelle d'air descendante.

Le gradient vertical de température et le gradient adiabatique de température sont donc des mesures du degré de stabilité de l'atmosphère. Plusieurs notions telles que le nombre de Richardson, la classification de Pasquill, la longueur de Monin-Obukhov, ont été étudiées et établies pour définir cette stabilité. La méthode la plus utilisée est la classification de Pasquill (Goyal *et al.*, 1996) utilisée dans le développement des modèles gaussiens que seront étudiés plus loin dans ce mémoire.

La stabilité de l'atmosphère, la température de l'air, la vitesse et la direction du vent, développés ci-dessus sont des facteurs majeurs qui affectent grandement la dispersion atmosphérique, et par conséquent, le comportement du panache (voir figure 1.2). Le paragraphe suivant présente le comportement du panache lors de l'émission et la dispersion d'un polluant à partir d'une source ponctuelle.

1.2 Panache et dispersion

En plus des paramètres météorologiques définis plus haut, d'autres paramètres nécessaires à la compréhension des phénomènes de dispersion et de transport des polluants sont les conditions de rejet et le relief décrit ci-dessous.

1.2.1 Les conditions de rejet

Elles sont liées aux propriétés physico-chimiques du polluant (gaz lourd, léger ou neutre influencé respectivement pas la force de gravité, la poussée d'Archimède et le vent), au mode

d'émission (rejet instantané comme une rupture brutale d'un réservoir ou rejet continu comme une émission de cheminée) aux caractéristiques de la source (altitude, emplacement) au déplacement du nuage (linéaire, diffus) et aux échanges thermiques (Mazzuoli, 2009).

1.2.2 Le relief

L'étude de la dispersion et du transport des polluants exige de prendre en compte la topographie. La présence de relief ou la topographie locale d'un site (collines, vallées, rues, canyons, bords de mer) a un effet significatif sur les éléments de la météorologie; particulièrement au niveau de la circulation locale ou à petite échelle des vents (Altwicker, 1999). Les bords de mer par exemple, où toute étendue d'eau et la surface terrestre, sous l'effet du rayonnement solaire, génèrent des circulations particulières dans leur limite. Le site de PWC Longueuil à l'étude dans ce mémoire se situe en bordure du fleuve Saint-Laurent. Il est donc nécessaire que nous nous intéressions au phénomène de brises côtières (brise de mer et de terre).

La brise de côtière est la résultante du réchauffement différentiel de la terre et de la mer par les rayons solaires. La surface du sol, soumise à des rayons solaires le jour, chauffe plus vite que la mer; la densité des masses d'air près du sol est ainsi diminuée. Ces masses d'air s'élèvent en altitude créant ainsi une zone de basse pression qui est remplacée par de l'air provenant de la mer. La nuit, la terre se refroidit plus vite que la mer; c'est le phénomène inverse qui a lieu (Vallero, 2008 et Mazzuoli, 2009). La fumigation (Figure 1.2 b) par exemple, est observée sous des conditions de brises côtières (brise de mer). La brise de mer a ainsi tendance à transporter les polluants vers la terre. Les polluants émis vers la mer peuvent être refoulés vers la terre et viennent s'ajouter aux polluants en cours d'émission augmentant ainsi l'effet sur le récepteur (Ademe, 2005). Les autres Figure 1.2 (a, d et c) correspondent respectivement au comportement du panache dans les conditions stable, instable et neutre. Les deux autres conditions *lofting* et fumigation sont caractéristiques respectivement de la tombée de la nuit (Figure 1.2 e) et au lever du jour (Figure 1.2 b) (Altwicker, 1999). Les conditions stable et instable y cohabitent aisément.

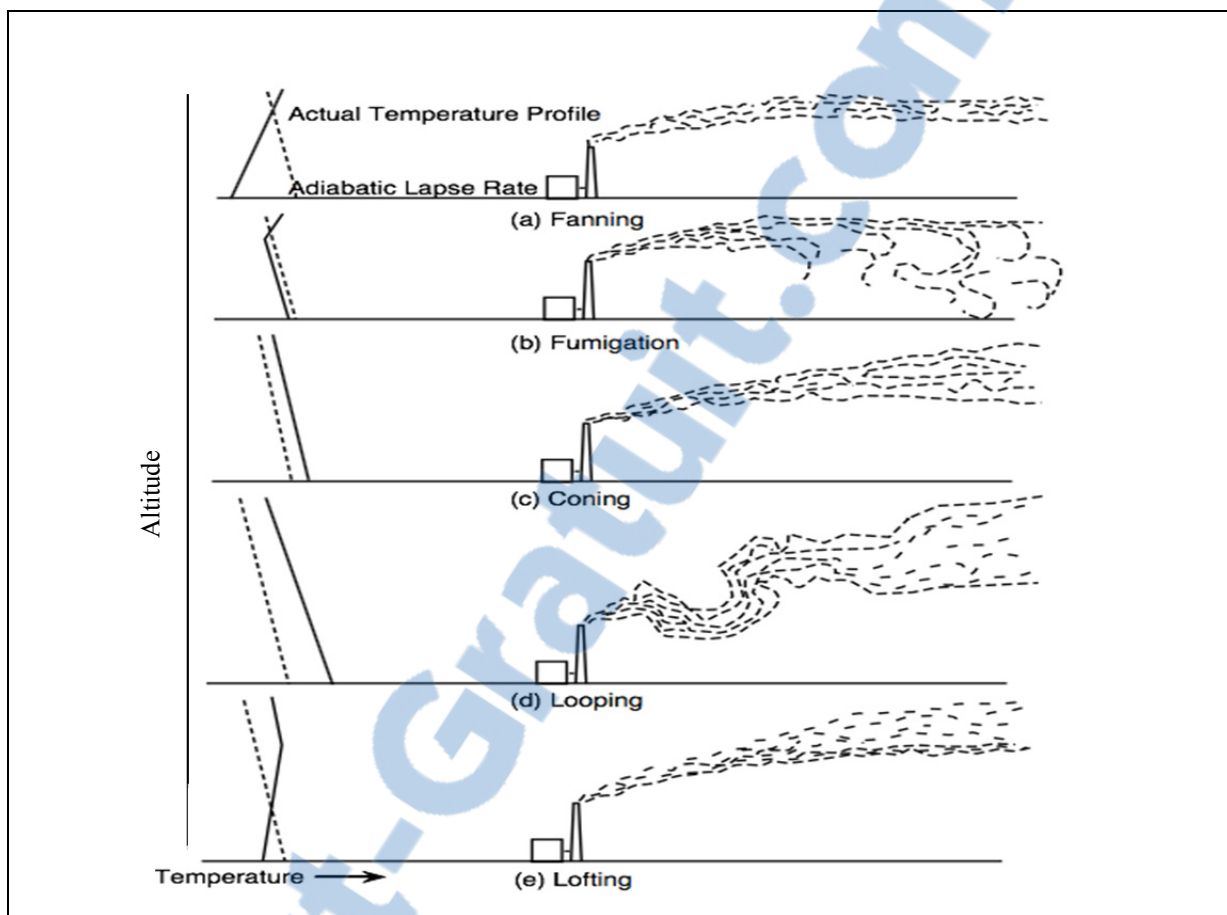


Figure 1.2 comportement d'un panache
Adaptée d'Altwicker (1999)

Les paragraphes ci-dessus ont rappelé des notions sur l'atmosphère, les sources d'émission, la dispersion et le transport des polluants. Ces notions sont liées à la qualité de l'air ambiant intérieur et extérieur. La qualité de l'air extérieur est généralement meilleure que celle de l'air intérieur et dépend du type de polluants rejetés (Mazzuoli 2009). Ce mémoire de recherche traite des rejets d'une cheminée et donc de la qualité de l'air extérieur. Les paragraphes suivants donneront un aperçu sur les polluants extérieurs en général et les odeurs en particulier.

1.3 Émissions polluantes et odeurs

Les polluants générés peuvent être d'origine anthropique ou naturelle. Ceux émis directement dans la nature sont désignés polluants primaires. Les polluants primaires sont transformés

selon leur stabilité chimique par des réactions chimiques et photochimiques en d'autres espèces désignées polluants secondaires (Mazzuoli, 2009).

Les installations fixes de combustions, le trafic routier et aérien, l'incinération des déchets, les installations industrielles et artisanales, l'agriculture et l'élevage sont les activités humaines qui constituent les sources principales des polluants anthropiques. Des substances émises par des sources naturelles telles que les composés soufrés, les oxydes d'azote, les particules en suspension, les composés organiques peuvent s'ajouter ou réagir avec les polluants primaires émis des sources anthropiques (Mazzuoli, 2009). Certaines de ces activités humaines nécessitent des cheminées pour évacuer les gaz polluants rejetés. La dispersion des polluants rejetés par une cheminée peut être décomposée en quatre phases détaillées ci-dessous :

- **L'ascension**

C'est l'élévation du panache, qui dépend de sa densité, de sa granulométrie, de sa température, de sa vitesse d'éjection, de la vitesse et la direction du vent. Si la température est élevée et que le rapport entre la vitesse d'éjection et la vitesse du vent est grand, il y a surélévation du panache. Pour que le panache ne se rabatte pas, la vitesse de sortie des gaz doit être 2,5 fois celle du vent. (Mazzuoli, 2009.)

- **La dispersion locale**

Elle dépend des conditions météorologiques et de la turbulence atmosphérique. Durant cette phase, le panache se dilue.

- **La dispersion à l'échelle régionale (20 à 400 km)**

La dilution uniforme des polluants et parfois leur transformation a lieu lors de cette phase. Cette dilution prend place dans la couche de mélange atmosphérique. Le dépôt (sec ou humide) des polluants dans le sol est aussi observé.

- **Le transport à longues distances**

La pollution ici devient transfrontalière, car les polluants entraînés suffisamment haut par les mouvements ascendants peuvent être transportés à des milliers de kilomètres du point d'émission.

Les composés soufrés (hydrogène sulfuré, mercaptans, sulfure), les composés azotés (ammoniac, amines) et les molécules oxygénées (acide organique, aldéhydes) constituent généralement la composition des effluents odorants (Ademe, 2005). Dans la section suivante, après avoir défini les notions concernant les odeurs dans l'air, nous faisons un bref état de la réglementation sur les odeurs, leurs caractérisations, et les méthodes de mesure.

1.3.1 Les odeurs dans l'air

Plusieurs définitions de l'odeur existent dans différents ouvrages :

- Vallero (2008) définit l'odeur comme une sensation produite par la stimulation chimique des chimiorécepteurs dans l'épithélium olfactif du nez.
- La norme ISO 5492 définit l'odeur comme étant l'attribut organoleptique perceptible par l'organe olfactif quand certaines substances volatiles sont respirées.
- Les définitions de l'odeur coexistent en fonction de la référence à la cause (composés émis) ou à l'effet (perception) (Ademe, 2005). La concentration des composants chimiques de l'odeur est un indicateur de la force de l'odeur dans l'environnement et un déterminant important de la nuisance.

De manière générale, l'exposition aux odeurs représente plus une nuisance qu'un risque pour la santé humaine (Franssen *et al.*, 2002). Par ailleurs, la santé est définie comme un état complet de bien-être physique, mental et social et non pas seulement comme une absence de maladie ou d'infirmité (OMS, 2006). De ce fait, les odeurs mêmes à de faibles concentrations deviennent des nuisances pour la santé lorsqu'elles s'opposent au bien-être social et mental de l'individu qui y est exposé. En plus du potentiel de nuisance de l'odeur, les composés volatils odorants peuvent impacter la santé par leur toxicité (Capelli *et al.*, 2008). Afin de garantir la santé de leur population, plusieurs états élaborent et mettent en place des lois et règlements.

1.3.2 La réglementation

Sur le plan réglementaire, la pollution olfactive connaît une approche différente dans les pays impliqués dans cette problématique. D'après une synthèse des approches, réalisée par Vankeerbergen, en France, au Québec, en Allemagne, aux Pays-Bas et en Belgique, la législation sur les odeurs s'articule autour de quatre axes principaux : l'émission, l'environnement, la distance et la nuisance (Ademe, 2005).

Au Canada : Au niveau fédéral, il n'existe pas de réglementation sur les odeurs. Des limites à l'émission sont recommandées pour certains composés chimiques, en particulier les composés soufrés, qui peuvent contribuer aux niveaux des odeurs. Les valeurs recommandées sont reprises dans les règlements provinciaux et imposées par type de procédé industriel (Ademe, 2005).

Au Québec, la section VI, « émission des odeurs » du règlement sur la qualité de l'atmosphère, à jour au 1^{er} septembre 2015 précise que toutes les odeurs émises par certaines usines telles qu'une distillerie, une usine de recyclage de caoutchouc [...] doivent être canalisées et traitées de sorte que la concentration des odeurs rejetées dans l'atmosphère n'excède pas 120 degrés d'odeur par mètre cube; autrement dit, le facteur de dilution au seuil de perception ne doit pas excéder la valeur de 120 (chapitre Q-2, r.38, 2015).

En Ontario, la section 45 du règlement 419/05 de février 2013 stipule que : « nul ne doit émettre ou permettre l'émission d'un contaminant de l'air qui pourrait causer l'inconfort, le manque de jouissance normal de la propriété, l'interférence avec la conduite normale d'activité ou des dommages à la propriété ». Cette approche (inconfort, manque de jouissance, etc.) reste assez subjective et sujette à plusieurs interprétations; d'où le défi lorsqu'il s'agit de caractériser les odeurs.

1.3.3 Caractérisation des odeurs

Plusieurs études se sont penchées sur l'influence des caractéristiques odorantes dans l'évaluation du niveau de gêne olfactive. D'après Vallero *et al.*, 2005, la réponse humaine à la sensation de l'odeur est caractérisée par les dimensions suivantes : le seuil, l'intensité, le caractère et l'hédonisme. À ces dimensions, peut être ajouter la fréquence de perception, qui renseigne sur les expositions répétitives contribuant à la déstabilisation du paysage olfactif et par là une accumulation d'expériences négatives (Marjorie Pierrette et Moch, 2008). Rozec *et al.*, 2003 dans l'analyse du contenu des plaintes pour nuisance environnementale reçue à Paris entre juin 2001 et 2002 ont ressorti le fait que 60 % des personnes se plaignent lorsque les nuisances sont répétitives. Quant à eux, Freeman et Cudmore, 2002, proposent une approche générale selon laquelle l'impact de l'odeur résulte en une combinaison de facteurs regroupés sous l'acronyme anglais « FIDOL » pour « *Frequency, Intensity, Duration, Offensiveness, Location* »

- **Notion de concentration seuil**

De manière théorique, il représente en moyenne le minimum de concentration de stimulus odorant nécessaire pour la perception d'un pourcentage déterminé de la population (50 %). Cette concentration est définie comme étant 1 unité d'odeur (1OU). Sa valeur n'est pas un fait physiologique fixe ou une constante physique, mais plutôt un point statistique qui représente le mieux les résultats d'un groupe de populations. Deux types de seuil peuvent être évalués :

- **Le seuil de détection** est la plus petite concentration qui suscite la réponse sensorielle des récepteurs olfactifs de 50 % de la population testée. L'odeur est détecté sans toutefois la reconnaître.
- **Le seuil de reconnaissance** est la concentration minimale reconnue par 50 % de la population testée comme ayant une qualité d'odeur caractéristique. Dans ce cas, on arrive à décrire le caractère spécifique de l'odeur (Altwicker *et al.*, 1999).

- **Notion d'intensité**

L'intensité de l'odeur croît généralement avec sa concentration et représente la force de perception de la sensation de l'odeur. Pour éliminer la notion de subjectivité, cette force de perception a été utilisée pour définir les critères d'odeur dans la gestion des impacts d'odeur dans une communauté. Ainsi toutes les odeurs seront détectables à une concentration d'une unité d'odeur par mètre cube (1 o.u./m³). Tandis qu'à 2 o.u./m³ certaines odeurs seront perçues très faiblement. À dix fois la concentration ou à 10 o.u./m³, l'odeur sera perçue très distinctement (Patel, 2013).

- **Notion de qualité**

La qualité de l'odeur équivaut à ce que le nez humain perçoit. *L'american society for testing and materials* (ASTM) dans sa publication DS 61 (*Atlas of odor character profiles*) de 1985 présente un profil de qualité pour 180 composés chimiques en se basant sur 146 échelles descripteurs. L'échelle utilise des termes comme odeur de poisson, de noix, de moisissure, de rance, d'égout et d'ammoniac. Cette échelle est utile dans le contrôle de la pollution de l'air pour décrire la source ou le processus responsable de l'odeur; car des qualités d'odeurs différentes sont associées à des processus ou des industries variés (Altwicker, 1999).

- **Notion d'hédonisme**

Le caractère hédonique de l'odeur se réfère à son acceptabilité. C'est une catégorie de jugement qui est relatif au côté plaisant et déplaisant d'une odeur. L'importance de l'hédonisme dans les études de pollution de l'air n'est pas toujours justifiée; car, bien que plaisante, une odeur peut devenir répréhensible si elle persiste.

Selon Gostelow *et al.*, 2001, les techniques de mesure des polluants odorants peuvent être regroupées sous trois catégories : analytique (analyse physico-chimique), sensorielle (analyse olfactométrique), senso-instrumentale (les nez électroniques). Certaines techniques de mesure sont détaillées dans les prochaines sections.

1.3.4 Inventaire des odeurs à la source ou milieu émetteur

La réalisation d'une étude des émissions atmosphériques sur un site industriel nécessite de faire au préalable un inventaire des sources potentielles d'émission, car celles-ci sont très diverses (sources fixes canalisées, c'est le cas des cheminées; sources diffuses surfaciques comme les bassins d'épuration ou de traitement des eaux usées; des sources diffuses comme des bâtiments ventilés naturellement). Il est important par la suite de réaliser une campagne de mesure physico-chimique et au besoin olfactométrique. (Ademe, 2005)

- **L'analyse olfactométrique**

L'analyse olfactométrique est la technique sensorielle qui permet d'évaluer la perception des odeurs par l'homme. Elle consiste à faire, sur site, des mesures ponctuelles sur des prélèvements de gaz en quelques minutes. La technique principale consiste à présenter différents polluants odorants à un panel (généralement 6 personnes) et à évaluer leur réponse. La technique la plus utilisée est l'olfactométrie dynamique qui se fait avec un olfactomètre (Vallero, 2005). Cette technique est encadrée par plusieurs normes. La norme européenne EN

13 725 : 2003 (CEN, 2003) a été utilisée dans le cadre de l'étude du CRIQ chez PWC. Aux États-Unis, ce sont les normes ASTM E544-99 (ASTM, 1999) et E679-04 (ASTM, 2004).

- **L'analyse physico-chimique**

L'échantillonnage et le prélèvement précèdent les analyses physico-chimiques. L'analyse physico-chimique des composés odorants est basée sur une réaction chimique telle que l'oxydation des composés soufrés réduits pour les analyseurs de TRS (*total reduce sulfur*) et sur les propriétés physiques des corps étudiés. Elle peut être par piégeage chimique ou directe. L'analyse directe se fera sur le site à l'aide d'un analyseur transporté; et, sera continue ou semi-continue, permettant d'apprécier les émissions sur plusieurs heures ou sur la journée (Ademe, 2005).

L'identification des odeurs est assez complexe, car l'effluent odorant est généralement constitué d'un mélange de composés à des niveaux de concentration différents (Amos et Samuel, 2008) auxquelles s'ajoutent, les masses moléculaires qui sont très diverses, les fonctions chimiques très différentes (Ademe, 2005).

Face à cette complexité, certains industriels préfèrent disposer d'un appareillage d'analyse en continu sur le site pour ne plus tenir compte de la variabilité de l'effluent dans le temps. D'autres se penchent vers des prélèvements globaux avec analyse plus détaillée en laboratoire ou des prélèvements spécifiques avec analyse ultérieure par familles de polluants (Ademe, 2005).

Les contaminants odorants mesurés à la source sont dispersés dans les zones environnantes grâce aux phénomènes de transport et de dispersion. L'environnement proche ou éloigné de la source qui reçoit ou subit les effets des polluants est appelé récepteur. La mesure des odeurs dans cet environnement (le milieu récepteur) est traitée dans la partie suivante.

1.3.5 Inventaire des odeurs dans le milieu récepteur

Dans le domaine des émissions atmosphérique, un récepteur est toute entité (hommes, animaux, plantes, bâtiments) qui reçoit les contaminants transportés (Vallero, 2008). La mesure des contaminants odorants dans le milieu récepteur concerne pour la plupart des cas la notion de gêne ou nuisance olfactive que peut subir l'homme (les riverains d'une structure qui rejette des substances odorantes) ou tout autre récepteur.

Le gêne olfactif ou nuisance olfactive résulte de la perception de l'odeur par l'homme. La fréquence d'exposition (désagréable et très fréquente, désagréable et peu fréquente, agréable et très fréquente) à l'odeur comme mentionnée précédemment est un paramètre à considérer dans la notion de nuisance olfactive. Par ailleurs, sous certaines conditions, d'autres paramètres peuvent intervenir dans la notion de la nuisance olfactive. Evans et Stecker, 2004 mentionnent que le sentiment de contrôle sur l'environnement (prévisibilité de l'odeur) peut diminuer la notion de gêne; d'autre part Marjorie et Moch, 2008 ont réalisé que le manque d'information sur les événements olfactifs d'une usine entraînerait une nuisance olfactive plus importante chez les riverains. L'image de l'usine et la dépendance à celle-ci sont aussi des paramètres importants dans la nuisance olfactive. Par exemple, Luginaah *et al.*, 2002, dans une étude sur l'impact de l'odeur d'une raffinerie de Petro Canada, ont démontré l'existence d'un lien entre le niveau de nuisance olfactive et la satisfaction ou l'insatisfaction d'avoir une telle usine dans la communauté.

Au-delà de satisfaire à la réglementation, l'analyse dans le milieu récepteur, aura aussi pour but de répondre à diverses préoccupations des riverains. Certains outils utilisés pour cette analyse sont :

- Les observations olfactives avec jury de nez constitué de riverains;
- L'enquête auprès des riverains;
- L'analyse des plaintes;
- La modélisation de la dispersion : elle simule la dispersion des odeurs et permet de déterminer les zones géographiques impactées (Ademe, 2005).

Certaines méthodes dites non normalisées que nous ne présenterons pas ici, sont aussi utilisées à la source que dans le milieu récepteur : c'est le cas des nez électroniques.

Les méthodes de mesure à la source et dans le milieu récepteur présentent des avantages et des inconvénients détaillés dans le paragraphe suivant-

1.3.6 Capacité et limitation des mesures

Les techniques analytiques telles que la chromatographie gazeuse (CG) couplée à une spectrométrie de masse (MS) présente l'avantage d'être considérée comme objective, reproductible et précise. L'inconvénient repose dans la difficulté à relier la composition chimique d'un mélange odorant à ses propriétés olfactives (Stuetz *et al.*, 1999). En outre, la présence d'un mélange de composés chimiques différents et à faible concentration dans les émissions odorantes représente un défi au niveau des capacités de détection et de séparation des techniques de mesure les plus avancées (Cometto et Cain, 1991, Dewulf et Langenhove, 2002). L'utilisation de la désorption thermique dans la CG est une limitation additionnelle de cette méthode, car certains composés volatils, thermiquement instables peuvent être transformés (Clausen *et al.*, 2008). Une autre limitation à la CG-MS est le prix des équipements de mesure. Bien que celui-ci ait beaucoup diminué; ceux-ci sont encore très coûteux et nécessitent certaines infrastructures et certains matériels (bonbonne de gaz) pour leur utilisation et un personnel hautement qualifié et formé. Ceci a causé la mise au point de plusieurs détecteurs de gaz spécifiques, comprenant une large variété de produits chimiques, électrochimiques, catalytiques à sensibilité élevée et une sélectivité pour certains composés odorants cible comme le H₂S, le NH₃ et VOCs.

Ces équipements ont plusieurs avantages tels qu'un prix relativement bas, une limite de détection faible (au niveau du ppb), un temps de réponse faible (10 – 120 s) et une manipulation facile. Néanmoins, l'efficacité de ces équipements dans la caractérisation des odeurs est limitée à quelques composés comme le sulfure d'hydrogène (H₂S) qui ne représentent pas toujours le composé majeur dans les émissions odorantes et ne peut donc pas compter pour l'ensemble (Munoz *et al.*, 2010). D'autres limitations de ses systèmes sont généralement associées à la variabilité de la réponse liée aux facteurs environnementaux

comme les changements rapides observés au niveau de la température, la pression et l'humidité relative de l'environnement, et aussi à la compatibilité entre les systèmes (Bourgeois *et al.*, 2003 et Nake *et al.*, 2005). Ces limitations amènent certains industriels à se tourner vers d'autres méthodes d'investigation comme la modélisation de la dispersion atmosphérique qui sera exposée dans la partie suivante.

1.4 Modélisation de la dispersion atmosphérique

La mesure de la nuisance olfactive, et donc de ses paramètres à la source, permet de fournir les éléments de base à l'orientation des réflexions et au réglage des modèles de dispersion atmosphérique. Le terme dispersion atmosphérique reflète le devenir d'une substance émise par une source naturelle ou anthropique dans le temps et dans l'espace. La modélisation de la dispersion atmosphérique permet sous des conditions météorologiques et topographiques particulières, de :

- Simuler le transport et la dispersion des émissions atmosphériques afin d'évaluer leur impact théorique;
- Calculer les valeurs d'émission à la source à respecter afin de ne pas dépasser la limite prévue par la réglementation (modélisation inverse).

La modélisation de la dispersion atmosphérique se positionne comme l'une des composantes les plus importantes dans un plan de gestion de la qualité de l'air en milieu urbain (Elsom, 1994). Elle est indispensable pour évaluer les immissions d'une source d'émissions, concevoir des réseaux d'échantillonnage, aider à la décision, faire des études de risques ou simuler une pollution accidentelle (Mazzuoli, 2009). L'objectif fondamental étant de calculer la concentration dans l'air d'un ou plusieurs polluants dans l'espace et le temps. Ce calcul se fait en prenant en compte des variables indépendantes telles que les émissions dans l'atmosphère, la météorologie et les processus de transformation dégradation (Khare M. et Sharma P., 2002). Pour atteindre cet objectif, des méthodes mathématiques, physiques et statistiques sont employées; elles constituent ainsi l'une des bases de la classification des modèles.

1.4.1 Classification des modèles

Différents types de modèles sont présents dans la littérature et la classification peut être basée sur plusieurs approches (structure du modèle, cadre de référence, dimension du domaine).

Zannetti, 1990; Share M. et Karma P., 2002, ont proposé la classification ci-dessous, basée sur la structure et l'approche fondamentale utilisée dans les équations de dispersion :

– Les modèles physiques :

Ils sont basés sur des études à petite échelle (conception des pilotes) en laboratoire ou sur site (études en soufflerie ou en veine hydraulique). Ils reproduisent à petite échelle les phénomènes de dispersion atmosphérique. Généralement, l'utilisation de gaz traceur est nécessaire (Khare M. et Sharma P., 2002; Mazzuoli, 2009).

– Les modèles statistiques :

Pour le calcul des concentrations, ces modèles se basent sur l'analyse statistique des données telles que les données météorologiques et des paramètres de la qualité de l'air obtenu par mesure. En général, c'est l'application des méthodes statistiques utilisées en météorologie (Share M. et Karma P., 2002). Les modèles de régression linéaires, les modèles stochastiques linéaires et les modèles de distribution statistique constituent ce groupe.

– Les modèles numériques :

Ils sont basés sur des approximations numériques des équations qui représentent les phénomènes de dispersion atmosphérique (Share M. et Karma P., 2002). Ils sont constitués de modèles analytiques basés sur la solution gaussienne de l'équation de diffusion, des modèles intégraux et modèles tridimensionnels qui intègrent les équations de la mécanique des fluides ou équations de Navier -Stokes (Mazzuoli, 2009).

Les paragraphes suivants se proposent de définir les principaux modèles numériques, car leur utilisation est assez répandue et ils seront d'autre part utilisés lors des simulations de ce travail de recherche.

- **Modèle gaussien**

Les modèles gaussiens sont basés sur la distribution normale (loi normale) ou gaussienne des concentrations des polluants dans l'air. Ces modèles ont été développés par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (US EPA) à partir des travaux de chercheurs tels que Turner, Pasquill et Gilford (Roger *et al.*, 1999; Holmes, 2006).

Selon la source émettrice, continue ou instantanée, il existe le modèle de panache gaussien et le modèle à bouffées gaussiennes :

Modèle de panache gaussien : Les modèles de panache gaussiens sont les plus utilisés (Zannetti, 1990) et sont reconnus pour représenter la dispersion du panache avec les hypothèses suivantes (Roger, 1999; Share M. et Karma P., 2002; Ademe, 2005) :

- Densité du polluant voisine de celle de l'air;
- Homogénéité horizontale;
- Champ de vent constant dans l'espace et dans le temps;
- Aucune réaction chimique et aucun changement d'état dans l'atmosphère;
- Composante verticale du vent négligeable devant la composante horizontale;
- Diffusion dans le sens du vent négligeable devant le transport;
- Régime permanent instantanément atteint;
- Peu de variation de relief;
- Réflexion parfaite du panache au niveau de la surface sous-jacente (pas d'absorption).

Pour représenter les caractéristiques du panache à partir de son point d'origine, l'écart type de la distribution gaussienne est appliqué dans deux directions; représentant ainsi le panache par deux gaussiennes dans un cône (voir Figure 1.3 et Figure 1.4).

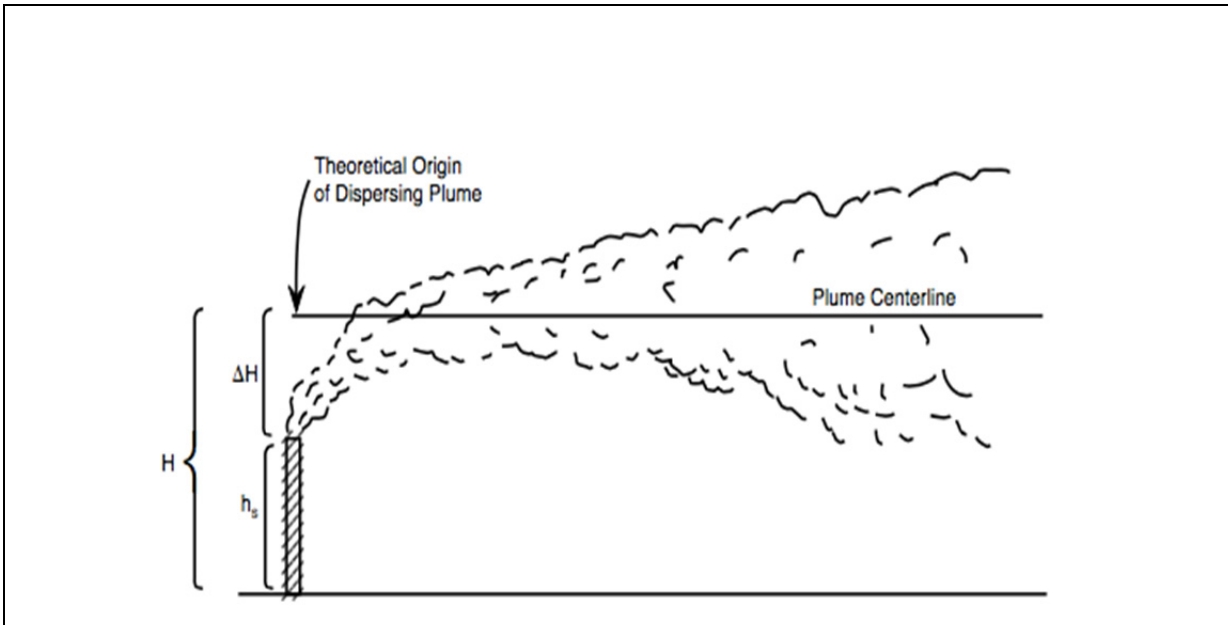


Figure 1.3 dispersion du panache à partir d'une source ponctuelle
Tirée d'Altwickier (1999)

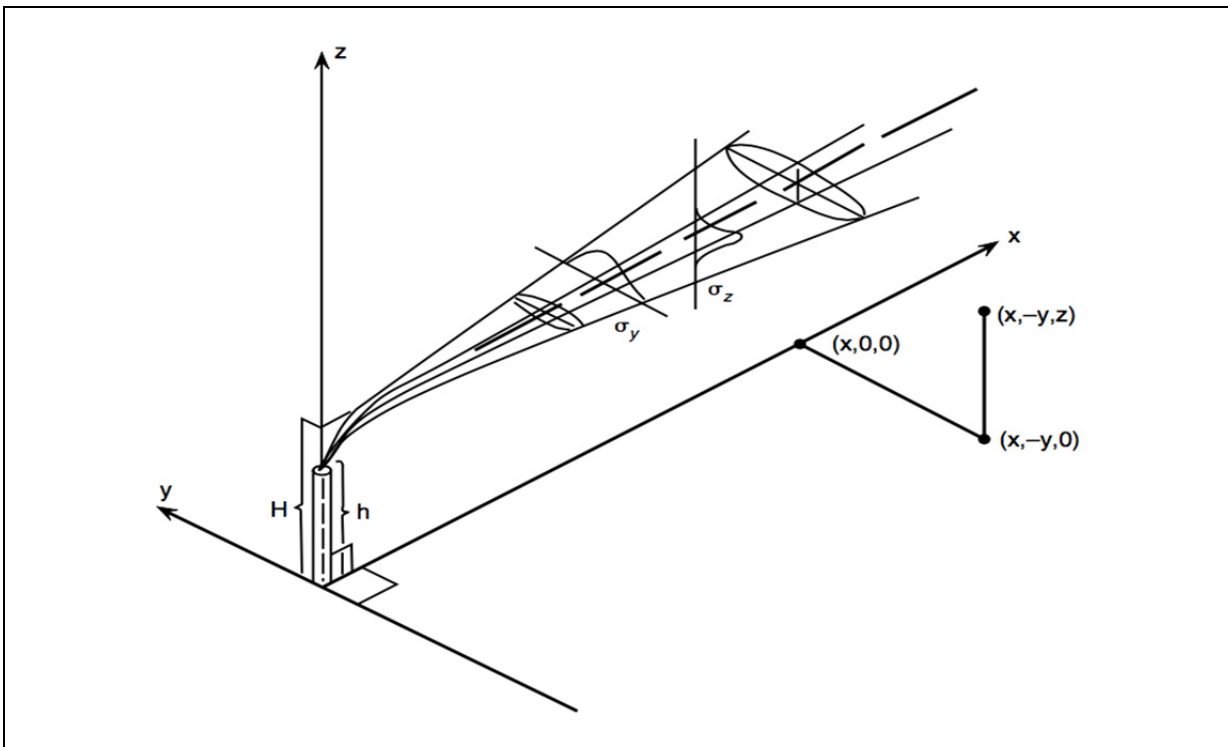


Figure 1.4 système de coordonnées pour un modèle de panache gaussien
Tirée d'Altwickier (1999)

L'approche gaussienne est utilisée uniquement pour une source ponctuelle qui émet en continu. Une solution de remplacement pour les sources qui émettent des polluants instantanés a été développée : c'est l'approche par « puffs » ou par bouffées gaussiennes (M. Share et P. Karma, 2002) développée dans la section suivante.

Modèle à bouffées gaussiennes

Pour traiter les conditions où, lors de l'évolution du panache, le temps de transport peut varier (Δt), et où la direction de vent peut changer, l'approche par segmentation du panache a été développée (voir Figure 1.5). Dans cette approche, le panache est subdivisé en plusieurs segments ou sections. Le centre de masse de chaque bouffée émise à un instant donné suit la trajectoire du vent (Ademe, 2005)

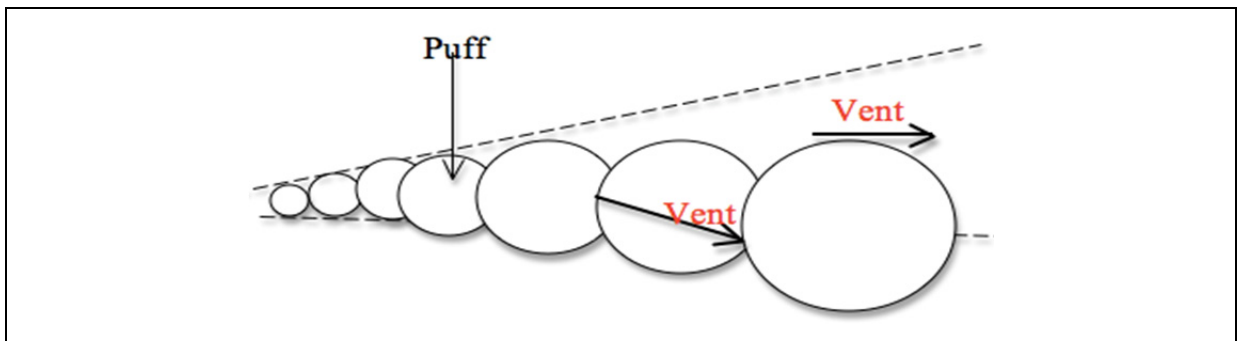


Figure 1.5 représentation des puffs selon la direction du vent
Adaptée de Jesse T (2014)

Le modèle à bouffée gaussienne est un modèle hybride, basé sur l'approche Lagrangienne avec une distribution de concentration supposée gaussienne. Chaque bouffée émise contient une masse ΔM ($\Delta M = Q\Delta t$) pendant l'intervalle de temps Δt . Q correspond au débit d'émission.

- **Modèle Lagrangien**

Le modèle Lagrangien encore appelé modèle de boîte définit une zone de l'atmosphère comme une boîte contenant un volume de polluants initiaux. Le modèle Lagrangien suit la

trajectoire de la boîte (le mouvement d'un panache de polluant) lorsqu'elle se déplace en direction du vent (voir Figure 1.6).

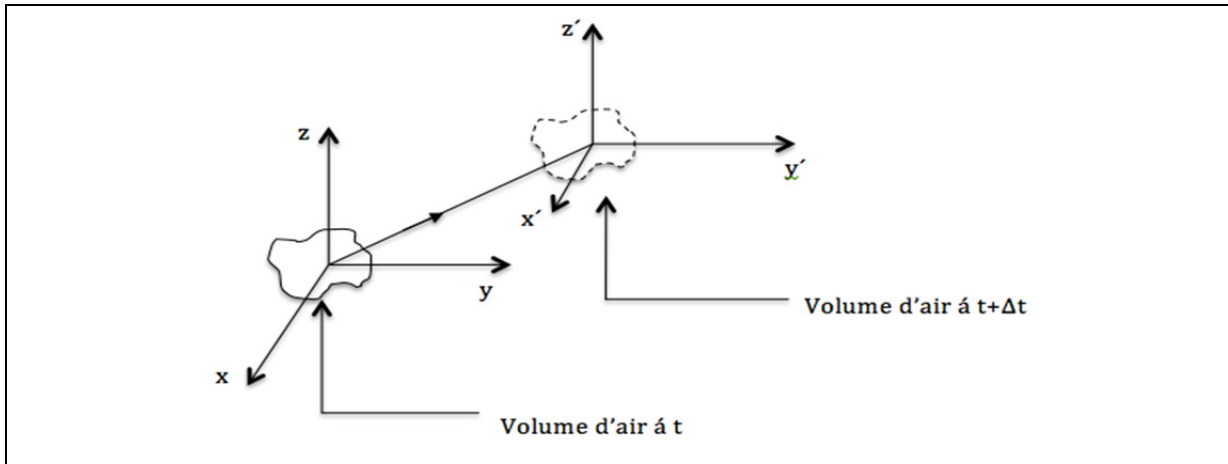


Figure 1.6 système de référence des modèles Lagrangiens
Tirée de Zannetti (1990)

Cette approche, a été étendue à tous les modèles dans lesquels il y a segmentation ou fractionnement du panache en plusieurs morceaux (Zannetti, 1990). Elle regroupe les modèles particuliers, très lourds en temps de calcul et les modèles Lagrangiens gaussiens encore appelés modèles à bouffées gaussiennes (Ademe, 2005).

- **Modèle Eulérien**

Les modèles Eulériens sont des modèles tridimensionnels basés sur la résolution des équations de la mécanique des fluides telles que la conservation de la masse, du mouvement et de l'énergie (Zannetti, 1990 et Ademe, 2005). Ces modèles découpent le site à étudier en plusieurs mailles ou microenvironnement pour prendre en compte l'état réel du terrain ainsi que les différents obstacles. Ce sont des modèles qui permettent d'obtenir une analyse fine de la dispersion surtout dans une vallée sinueuse. Toutefois sa mise en œuvre est complexe due à la lourdeur du système (Ademe, 2005).

Les modèles décrits dans les paragraphes précédents ne sont pas tous aptes à la modélisation de la dispersion atmosphérique des odeurs. Certains ont été développés pour l'étude des polluants plus lourds que l'air tels que les hydrocarbures, c'est le cas des modèles de type intégral. Les modèles Eulériens et gaussiens semblent être compatibles à la problématique des odeurs (Ademe, 2005). Des solutions commerciales élaborées à base des notions détaillées précédemment existent sur le marché. Parmi ces solutions, AERMOD et CALPUFF ont été utilisés dans plusieurs études de conformité réglementaire ou d'évaluation d'impact d'odeur.

Généralement, CALPUFF et AERMOD réussissent à bien reproduire les tendances de dispersions autant de porcheries (Vieira de Melo et *al.*, 2012; O'Shaughnessy et Altmaier, 2011; Xing et *al.*, 2006) que d'usines pétrochimiques (Abdul-Wahab et *al.*, 2011), de traitement d'eaux usées (Capelli et *al.*, 2011), des carrières ou mines à ciel ouvert (Dmitry et *al.*, 2013) et de centrales électriques (Levy et *al.*, 2012). Toutefois, la solution peut dépendre du pas d'intégration, car Zou et *al.*, 2010, suggère que les pas d'intégration annuelle, mensuelle, journalier et 8 heures sont meilleurs alors que Abdul-Wahab et *al.*, 2011 a trouvé une différence moins grande avec les mesures de terrain pour un pas d'intégration de 1 heure. D'autre part, pour des champs au-delà de 16 km, Rood, 2014 a recommandé d'utiliser CALPUFF plutôt que AERMOD.

Cette courte revue de littérature démontre que CALPUFF permet de prédire les tendances générales de la dispersion des polluants/odeurs sur de grandes échelles de surface. De son côté AERMOD prédit également les bonnes tendances, mais devrait être utilisé dans les champs proches lorsqu'il s'agit des odeurs, car il n'assimile pas bien les fluctuations des paramètres météorologiques. Pour l'étude du CRIQ, c'est le modèle AERMOD qui a été utilisé; les détails sont donnés dans le paragraphe qui suit.

1.4.2 L'étude du CRIQ

L'étude du CRIQ (CRIQ n° 640-PE44099, 2013) a consisté à faire des analyses des émissions d'odeurs provenant des cheminées des bancs d'essai puis à simuler leur dispersion. L'analyse est faite après échantillonnage via des sondes de prélèvement (gaz et particules)

fixées à chaque cheminée. Chaque cheminée est dotée de tubes de Pitot permettant de mesurer la vitesse des gaz d'échappement en sortie cheminée. Chaque échantillon prélevé trois fois a subi des analyses d'odeurs par olfactométrie à dilution dynamique (méthode CEN 13725 : 2003) et par chromatographie en phase gazeuse couplée à une spectrométrie de masse connectée à un port olfactif (CG/MS-O). La CG/MS-O a permis de déterminer 44 marqueurs olfactifs distincts qui ont subi une étude approfondie ultérieure pour en ressortir les marqueurs principaux. La dispersion quant à elle, réalisée avec AMS/EPA modelling system (AERMOD) pour des pas d'intégration d'une heure, s'est faite sur des scénarios uniques simulés à base des données fournies par PWC ou mesurées sur le terrain. Les résultats des concentrations permettant de déterminer les zones impactées sont évalués par rapport aux niveaux admissibles dans un milieu standardisé dépourvu d'odeurs (1, 2-3, 5 et 10 o.u./m³).

Les limitations de l'étude du CRIQ se trouvent en l'utilisation d'un modèle qui selon les études ne rend pas bien compte des problèmes d'odeurs. Le modèle AERMOD n'a pas non plus la capacité de prendre en compte les grands bassins d'eau lorsque ceux-ci sont présents dans le site étudié. D'autre part, l'étude du CRIQ a considéré les opérations du site comme si elles se déroulaient avec une seule cheminée (un banc d'essai) en même temps. Par contre, les informations reçues de PWC soulignent que, pour la conception, six bancs d'essai de jour et deux de soir peuvent être en fonction et pour la production, huit bancs d'essai de jour, six de soir et un de nuit peuvent être en fonction.

L'objectif général de ce travail de recherche est de caractériser la dispersion des odeurs aux limites des propriétés situées entre 30 et 1000 m autour du site de PWC Longueuil. Spécifiquement, il sera question de :

- Reproduire numériquement la zone d'intérêt en tenant compte des effets du vent, de la dénivellation du terrain et des bâtiments;
- Comparer les résultats obtenus à des mesures sur le terrain effectuées par le CRIQ;
- Analyser finement les résultats afin de quantifier l'effet de l'autoroute, celui du régime moteur et du fleuve Saint-Laurent longeant le site;

- Faire varier des paramètres tels que la température et la vitesse de sortie des gaz, le diamètre et la hauteur de la cheminée afin de déterminer l'effet de chaque paramètre sur la concentration en odeur.

1.5 Capacité et limitations de la modélisation

Dans le domaine de la qualité de l'air, la dépendance à la modélisation pour des évaluations réglementaires est croissante. En effet, aucun ou peu de moyens de mesure existent dans des situations comme l'évaluation de la dispersion de polluant à partir d'une source. En plus, avant d'utiliser les résultats de la modélisation comme aide à la décision, il est important d'examiner les capacités et les limitations de la modélisation.

De manière générale, les capacités de la modélisation concernent pour la plupart :

- La capacité à faire de la prévision dans le temps et l'espace au travers de plusieurs récepteurs;
- La capacité de choisir de simuler un composé spécifique;
- La capacité de modéliser les pires scénarios;
- La capacité de prédire les concentrations futures.

L'une des limitations de la modélisation est de déterminer avec précision la concentration de fond qui lorsqu'elle n'est pas prise en compte peut modifier les résultats du modèle. La détermination des concentrations qui en général sont des concentrations moyennées, par des modèles, nécessite des données d'entrée (la vitesse de sortie des gaz, la température de sortie des gaz et son débit, etc.) obtenue via des mesures qui peuvent être erronées et certaines données dont l'exactitude n'est pas totalement validée (données météorologiques). Par exemple, des études ont montré qu'une incertitude de 5 à 10 degrés dans la mesure de la direction du vent, peut conduire à une erreur de l'ordre de 20 à 70 % dans l'estimation des concentrations en un lieu et à un temps donné. (EPA, 2005).

Pour mener à bien cette étude, le chapitre II se propose de donner plus de détails sur les modèles AERMOD et CALPUFF. Il expose la numérotation utilisée pour les différents scénarios et présente les spécificités du domaine d'étude.

CHAPITRE 2

MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre présente de manière succincte la méthodologie utilisée dans ce travail de recherche. Après avoir décrit les modèles CALPUFF et AERMOD en présentant quelques équations du code et les algorithmes numériques, nous décrivons les scénarios utilisés ainsi que le domaine d'étude, le terrain, les sources d'émission, la météorologie et les bâtiments présents sur le site. Enfin, les types de simulations que nous avons mis en œuvre sont introduits. Ces simulations, dans le chapitre 3, nous permettront de rendre compte de la situation du site de PWC.

2.1 Description des modèles AERMOD et CALPUFF

Les modèles AERMOD (*American Meteorological Society/Environmental Protection Agency Regulatory Model*) et CALPUFF (*Californian Puff Model*) sont conçus sur la base des mêmes principes détaillés plus bas, avec quelques considérations particulières.

Ce sont des modèles informatiques définis grâce à la courbe de distribution normale encore appelée courbe de Gauss (voir Figure 2.1). Les équations définissant la concentration des polluants dans ses modèles ont pour base l'équation de densité de probabilité suivant une loi normale ou loi de Laplace Gauss (équation 2.1) :

$$f(x) = y = -\frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{x - \bar{x}}{\sigma}\right)^2\right) \quad (2.1)$$

Avec :

σ = écart type de la distribution gaussienne (m)

x = distance dans l'axe des abscisses (m)

$\bar{x} = \mu$ = moyenne (m)

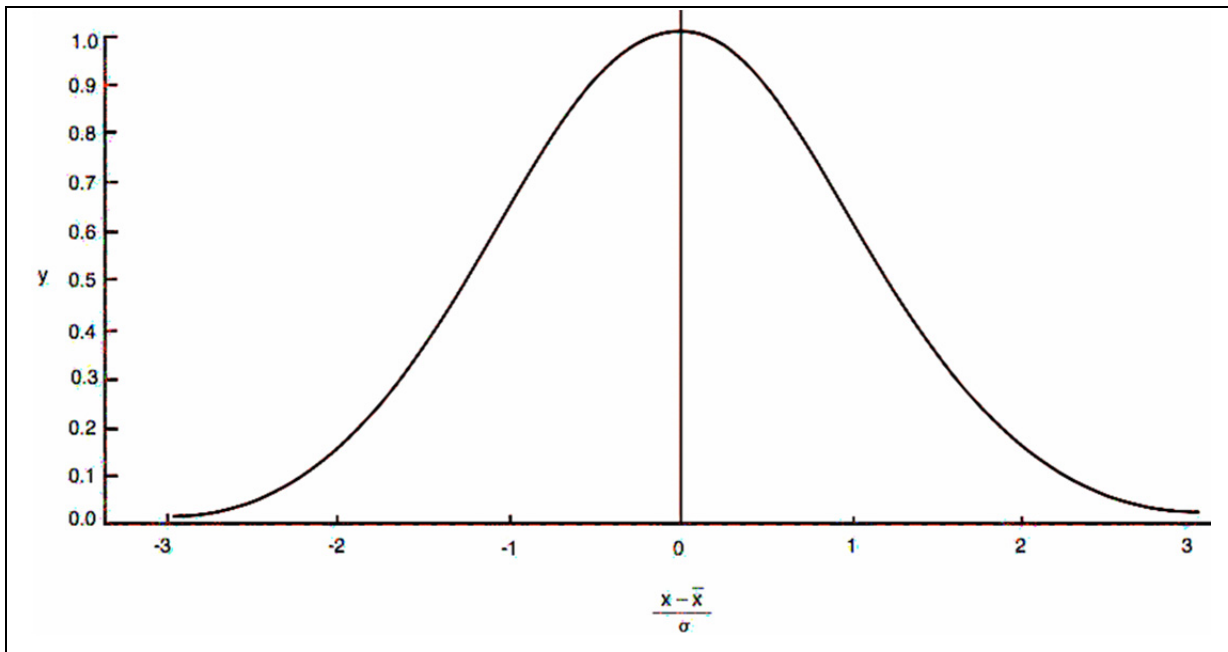


Figure 2.1 courbe de distribution normale ou gaussienne
Tirée d'Alwicker (1999)

Dans les modèles gaussiens, l'équation du code reproduit la dispersion du panache dans les trois directions x , y , et z (voir Figure 1.4) en ajoutant ou répétant des expressions de l'équation 2.1. De manière particulière, AERMOD permet de simuler la dispersion des polluants atmosphériques dans le champ proche de la source (inférieur à 50 km, niveau local) pendant que CALPUFF peut être utilisé au niveau local et régional. Nous développons ci-dessous chaque modèle en prenant soin de ressortir les spécificités de chacun.

2.1.1 Description du modèle AERMOD

Le modèle AERMOD a été développé par la société américaine de météorologie et l'agence de protection de l'environnement (EPA) en 1991 dans le but d'introduire les concepts de la couche limite atmosphérique (CLA) dans les modèles de conformité réglementaire (Vieira et *al.*, 2012 et Rood, 2014). C'est le modèle recommandé par EPA, pour démontrer la conformité réglementaire des polluants rejetés, sous atmosphère stable, dans un rayon inférieur 50km. Certaines études suggèrent de ne pas l'utiliser dans des rayons supérieurs à une dizaine de kilomètres autour de la source (Rood, 2014); car la météorologie (le vent) peut

changer sur de longues distances. Il a été développé pour remplacer la version 3 du modèle complexe des sources industrielles (ISC3) (Vallero, 2008 et Rood, 2014) et permet de simuler aussi bien les sources surfaciques que les sources ponctuelles élevées, les sources volumiques pour une topographie du site simple ou complexe (Rood, 2014).

En fonction de la stabilité de l'atmosphère et de la localisation en dessous de la CLA, AERMOD peut simuler cinq différents types de panaches : direct, indirect, pénétrant, injecté, et stable. Si l'atmosphère est stable, le panache est modélisé par deux gaussiennes dans la direction latérale et verticale. Sous des conditions convectives, la distribution horizontale reste gaussienne, pendant que la concentration de la distribution verticale est la résultante de la combinaison de trois panaches différents (A.M. Vieira et *al.*, 2012) :

- Un panache direct : dont une partie du panache va retomber, mais toute la partie au-dessus va s'échapper et sera perdue dans la modélisation;
- Un panache pénétrant : le code va simuler la partie du panache qui va rester en altitude et compenser la partie du panache direct perdue par pénétration dans la couche stable élevée;
- Un panache indirect : il n'est pas exactement le symétrique du panache direct, mais permet au code de simuler l'augmentation de concentration liée aux géométries non plane du terrain ou des bâtiments. Cette source vient compenser la perte des deux sources précédentes et représente en majorité la retombée du panache.

AERMOD est constitué de deux préprocesseurs :

- AERMET est le préprocesseur météorologique qui permet la mise en forme des données de la météorologie au sol (stations météorologiques) et en haute altitude (Stations aérologiques);
- AERMAP est le préprocesseur topographique qui inclut les bâtiments et les sources du site étudié.

Les données préparées par ses deux préprocesseurs sont transmises à AERMOD pour réaliser les calculs de concentration (voir Figure 2.2)

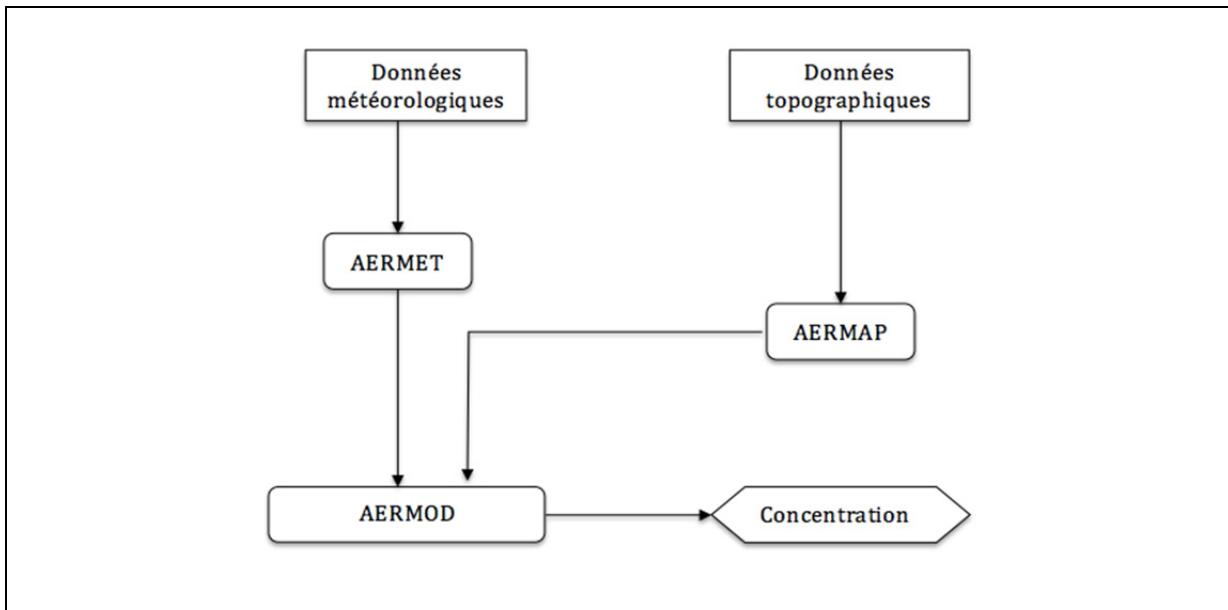


Figure 2.2 algorithme des opérations dans AERMOD
Adapté de Vallero (2008)

2.1.2 Description du modèle CALPUFF

CALPUFF « *Californian Puff model* » est le modèle recommandé par EPA pour simuler la dispersion des polluants sur de longues distances dans des conditions non stationnaires (EPA, 2000). C'est un modèle basé sur l'approche Lagrangienne gaussienne ou à bouffées gaussiennes. Il prend en compte plusieurs couches atmosphériques (la canopée, la CLS, la CLA, etc.), plusieurs espèces, et simule le transport, la transformation et le dépôt des polluants en considérant la modification tridimensionnelle des champs de vent dans l'espace et dans le temps (Ademe, 2008; Vieira, 2012, et Rood 2014). En plus des polluants primaires, CALPUFF permet aussi d'estimer les polluants secondaires (Levy et *al.*, 2002).

Le modèle représente un panache qui émet en continu comme un nombre discret de segments de matériels polluants (voir Figure 1.5). Il évalue la contribution de chaque segment (puff) au niveau du récepteur par une approche par capture d'image ou par photo. Chaque segment est figé à un instant particulier (étape d'échantillonnage) et la concentration due au segment figé est calculée (CALPUFF user's guide; Earth Tech and Inc., 2000). Le segment peut alors se déplacer en augmentant de taille et en baissant en concentration jusqu'à la prochaine étape

(Vieira, 2012). La concentration totale au niveau du récepteur est la somme moyennée de la contribution de tous les segments avoisinants, pour toutes les étapes d'échantillonnage, dans l'intervalle de temps de l'étape (généralement 1 heure) (Earth Tech and Inc., 2000).

Pour des périodes d'échantillonnage inférieur à 1 heure, certains ajustements ont été faits dans le modèle CALPUFF. Ses ajustements concernent les effets de la fluctuation au niveau du vent sur le débit moyen d'une heure, de la distribution latérale moyenne de la substance. Cet ajustement est régi par la loi suivante (Earth Tech and Inc., 2000) :

$$f(t, t_0) = \left(\frac{t_0}{t}\right)^p \quad (2.2)$$

Avec :

p : facteur d'ajustement compris entre -0,5 et -0,1. Il est généralement fixé à -0,2,

t : temps moyen (min),

t₀ : le temps moyen lié au débit de dispersion utilisé pour obtenir la concentration moyenne.

Cet ajustement est valable lorsque la modélisation concerne l'évaluation d'impact des odeurs, car des travaux montrent que celles-ci sont perçues dans de très courtes périodes de l'ordre de quelques secondes (Earth Tech and Inc., 2000, Nicell, 2009). En l'absence de ses ajustements dans le modèle, les résultats obtenus ne constitueraient pas une base solide pour évaluer le niveau d'odeur auquel le récepteur (la population) est exposé. Nicell, 2009 a démontré que la variation des conditions météorologiques sur de très courtes périodes est un handicap pour la simulation des odeurs sur une période moyennée d'une heure. La Figure 2.3 tirée de cette étude montre par exemple la différence de niveau de concentration observé pour des concentrations d'odeur sur 12 secondes, 10 minutes et 1 heure. On peut constater que sur une période 12 secondes les pics de concentration d'odeur atteignent des valeurs (6 u.o.) très au-dessus du seuil de détection (1 u.o.) relevé plus haut dans ce mémoire. Cette concentration est 6 fois plus élevée que la concentration toutes les 10 minutes et approximativement 10 fois plus élevée que la moyenne de concentration sur 1 heure. Il apparaît donc que le calcul

moyenné sur 1 heure conduit à des résultats erronés; d'où l'intérêt dans notre étude d'utiliser un modèle qui simule les concentrations d'odeur à des temps d'étapes inférieurs à une heure.

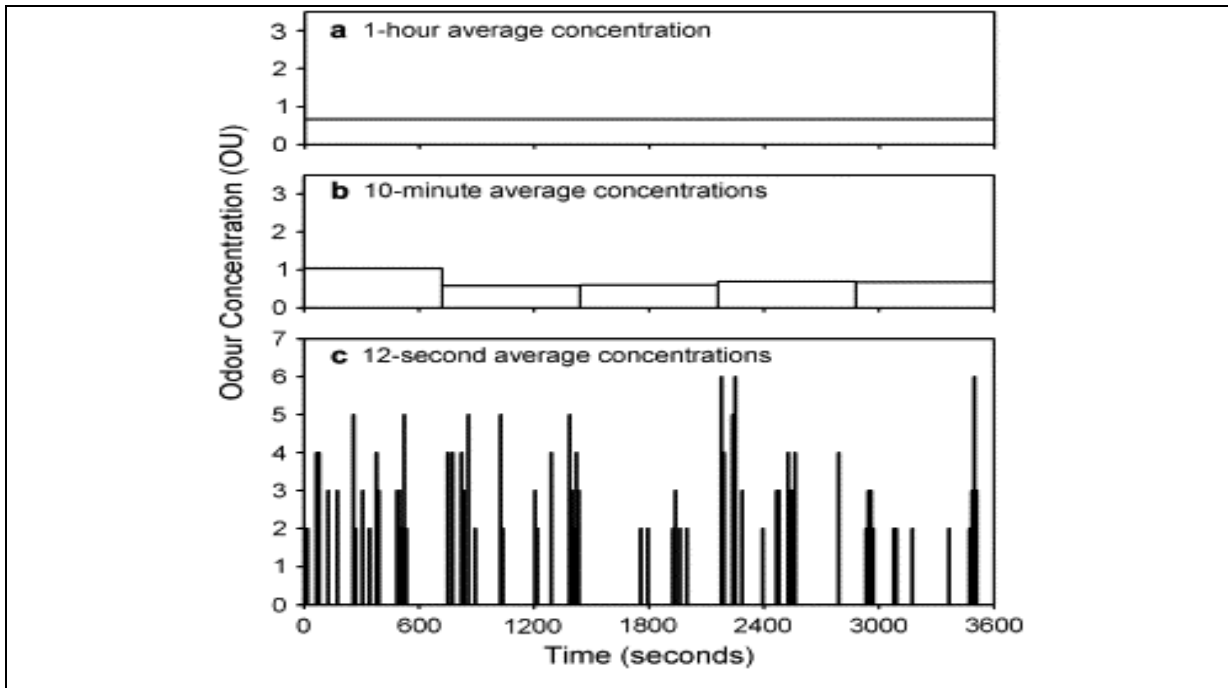


Figure 2.3 concentration des odeurs en fonction du temps
Tirée de Nicell (2009)

Le système de modélisation dénommé CALPUFF est constitué de trois modules primaires (voir Figure 2.4):

- Le module CALMET est le préprocesseur météorologique qui englobe à la fois AERMET et AERMAP. C'est un modèle météorologique diagnostique c'est-à-dire qu'il utilise les valeurs de vitesse de vents mesurées en quelques points (données de surface et donnée aérologiques) pour restituer le champ tridimensionnel de vent en lien avec le terrain et la surface utilisée. Il ne permet pas de prévoir l'évolution temporelle du vent. Les données météorologiques, comme il a été le cas dans ce travail de recherche, peuvent aussi être fournies à CALMET via un modèle pronostique (MM5 et WRF, etc.), qui calcule l'évolution temporelle du champ 3D du vent en résolvant les équations de la mécanique des fluides. Les données sont globalement les mêmes que pour AERMOD avec dans certains cas des formats

différents. Il est aussi possible d'ajouter des données comme la pluviométrie ou si cela s'avère nécessaire des informations météo au-dessus des étendues d'eau (lacs, fleuve, mer, océan).

- Le module CALPUFF utilise les champs de vent et les paramètres météorologiques générés par CALMET pour calculer la dispersion du panache à l'aide de puffs. Les résultats sont alors transférés à la dernière partie du programme.
- Le module CALPOST est le postprocesseur utilisé pour lire les concentrations calculées dans le module précédent et met en forme les résultats afin de les ressortir sous forme de concentrations moyennées selon le pas d'intégration défini. Ceci nécessite quand même une interface pour obtenir une visualisation complète

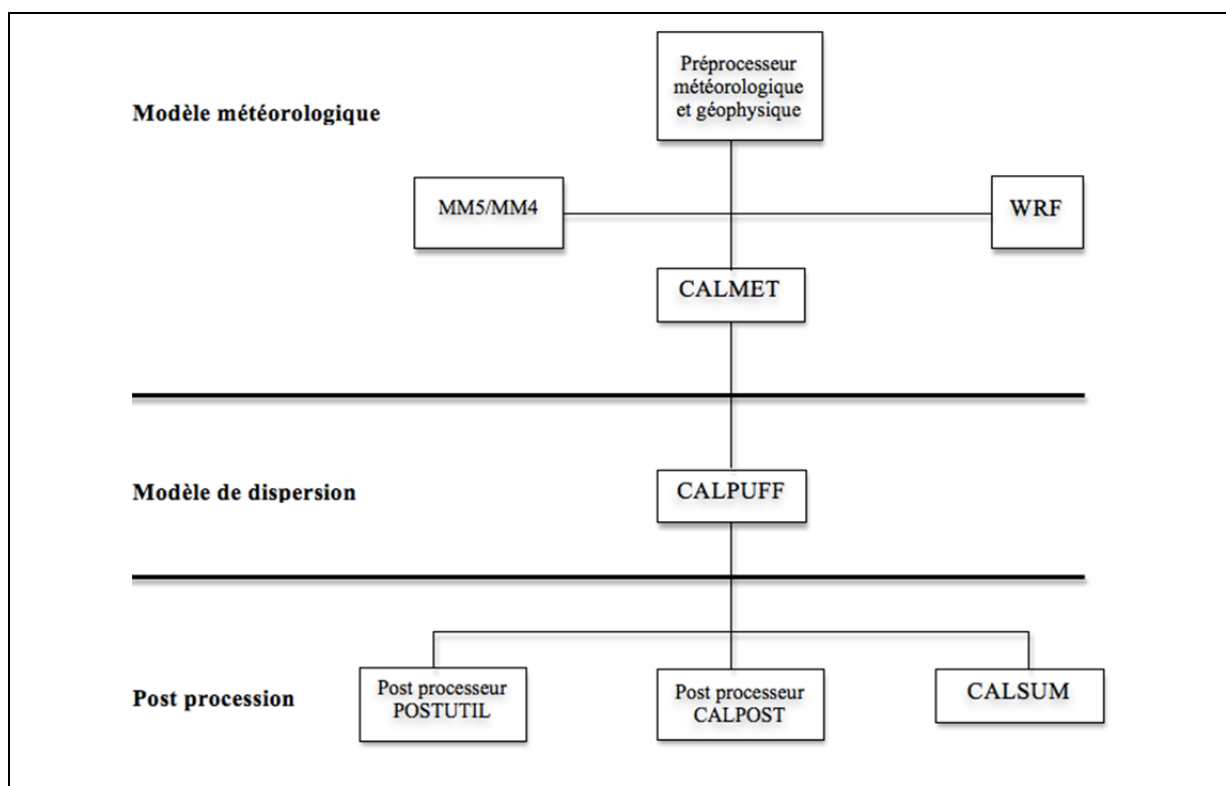


Figure 2.4 algorithme des opérations dans CALPUFF
Adapté de Scire et *al.* (2000)

AERMOD et CALPUFF utilisent des algorithmes pour incorporer les effets de l'élévation du panache et de la recirculation autour des bâtiments. Ces algorithmes sont la base du modèle spécifique interne dénommée BPIP-PRIME (*Building Profil Input Program-Plume Rise*

Model Enhancement) intégré dans le modèle de dispersion. Les obstacles et, ou bâtiments de formes les plus simples (cubique) autour d'un point émetteur de polluants, perturbe l'écoulement atmosphérique (voir Figure 2.5) et par conséquent modifie le comportement du panache. Les trois principaux effets sont:

- La déviation de l'obstacle par le panache;
- Le mélange du panache dans la zone de recirculation créée par l'obstacle;
- L'augmentation de la diffusion dans le sillage.

Pour modéliser l'écoulement autour d'un obstacle, diverses paramétrisations que nous ne détaillerons pas ici sont intégrées dans les modèles de dispersion via le modèle BPIP-PRIME. BPIP a été conçu pour intégrer les concepts de bonne pratique d'ingénierie (GEP) dans le modèle de dispersion. Il part du principe selon lequel un obstacle ou un bâtiment peut avoir quatre types de structures (faible, élevée, multiple ou groupée) qu'on peut repérer par un système de coordonnées cartésiennes (EPA-450/4-80-023R).

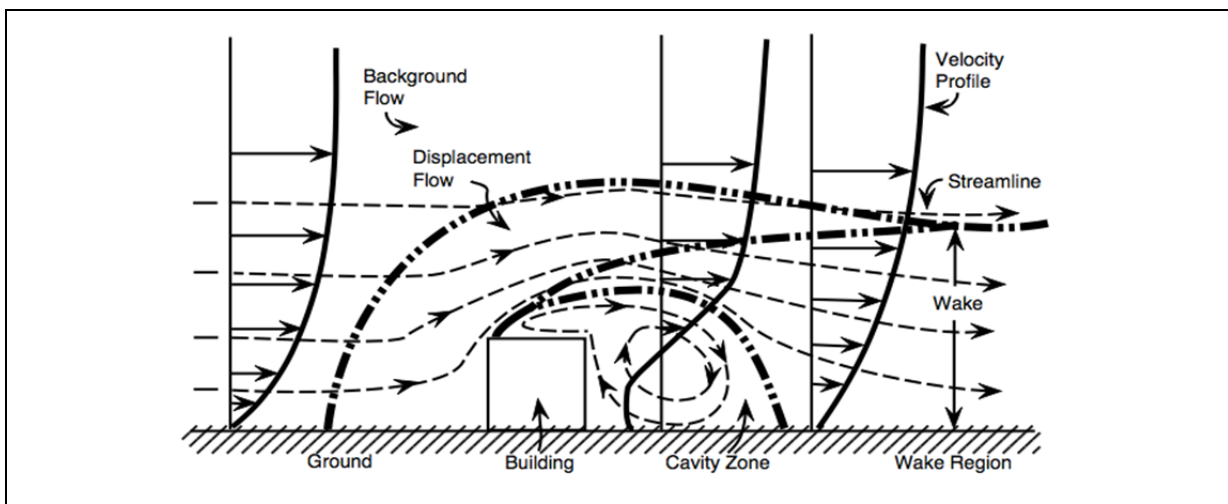


Figure 2.5 écoulement atmosphérique autour d'un bâtiment
Tirée d'Altwickier (1999)

2.2 Justification du choix du modèle CALPUFF

Selon Ademe 2005, les paramètres généraux à considérer dans le choix d'un modèle pour une étude de modélisation sont les suivants :

- Le domaine d'étude ou le site à l'étude (grand ou faible dénivelé altimétrique);
- La période de simulation (concentration moyennée horaire ou moins);
- Objectif de la simulation (impact olfactif ou non, dimensionnement des rejets);
- Délais de réalisation et les conditions financières.

Pour le sujet qui nous concerne, en plus des paramètres généraux cités plus haut, les paramètres spécifiques suivants ont été pris en compte :

- La capacité de CALPUFF à simuler les transformations chimiques;
- La capacité à suivre les différentes variations de la direction du panache dû aux changements directionnels du vent. Ceci est rendu possible parce que CALMET a la capacité d'ajuster et raffiner les champs de vents générés par le modèle prognostique en utilisant une haute résolution du terrain et des surfaces (Klausmann et Scire, 2005; Abdul *et al.*, 2011);
- La présence du Saint-Laurent aux abords du site, est un autre critère, car CALPUFF simule bien les effets de brise de mer (fumigation) ce que AERMOD ne fait pas. Idem pour les dépôts secs et humides, la chimie du panache;
- La capacité de CALPUFF à simuler les périodes très courtes (<1h).

Par ailleurs, plusieurs travaux réalisés avec CALPUFF (Elbir, 2003; Villasenor *et al.*, 2003; Cui *et al.*, 2011) ont démontré la capacité de CALPUFF à bien simuler la dispersion des polluants en comparant des résultats avec ceux analysés sur le terrain et ceux des stations de mesure des polluants.

2.3 Étude par modélisation de la dispersion atmosphérique

La modélisation de la dispersion atmosphérique succède l'estimation des émissions à la source (banc d'essai) par des mesures réalisées par le CRIQ. Lors de cette estimation, les données telles que la température des gaz, la vitesse de sortie, le débit, etc. sont enregistrés. Nous ne pouvons parler de la méthodologie utilisée sans toutefois décrire un banc d'essai qui est la source des émissions polluantes dans le cas qui nous concerne.

Le banc d'essai est une enceinte hermétique qui permet de valider les performances et le bon fonctionnement des moteurs neufs avant leur mise en service sur les avions. Le site de PWC de l'usine de Longueuil qui fait l'objet de cette étude compte 25 bancs d'essai. Chaque banc d'essai est constitué principalement (voir Figure 2.6):

- D'une cheminée d'admission d'air;
- D'une cheminée d'échappement des gaz de combustion;
- Plusieurs atténuateurs de bruit;
- Une conduite d'évacuation de gaz de combustion;
- Un support pour le moteur à tester;
- Plusieurs capteurs électroniques.

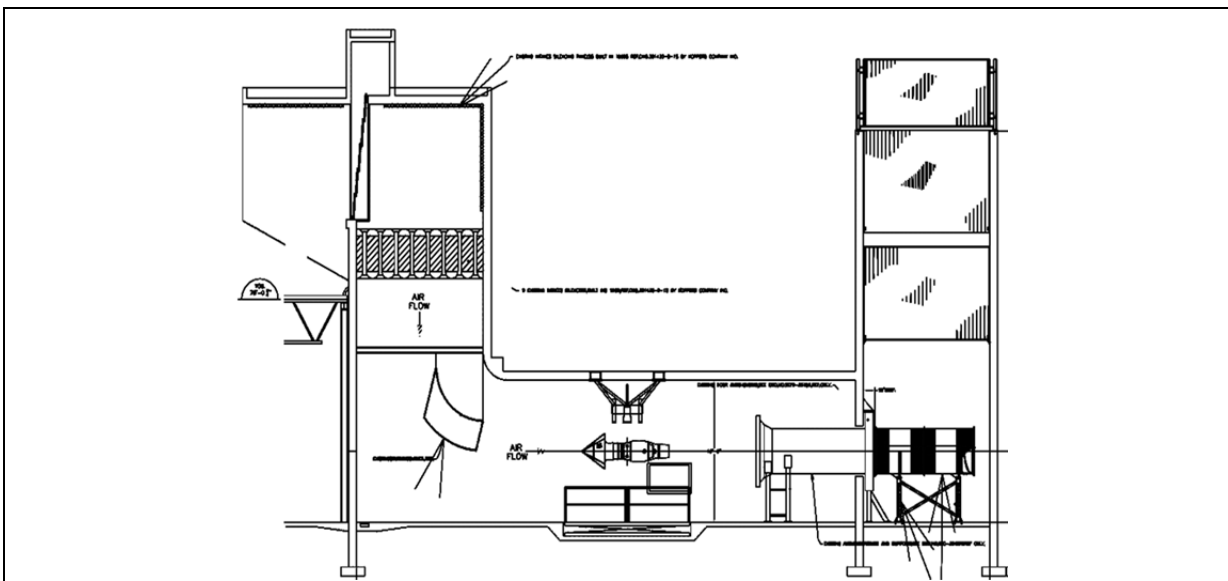


Figure 2.6 représentation d'un banc d'essai
Tirée du dossier CRIQ n° 640-PE44099 (2013)

La conception des bancs d'essai a pris en compte des spécificités telles que : le type de cheminée, la hauteur de la cheminée, qui peuvent influencer les caractéristiques des gaz d'échappement (CRIQ, 2013) et même la dispersion de ses gaz dans l'atmosphère.

Pour la modélisation des odeurs, le modèle choisi (CALPUFF), comme mentionné précédemment, prend en compte les particularités de l'odorat humain : réponse rapide, sensibilité aux variations et aux maxima en intégrant la turbulence atmosphérique et les effets

des bâtiments. Chaque cas modélisé dans cette étude a utilisé comme données d'entrées les valeurs mesurées lors de l'estimation des concentrations à la source (banc d'essai). Les valeurs ont été mesurées à l'aide des tubes de pitot (type L et S) pour la vitesse et la température; et de sondes type 1 (pour cheminées en acier) et type 2 (pour cheminées en béton) pour les gaz et particules (voir Figure 2.7).

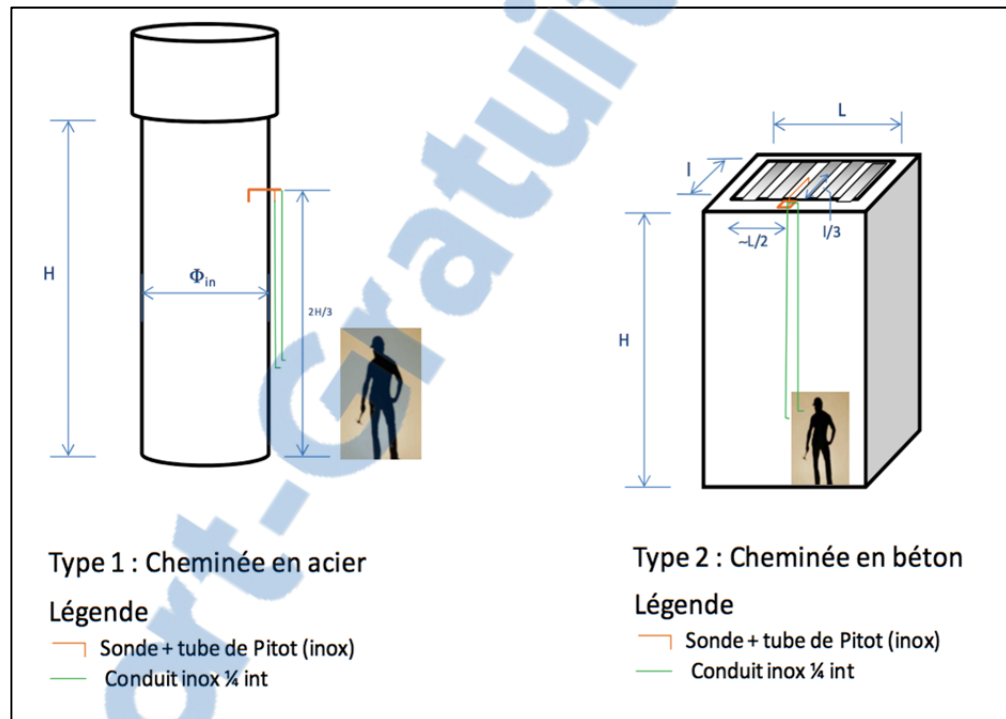


Figure 2.7 position des tubes de Pitot et des sondes sur les cheminées
Tirée du dossier CRIQ n° 640-PE44099 (2013)

Les valeurs enregistrées dépendent des différents scénarios. Le choix des scénarios a été effectué par PWC lors de la précédente étude. Les dix scénarios qui sont repris dans cette étude sont déterminés selon les conditions représentatives des différents niveaux d'émission (faible, moyen, élevé) (CRIQ, 2013).

2.3.1 Scénarios de modélisation

Les scénarios de modélisation sont ceux déterminés lors de l'étude réalisée par le CRIQ en 2012-2013 (voir Tableau 2.1) et sont la combinaison des éléments B_x ; M_y ; R_z :

- B_x représente le banc d'essais numéro x (x : 1 à 25);
- M_y représente le modèle de moteur testé (y =turbopropulseur; turbomoteur; turbosoufflante, APU);
- R_z représente le régime moteur (z = TO (décollage); GI (ralenti au sol); MIN ECS-900 (puissance minimale)).

Tableau 2.1 différents scénarios de modélisation
Tiré de CRIQ (2013)

Scénario	Banc d'essai	Moteur	Régime
2A	8	Turbopropulseur 1	GI
2B	8	Turbopropulseur 1	TO
4	23	Turbopropulseur 2	GI
5	5	Turbomoteur 1	GI
6	5	Turbomoteur 1	TO
7	16	Turbosoufflante 1	GI
8	16	Turbosoufflante 2	GI
9	2	Unité de puissance auxiliaire (APU)	MIN ECS-900
10	19	Turbopropulseur 1 avec hélice	GI
11	1	Turbosoufflante 3	GI

2.3.2 Domaine d'étude

Les limites du site de Longueuil (voir Figure 2.8) dont l'adresse est le 1000 boulevard Marie-Victorin, J4G1A1 Longueuil Canada, sont constituées des principaux secteurs suivants :

- A l'ouest et au nord-ouest par l'autoroute 20 et à approximativement 200 m du fleuve Saint-Laurent;

- Au sud-est et nord-est par des secteurs principalement à caractère résidentiel situé entre 35 et 970 m;
- Au sud-ouest par un hôtel de six étages incluant également la zone comportant des tours à bureau situé à 30 m.

Ces secteurs sont les zones susceptibles d'être impactées par les émissions provenant des cheminées du site.



Figure 2.8 site de Pratt & Whitney Longueuil Canada

Le domaine modélisé pour ce travail couvre une surface de 50 km × 50 km avec le centre du site à la latitude de 45.55214 N et 73.49065 W de longitude, soit 618 134 m et 5 045 304 m en coordonnées UTM (Universal Transverse du Mercator) correspondants (voir Figure 2.8).

2.3.3 Caractéristiques géophysiques du site

La topographie d'un site inclut les éléments naturels (colline, terrain, océans, etc.) et les infrastructures humaines (bâtiments et autres). Le domaine à l'étude présente des altitudes allant de 9 à 186 mètres au-dessus du niveau de la mer (voir Figure 2.9). Nous avons utilisé un maillage de 1km×1km dans le *Land Use Creator* (LUC) pour avoir les spécifications du

terrain les plus complètes possible. La définition du maillage est très importante, car si la résolution n'est pas appropriée, une vallée peut être discontinuée et une colline peut ne pas apparaître.

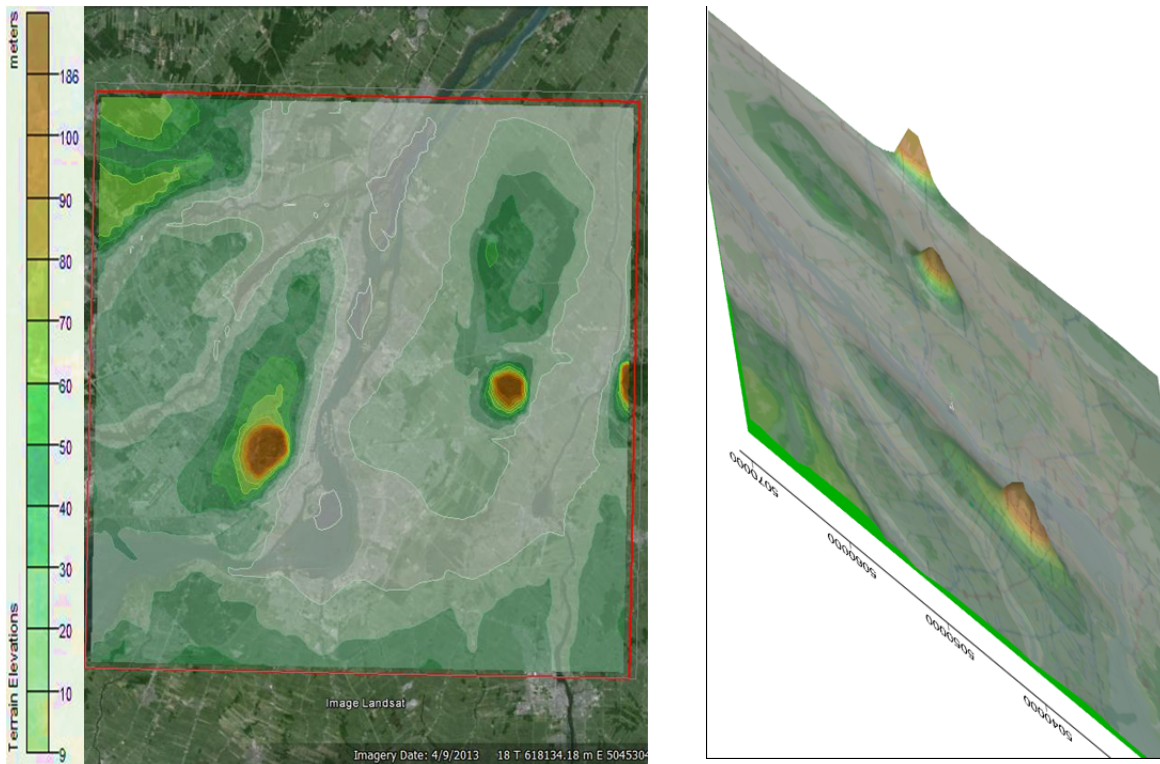


Figure 2.9 domaine d'étude et topographie

2.3.4 Les sources d'émission

Toutes les sources d'émission sont ponctuelles et sont représentées associées à chaque scénario selon la combinaison banc d'essai plus scénario. Par exemple, tel que présenté dans le Tableau 2.1 ci-dessus, le banc d'essai 19 testé dans les conditions du scénario10 sera représenté 19_S10 et ainsi de suite. Pour des questions de simplification, et plus loin dans nos travaux, nous noterons tout simplement S10. Chaque source d'émission est localisée géographiquement par les coordonnées UTM x1 et y1 fournies au modèle (voir Figure 2.10). D'autres données relatives aux sources doivent également être fournies pour compléter leur caractérisation (tableau 2.2) :

- L'élévation de base;
- La hauteur d'émission par rapport au sol;
- Diamètre de la cheminée;
- La vitesse d'éjection verticale;
- La température d'éjection;
- Le débit d'odeur.

Tableau 2.2 données relatives aux sources

ID	Élévation [m]	Hauteur [m]	Diamètre de la cheminée [m]	Vitesse de rejet [m/s]	Température de rejet [K]	Débit d'odeur [u.o./s]	X1 [m]	Y1 [m]
19 S10	17	4.42	7.51	5.02	297.05	287585	617664.70	5045530.00
1 S11	16	16.76	6.82	7.54	291.85	30149	617615.05	5045550.66
16 S7	16	16.5	5.5	1.79	316.35	463497	617579.00	5045566.40
5 S5	15	24	1.4	6.7	333.75	153996.8	617529.52	5045617.71
2 S9	15.57	18.5	0.81	26.7	285.15	328371	617502.24	5045603.37
8 S2A	16	17.3	1.22	18.0	333.55	223553	617519.33	5045584.33
23 S4	16.54	17.1	1.57	6.9	422.65	332917	617604.00	5045517.00
16 S8	16	16.5	5.5	2.10	308.15	1165770	617579.00	5045566.40
5 S6	15	24	1.4	6.2	418.55	123926	617529.52	5045617.71
8 S2B	16	17.3	1.22	33.7	422.75	10547	617519.33	5045584.33



Figure 2.10 vue en 3D des cheminées

2.3.5 Les récepteurs sensibles

Un récepteur est un point virtuel dans le modèle pour lequel les impacts sont calculés. Pour cette étude, les 18 récepteurs représentant la situation globale du voisinage du site ont été utilisés. Les données des récepteurs sont les mêmes que celles utilisées dans AERMOD lors de la précédente étude. Les récepteurs sont placés le long de l'autoroute 20 et à la limite de premières propriétés autour du site. Ils sont pour la plupart placés à 1,5 m du sol (hauteur moyenne du nez humain) et au niveau des aérations pour des immeubles à plusieurs niveaux (CRIQ, 2013). Les données sont fournies dans le rapport du CRIQ et sont reprises dans le Tableau 2.3 pour cette étude; les points rouges présentent la localisation de quelques récepteurs sensibles qui ont été placés au voisinage du site (voir Figure 2.11).



Figure 2.11 localisation des récepteurs sensibles

Tableau 2.3 données relatives aux récepteurs
Tiré de CRIQ (2013)

Récepteur	Localisation UTM		Altitude	Distance	Description
	x(m)	y(m)	H(m)	L(m)	
1	617232	5045301	19	30	Hôtel
2	617432	5045094	19,5	38	Tour à bureaux
3	617659	5044822	20	30	Tour à bureaux
4	618043	5044953	21	70	Secteur résidentiel au SE
5	618415	5045260	22	110	Secteur résidentiel au SE
6	618285	5045426	21	35	Secteur résidentiel à l'E
7	618664	5045964	22	450	Secteur résidentiel à l'ENE
8	618470	5046282	19,4	600	Secteur résidentiel au NE
9	618232	5046081	19	345	Secteur résidentiel au NE
10	617883	5046192	15,0	415	Secteur résidentiel au NNE
11	617941	5046658	13,0	970	Secteur résidentiel au NNE
12	617613	5046438	10,5	605	Autoroute 20
13	617508	5046234	11,0	365	
14	617398	5046022	11,0	145	
15	617282	5045826	10,7	30	
16	617167	5045606	11,0	30	
17	617233	5045301	19,0	30	Hôtel – 6 étages (récepteur à 22,9 m)
18	616994	5044700	18,0	525	Secteur résidentiel au SO

2.3.6 Données météorologiques pour la période simulée

CALPUFF utilise les données météorologiques en format SAMSON, HUSWO pour les données de surface; FSL, TD-6201 pour les données de haute altitude; TD-3240 pour les données de précipitation. Tous ces formats sont acceptés par CALMET. Pour obtenir ce type de format, il est possible de convertir les données météorologiques d'un fichier Excel. Pour

cela, l'utilisation de l'application Rammet View développée par Lakes environnement est nécessaire.

Trouver les données météorologiques de surface et de haute atmosphère complète n'est pas toujours évident. Les études de dispersion de site industriel ont recours à des stations plus éloignées pour compléter les données manquantes. C'est le cas de l'étude précédant réalisée avec AERMOD sur le site de PWC où la station de Maniwaki a été choisie pour compléter les données météorologiques manquantes.

Pour cette étude, il n'a pas été nécessaire de faire cette conversion. Les conditions météorologiques ont été obtenues à l'aide du modèle prognostique; *weather research and forecasting* (WRF) car d'après Gsella *et al.*, 2014, lorsque les données météorologiques du site sont manquantes, l'utilisation des données du modèle WRF est plus compatible que ceux d'un autre modèle prognostique tel que MM5 (*Fifth generation PSU/NCAR Mesoscale Model*).

Les données météorologiques prognostiques utilisées sont ceux d'une période de 5 jours du 15 au 20 juillet 2014. Pour des études d'impact, réalisées dans le cadre d'une conformité réglementaire, le guide de modélisation du ministère du développement durable de l'environnement et des parcs (MDDEP, 2005) devenu ministère du Développement durable, l'environnement et la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) exigent d'utiliser une période plus longue de 5 années. Pour des études non réglementaires comme l'étude présente, réalisées dans le but d'obtenir de l'information sur des rejets d'une période cible, des données sur une période plus courte peuvent être utilisées.

L'utilisation d'un préprocesseur météorologique (CALWRF v2.0.1) est nécessaire. La résolution est de 4 km pour déduire par calcul la distribution du champ des vents car selon Argevine *et al.*, 2012, des résolutions de moins de 4 km n'augmentent pas les compétences du modèle. Les données obtenues par CALWRF sont intégrées dans CALPUFF via CALMET. Les modèles prognostiques tels que signalés précédemment sont basés sur la

résolution des équations de conservation de masse, de la quantité de mouvement et de l'énergie. Ils tiennent compte des phénomènes de turbulence pour fournir des résultats les plus satisfaisants contrairement aux modèles diagnostiques. Le préprocesseur météorologique WRF développé par le national research service des US permet d'avoir une météorologie très fine sur un maillage tridimensionnel.

2.3.7 Les bâtiments

Pour le site qui nous concerne, les bâtiments sont formés de structures circulaires, rectangulaires et polygonales. La Figure 2.12 donne une représentation en trois dimensions des bâtiments du site tel que considéré par le modèle. Les données sur les bâtiments (coordonnées cartésiennes, nombre de structures, hauteur) fournis par PWC lors de la précédente étude ont été récupérées d'AERMOD via le fichier BPIP.



Figure 2.12 vue en 3D de la structure des bâtiments modélisés

2.4 Types de simulation

Afin de rendre compte de la situation du site de PWC, plusieurs simulations ont été envisagées dans la présente étude :

- Simulation individuelle de chaque scénario avec un pas d'intégration égale à 1h;
- Simulation individuelle de chaque scénario avec un temps d'étape égale à 600 secondes (10 min);
- Simulations par groupe de deux, trois, quatre, etc. sources ou scénarios : l'idée étant de vérifier l'effet de l'additivité des polluants.

2.5 Analyse de sensibilité

Les conditions dans lesquelles le rejet s'effectue peuvent influencer la dispersion à court et long terme des polluants. L'étude de sensibilité permet d'analyser l'influence des conditions de rejet sur le niveau de concentration en odeur.

Les différents paramètres évalués sont les suivants :

- La vitesse d'éjection verticale en sortie cheminée (vitesse de rejet en m/s)
- La température d'éjection en sortie cheminée (température de rejet en °C)
- Le diamètre à l'émission (diamètre de la cheminée en m)
- La hauteur d'émission par rapport au sol (hauteur de la cheminée en m)

Le S8 qui est le pire scénario est pris comme scénario de référence pour cette étude. Les différentes valeurs utilisées sont reportées dans le tableau 2.4 suivant :

Tableau 2.4 paramètres de l'étude de sensibilité

SCÉNARIO 8						
Paramètres	Itérations					
	1	2	3	4	5	6
Vitesse de rejet des gaz (m/s)	4.22	8.44	16.88	32.76	33.72	34.72
Température d'éjection (°C)	54.85	74.85	94.85	114.85	134.85	144.85
Diamètre à l'émission (m)	5.5	4.5	3.5	2.5	1.5	
Hauteur de la cheminée (m)	4.42	8.84	17.68	35.36	70.72	141.44

CHAPITRE 3

RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION

3.1 Évaluation des immissions

L'objectif des simulations effectué dans ce travail de recherche est de caractériser la dispersion des odeurs aux limites des propriétés situées entre 30 et 1000 m autour du site de PWC Longueuil. Pour ce faire, une reproduction numérique de la zone d'intérêt avec la prise en compte des effets du vent, de la dénivellation du terrain et des bâtiments a été réalisée dans le chapitre 2. Dans les paragraphes suivants, les résultats obtenus sont comparés, à des mesures sur le terrain effectuées par le CRIQ ; puis une analyse raffinée des résultats permet de présenter l'effet de l'autoroute, du régime moteur et du fleuve Saint-Laurent longeant le site. Enfin, nous faisons varier des paramètres tels que la température et la vitesse de sortie des gaz, le diamètre et la hauteur de la cheminée afin de déterminer l'effet de chaque paramètre sur la concentration en odeur.

Dans les sections précédentes, nous avons lié l'intensité de l'odeur à la force de perception de la sensation d'odeur qui est utilisée pour définir les critères de gestion des immissions d'odeur. C'est ainsi qu'à 1 o.u./m³ toutes les odeurs sont détectables. À 2 o.u./m³, elles sont perçues faiblement. Pour évaluer les impacts sur les riverains, les niveaux directeurs admissibles dans un milieu standardisé et dépourvu d'odeurs suivant sont utilisés (Odotech, 2013 et Patel, 2013) :

- 1 o.u./m³ : seuil de perception, soit niveau où 50 % de la population perçoit l'odeur ;
- 2 à 3 o.u./m³ : seuil de reconnaissance d'odeur, soit niveau où 50 % de la population peut commencer à détecter la qualité de l'odeur ;
- 5 o.u./m³ : seuil de discernement de l'odeur. Certaines personnes peuvent commencer à signaler l'odeur et formuler des plaintes ;
- 10 o.u./m³ : niveau où l'on peut nettement s'attendre à des plaintes.

3.1.1 Concentration maximale

Il est important préciser que les concentrations maximales produites par le modèle CALPUFF sont la représentation des concentrations modélisées sur la période choisie (1 heure ou 10 minutes). Elles sont calculées pour tous les points de la grille de calcul pour les 5 jours simulés (120 heures ou les 7200 minutes). Le modèle retient pour chacun des points de la grille de calcul, les valeurs les plus élevées qu'il représente sous forme de courbes d'isoconcentration.

- **Concentration maximale horaire**

Le domaine de modélisation établi est de 50 km × 50 km avec un maillage de 4 km × 4 km, pour des élévations de terrain allant de 9 à 186 m. Les données météorologiques intégrées à CALMET sont celles du modèle WRF. La Figure 3.1 compare les résultats de CALPUFF et ceux d'AERMOD. Pour les dix scénarios, une différence significative de 2 à 10 fois plus élevée constaté, peut confirmer les études qui révèlent qu'AERMOD a tendance à surestimer les concentrations qu'il simule (Holmes et Morawska, 2006).

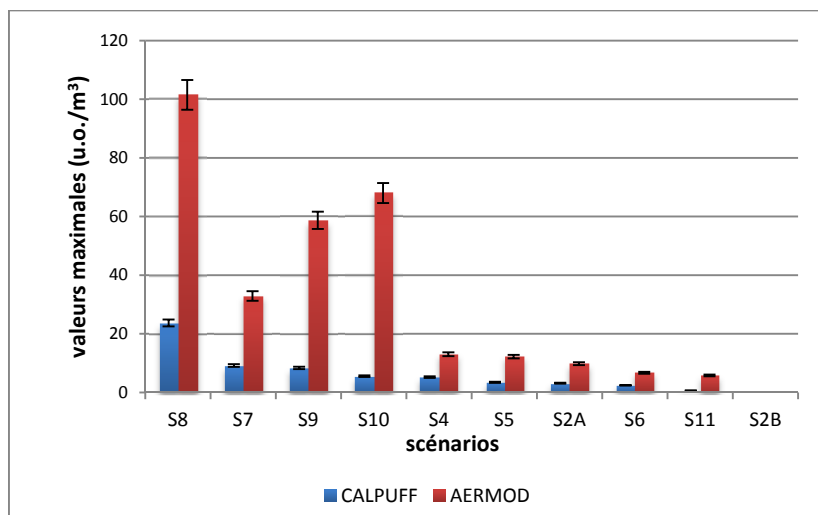


Figure 3.1 concentration moyenne maximale en odeur par scénario simulé par AERMOD et CALPUFF

Des simulations avec un pas d'intégration de 1 heure sont réalisées. Les résultats sont comparés avec ceux de l'étude réalisée avec AERMOD sur le site de PWC Longueuil. CALPUFF donne des valeurs maximales de concentrations moyennes horaires inférieures, à celles d'AERMOD. Une certaine concordance dans ces résultats est observée.

En effet, les deux scénarios identifiés par AERMOD lors de l'étude de Odotech et CALPUFF lors de notre étude, comme étant ceux qui présentent les plus hauts niveaux (S8 ; 101,5 o.u./m³ et 23,7 o.u./m³) et plus bas (S2B ; <1 o.u./m³ et 0,05 o.u./m³) niveaux d'odeur sont identiques.

Il est à noter que l'étude d'AERMOD a été réalisée avec une météorologie de 5 années pendant que celle de CALPUFF a été réalisée sur 5 jours à cause de notre incapacité à obtenir les données WRF sur 5 années. Par ailleurs, avec 5 années de données WRF, il aurait fallu des ordinateurs puissants pour réaliser les simulations dans le temps de ce travail de recherche. Cette comparaison devra donc être prise avec prudence.

- **Concentration maximale horaire et mesures**

La Figure 3.2 compare les résultats de CALPUFF et AERMOD avec ceux des mesures. Les concentrations minimales et maximales obtenues par mesures (107 o.u./m³ à 35 330 o.u./m³) sont élevées par rapport à celles estimées par les deux modèles (0.05 o.u./m³ à 23.7 o.u./m³) pour CALPUFF et 0.08 o.u./m³ à 101.5 o.u./m³ pour AERMOD. Ceci s'explique par le fait que les mesures réalisées par le CRIQ sont faites au niveau de la cheminée pendant que le maximum modélisé se trouve au niveau d'un récepteur qui peut être près de la source (30 m) ou un peu plus éloignées (365 m). Les polluants ont donc subi une dilution lors de la diffusion. Pour une meilleure comparaison, la nécessité de faire des mesures via un appareil d'analyse portable au niveau des récepteurs identifiés pourrait s'imposer dans une étude complémentaire.

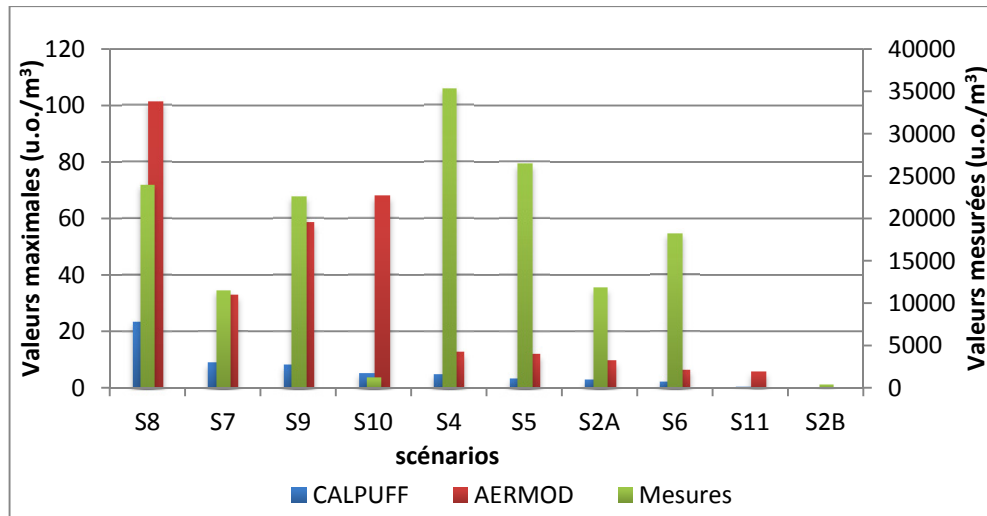


Figure 3.2 concentrations moyennes maximales en odeur simulée et mesurée par scénario

Selon la Figure 3.2, les mesures ont par exemple identifié le S4 (35 330 o.u./m³) comme le plus élevé pendant que les deux modèles ont identifié plutôt le S8. Le S11 est identifié par les mesures comme étant le plus bas alors que pour les deux modèles c'est le S2B qui a la plus faible concentration. Bien que les valeurs mesurées soient élevées, on s'attendrait à avoir un profil de concentration (valeurs modélisées et mesures) presque identique. Le profil des concentrations mesurées différent du profil des concentrations estimées peut s'expliquer par des erreurs au niveau de l'enregistrement des données d'entrée des modèles telles que la vitesse de sortie des gaz, la température de sortie des gaz et son débit que nous avons signalé à la section 1.5.

- **Influence du Saint-Laurent ou effet de brise côtière**

La Figure 3.3 montre la variabilité des concentrations maximales en fonction de l'heure de la journée (0 à 23 h). Tel qu'illustré dans les pages suivantes (voir Figure 3.4 et Figure 3.5) la plupart des résultats élevés (S7, 8 et 9) sont observés au moment où les vents sont orientés (voir vecteurs vent) de l'ouest vers l'est, c'est-à-dire du fleuve Saint-Laurent vers le site industriel.

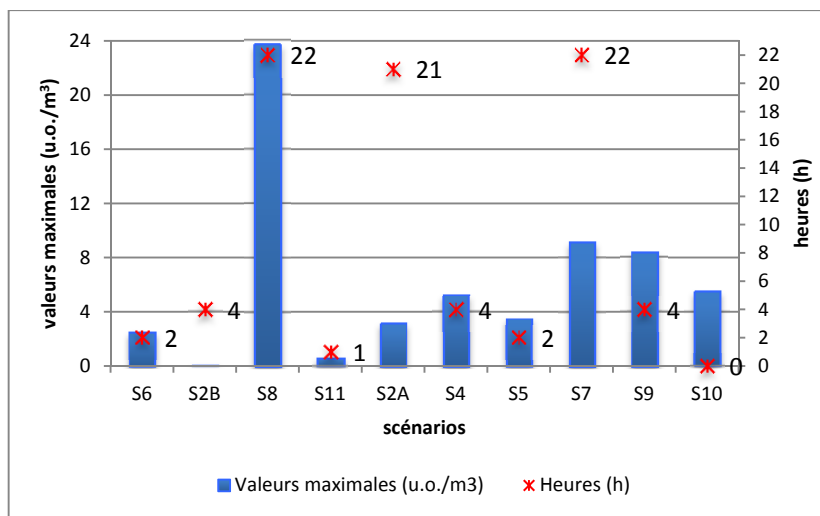


Figure 3.3 concentration moyenne maximale en odeur par scénario par heure

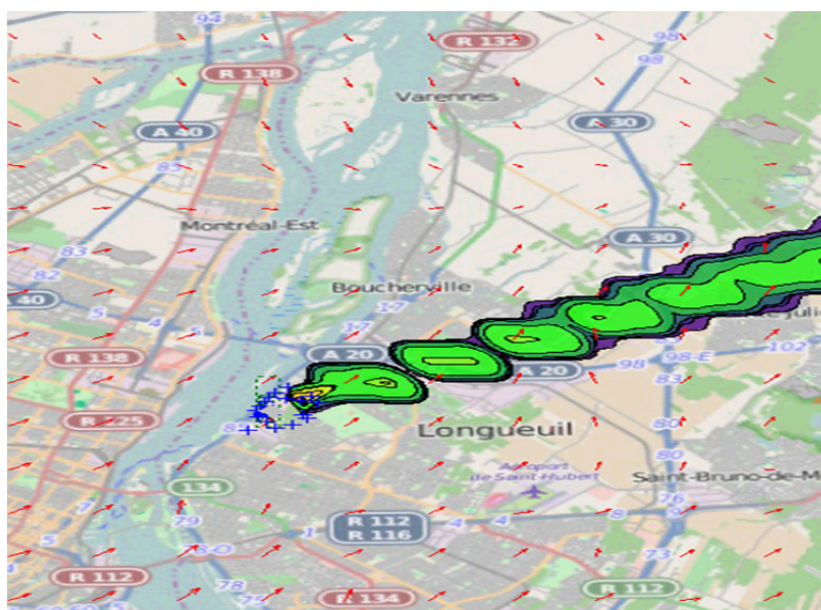


Figure 3.4 sens du panache par rapport au fleuve Saint-Laurent

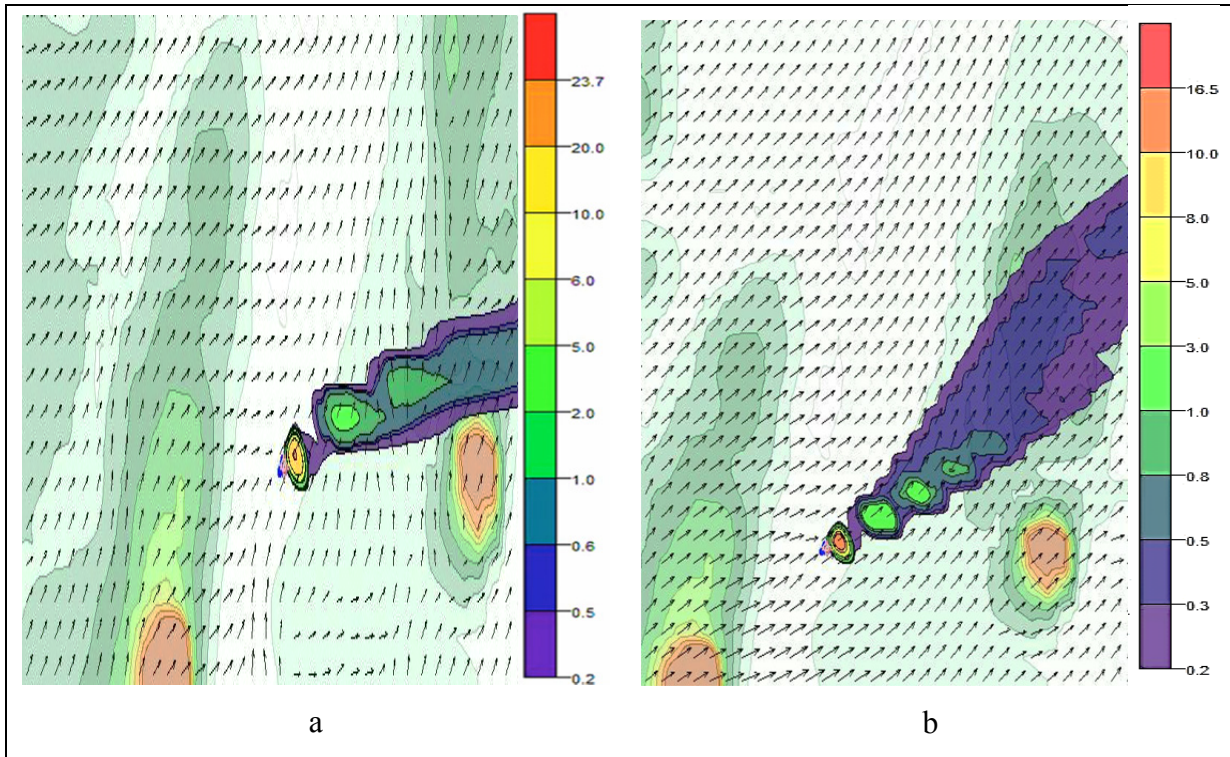


Figure 3.5 orientation du panache du S8 pour les journées du 16 juillet à 22h (a) et du 17 juillet 2014 à 00h (b)

Les concentrations élevées obtenues sont observées entre 22 h et 4 h soit pendant la fin du quart de travail de soir et le quart de travail de nuit. L'élévation des concentrations pendant ces périodes peut être expliquée par la présence du fleuve Saint-Laurent près du site qui favorise le phénomène de brise côtière souligné dans le chapitre 1. En effet dans la dispersion atmosphérique des polluants, l'effet de brise côtière permet de créer une zone d'accumulation dans un périmètre proche de la source. L'accumulation entraîne un accroissement de la concentration des polluants qui contribue à l'élévation de la concentration en odeur (voir Tableau 3.1).

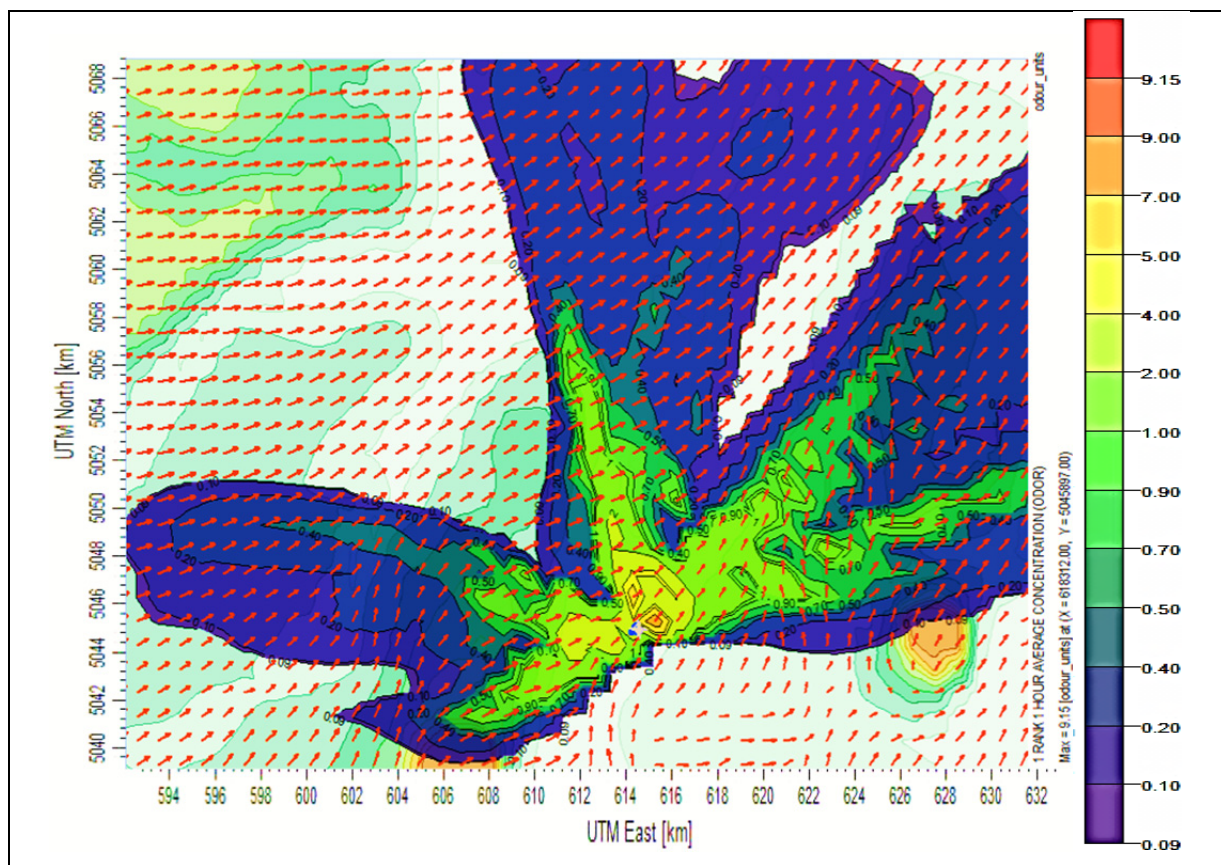


Figure 3.6 résultat S7 banc d'essai 16

La Figure 3.6 présente les résultats du scénario 7 du banc d'essai 16. Selon la répartition de la courbe d'isoconcentration, les polluants impactent en majorité la zone nord-est du domaine à cause de la direction du vent. Les concentrations élevées sont localisées près de la source (voir couleur jaune, orange et rouge), puis une dilution est observée au fur et à mesure que l'on s'éloigne. Les autres résultats sont présentés en annexe I. L'analyse de ces résultats, basée sur les seuils de perception mentionnés à la section 3.1, montre que la probabilité des scénarios de générer des plaintes peut être définie de la manière suivante :

- Un seul scénario (8) avec une concentration de 23.7 o.u./m^3 (voir Figure 3.3) est très probable de générer des plaintes, car la concentration est supérieure à 10 o.u./m^3 (niveau où l'on peut nettement s'attendre à des plaintes) ;
- Quatre scénarios (4, 7, 9, 10) sont plus ou moins probables de générer des plaintes, car leurs concentrations sont supérieures à 5 o.u./m^3 (seuil de discernement de

l'odeur. Certaines personnes peuvent commencer à signaler l'odeur et formuler des plaintes) ;

- Cinq scénarios (2A, 2B, 5, 6 et 11) sont peu probables de générer des plaintes, car les concentrations sont entre 2 et 3 o.u./m³ (seuil de reconnaissance d'odeur, soit niveau ou 50 % de la population peut commencer à détecter la qualité de l'odeur) et sont inférieures à 1 o.u./m³ (seuil de perception, soit niveau ou 50 % de la population perçoit l'odeur).

Les résultats de CALPUFF permettent de constater que les limites ne sont plus les mêmes. En effet, l'étude avec AERMOD avait noté trois scénarios (7, 8 et 9) très probables de générer des plaintes, contre un seul (S8) pour CALPUFF. AERMOD, avait déterminé quatre scénarios (2A, 4, 5 et 10) comme étant probable de générer des plaintes. CALPUFF, quant à lui en a déterminé quatre (4, 7, 9 et 10) également, mais avec la différence selon laquelle, les scénarios qui étaient très probables de générer des plaintes pour AERMOD (7 et 9) sont devenus probable de générer des plaintes, car les concentrations ont baissé. Enfin, avec CALPUFF cinq scénarios (2A, 2B, 5, 6 et 11) sont peu probables de générer des plaintes contre trois (2B, 6 et 11) pour AERMOD. Sur la base de ces résultats, il serait judicieux pour PWC dans les prochaines études d'utiliser CALPUFF pour bien rendre compte des niveaux d'odeur générés par leur site. Le Tableau 3.1 fait un récapitulatif de toutes ces observations d'après la légende établie :

- ++ équivaut à très probable (concentration supérieure à 10 o.u./m³) ;
- +/- équivaut à plus ou moins probable (concentration supérieure à 5 o.u./m³) ;
- -- équivaut à peu probable (concentration inférieure à 3 o.u./m³).

Tableau 3.1 récapitulatif des probabilités de générer des plaintes

Scénarios	CALPUFF	AERMOD
	Probabilité de générer des plaintes	
S8	++	++
S7	+/-	++
S9	+/-	++
S10	+/-	+/-
S4	+/-	+/-
S5	--	+/-
S2A	--	+/-
S6	--	--
S11	--	--
S2B	--	--

- **Influence de l'autoroute 20**

En plus du fleuve Saint-Laurent, le site de PWC est situé près de l'autoroute 20. Quatre récepteurs sensibles sur 18 identifiés R13, R14, R15 et R16 ont été placés le long de cette autoroute dans le modèle (voir Figure 3.7).



Figure 3.7 autoroute 20, fleuve Saint-Laurent et récepteurs 13, 14, 15, 16, et 17

Selon l'inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2013 et leur évolution depuis 1990, publié par le MDDELCC, 78,2 % des émissions du secteur de transport (routier, aérien, maritime, ferroviaire et hors route) ont pour origine le transport routier. Par ailleurs, le rapport 2014 du ministère du Transport du Québec (MTQ) révèle que le débit journalier moyen annuel (DJMA) des automobiles sur l'autoroute 20 est de 10 000 automobiles par jour.

Les concentrations maximales aux 18 récepteurs sensibles sont présentées dans le Tableau 3.2. En examinant ce tableau, deux résultats intéressants concernant les récepteurs sont mis en évidence.

Tableau 3.2 valeurs maximales en odeurs aux récepteurs sensibles pour dix scénarios simulés individuellement

Scénarios	Valeurs maximales (u.o./m ³)	Récepteurs	Coordonnées		Date Julien et heure
			X(km)	Y(km)	
S8	68.35	16	617 167	5 045 606	2014. 196. 0000
S7	13.07	16	617 167	5 045 606	2014. 196. 0200
S9	19.73	10	617 883	5 046 192	2014. 200. 0400
S10	13.79	16	617 167	5 045 606	2014. 197. 1200
S4	8.14	13	617 508	5 046 234	2014. 200. 2200
S5	4.13	14	617 388	5 046 022	2014. 200. 1400
S2A	3.77	13	617 508	5 046 234	2014. 200. 1600
S6	1.91	13	617 508	5 046 234	2014. 200. 1600
S11	1.1	16	617 167	5 045 606	2014. 196. 0000
S2B	0.1	17	617 233	5 045 301	2014. 196. 0500

En effet lorsque les dix scénarios sont simulés individuellement, huit scénarios sur dix ont leur maximum de concentration relevé aux récepteurs 13, 14 et 16 situés le long de l'autoroute 20 :

- Le récepteur 16, situé à 30 m du site, a relevé à lui seul quatre concentrations maximales (68.35, 13.79, 13.06 et 1.1 o.u./m³). Trois (68.35, 13.79 et 13.06 o.u./m³) des quatre concentrations sont en dehors du seuil de discernement (5 o.u./m³) de l'odeur;
- Le récepteur 13 situé à 365 m du site a relevé trois concentrations maximales avec une concentration (8.14 o.u./m³) en dehors du seuil de discernement;
- Le récepteur 14 situé à 145 m du site a relevé une seule concentration (4.13 o.u./m³) qui est en dessous du seuil de discernement, mais reste au-dessus du seuil de reconnaissance (2 à 3 o.u./m³) de l'odeur (voir Tableau 3.2).

Par ailleurs, les concentrations (68.35, 13.07, 13.79 et 1.1 u.o./m³) des scénarios 8, 7, 10 et 11 modélisées aux récepteurs 16 sont près de deux fois plus élevées que celles (23.7, 9.15, 5.53 et 0.59 o.u./m³) modélisées dans tout le domaine (récepteurs 23, 26 et 27) pour les mêmes scénarios. Le volume du trafic sur l'autoroute 20 et les émissions conséquentes

pourrait justifier le fait que 80 % des concentrations maximales soient relevées au niveau des récepteurs longeant l'autoroute 20. Il serait donc important pour PWC d'évaluer par une modélisation des sources linéiques la contribution de l'autoroute 20 sur les concentrations totales du site.

- **Influence du nombre de sources**

Cette section présente les concentrations maximales en odeurs lorsqu'on simule deux, trois, quatre scénarios et plus en même temps. Selon les informations reçues de PWC, plusieurs cellules d'essais sont souvent en fonction au même moment. Nous cherchons donc à évaluer l'impact des opérations de PWC dans les conditions où plusieurs cellules sont en fonction. Ceci permettra d'adresser cette partie de la simulation qui n'avait pas été réalisée dans l'étude du CRIQ. La Figure 3.8 présente l'influence du nombre de sources sur les concentrations maximales prédites par le modèle. Les Figure 3.9 et Figure 3.10 quant à elles présentent les courbes d'isoconcentration horaires produites par le modèle pour la simulation de 3 et 5 sources simultanément. Les autres résultats sont présentés en annexe II.

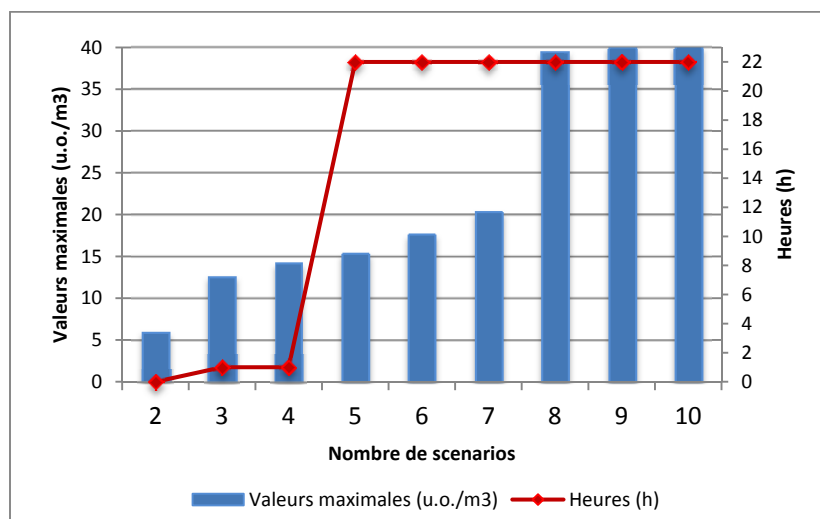


Figure 3.8 effet de l'additivité des polluants

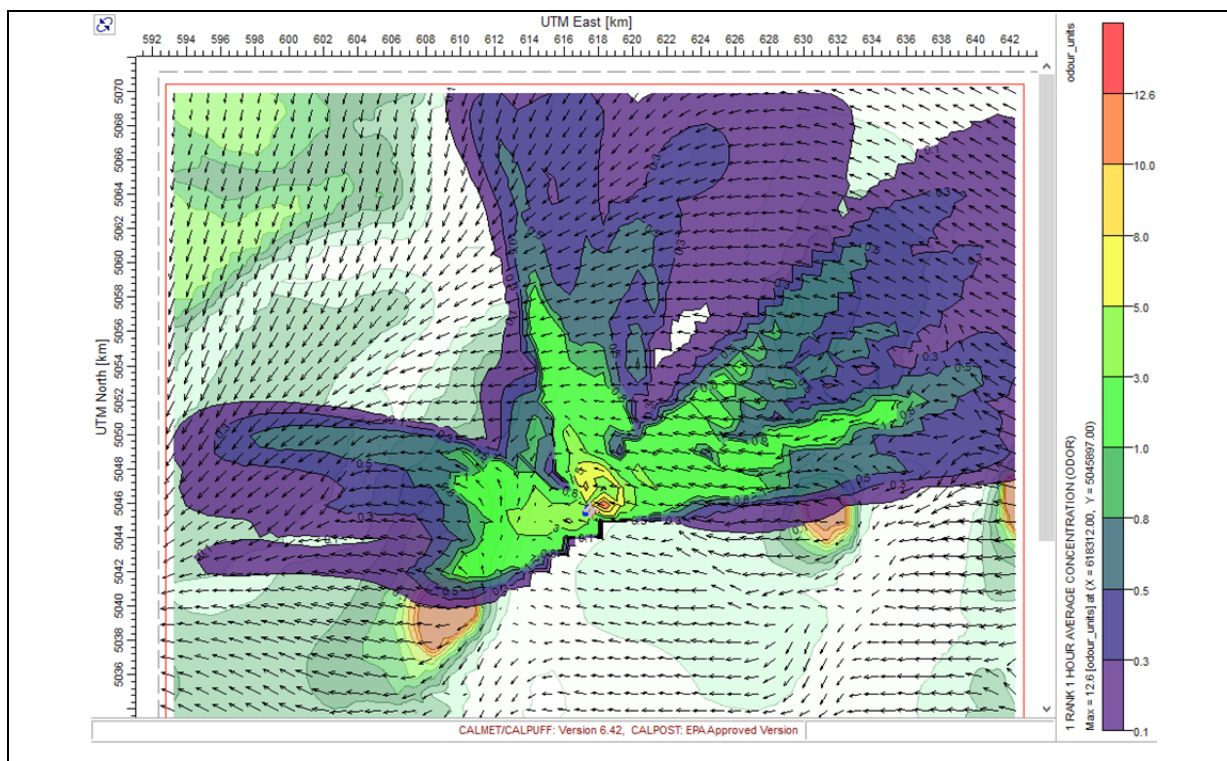


Figure 3.9 scénarios 7, 10 et 11 simulés en même temps (odour units)

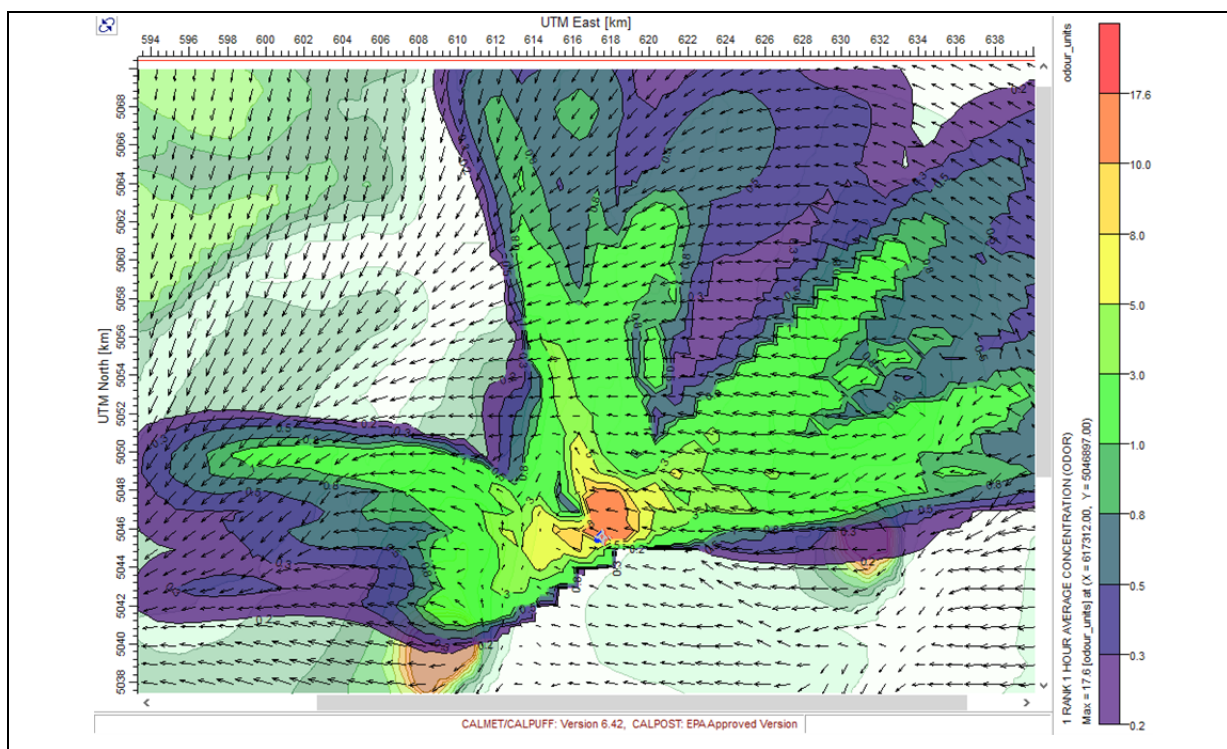


Figure 3.10 résultats des scénarios 2A, 5, 7, 9, 10, et 11 simulés en même temps

Nous constatons que les concentrations en polluants augmentent proportionnellement au nombre de sources ; par exemple, pour deux sources simulées ensemble, les concentrations seront plus basses (5.96 o.u./m³), mais restent néanmoins supérieures au seuil de discernement. (Voir Figure 3.8). Par ailleurs, plus le nombre de scénarios simulés ensemble augmente, plus la surface des courbes d'isoconcentrations auprès de la source augmente (voir Figure 3.10 et Figure 3.11) ; preuve que la superficie impactée par les valeurs élevées augmente. Ces observations seraient justifiées par le phénomène d'additivité des polluants développé plus haut dans ce mémoire.

L'augmentation des concentrations en odeur est liée au moment de la journée. Les concentrations les plus élevées (12.6 o.u./m³ à 40.1 o.u./m³) sont observées pendant la nuit entre 22 h et 1 h (voir Figure 3.9), la présence de vents calmes généralement dans la nuit pourrait justifier ses résultats. En effet, sous des vents calmes, les polluants ne sont pas transportés plus loin et s'accumulent dans un périmètre proche de la source.

- **Effet du régime du moteur**

Les études sur le cycle de décollage et atterrissage ou *Landing and Take Off* (LTO) des avions (toutes les opérations réalisées par les avions en dessous de 914 m d'altitude) ont montré que la concentration en polluants peut être liée au régime du moteur et au temps mis par cycle ou *Time-In-Mode* (TIM). Pendant le cycle LTO, l'indice d'émission (masse du composé émis par masse du carburant brûlé) de certains composés (monoxyde de carbone et hydrocarbures) augmentent lorsque le régime du moteur diminue (Anderson *et al.*, 2006 ; Mauro, 2014).

En effet lors du roulage au sol, le régime du moteur recommandé par l'organisation internationale de l'aviation civile (ICAO) est de 7 % pendant 26 minutes ; 30 % pour l'approche pendant 4 minutes, 100 % au décollage pendant 0.7 minute et 85 % lors de la montée pendant 2.2 minutes (ICAO, 2008). Pendant chacune de ses phases, la combustion dans le moteur est, soit complète (rejet des composés stables tels que le dioxyde de carbone et de l'eau), avec le régime moteur à 80 % et 100 %, soit incomplète (rejet de particules

carbonées, des hydrocarbures imbrûlés, du monoxyde de carbone) avec le régime moteur à 7 % et 30 %.

Les réactions incomplètes sont d'importantes sources de contaminants. Afin d'évaluer ce phénomène, les résultats de CALPUFF avec les régimes des moteurs dans les bancs d'essai sont comparés. Les résultats sont présentés à la Figure 3.11 ci-dessous.

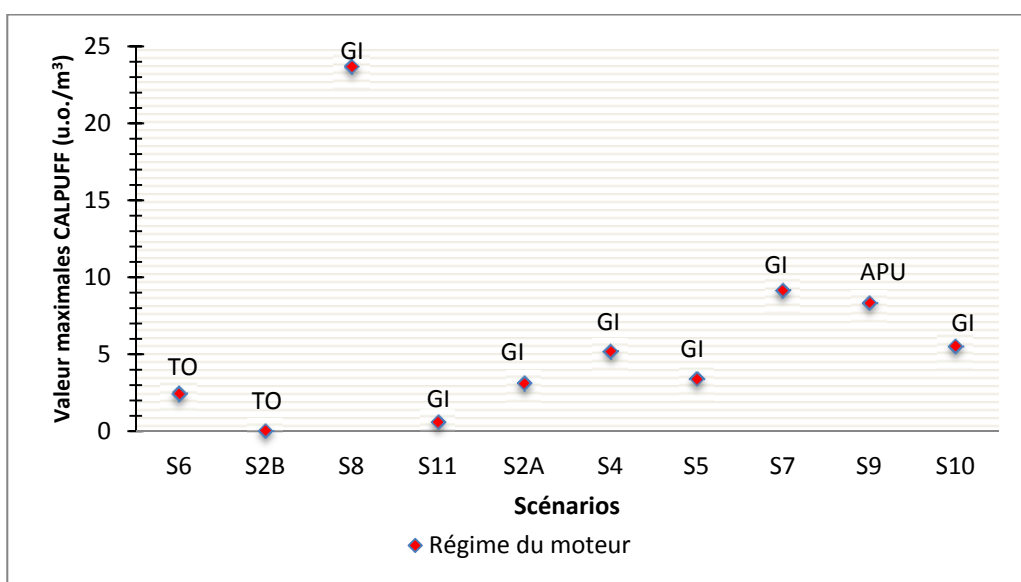


Figure 3.11 Concentration moyenne des odeurs en fonction du régime moteur

La Figure 3.11 montre que pour les scénarios (7, 8 et 9), les concentrations en odeur sont les plus élevées (9.15, 23.7 et 8.37 u.o./m³) et sont observées lorsque les moteurs sont à leur bas régime (GI=ralenti au sol, et puissance minimale). D'autre part, les concentrations les plus faibles (2.44 et 0.05 u.o./m³) sont observées pour des scénarios (S6 et S2B) où les moteurs testés sont à la puissance maximale (TO=décollage).

Par ailleurs, les scénarios S11 (0.59 u.o./m³), S2A (3.14 u.o./m³) et S5 (3.44 u.o./m³) ne suivent nécessairement pas cette logique. Ceux-ci présentent des concentrations moyennées faibles, bien que les régimes moteurs soient faibles. L'origine contrôlant cette baisse peut être reliée à la composition du carburant utilisé (quantité de soufre présente dans le carburant

par exemple). D'ailleurs, selon le rapport du CRIQ, la qualité des carburants utilisés dans les moteurs des bancs d'essai peut varier selon les fournisseurs. L'origine de la baisse peut aussi être reliée au temps de cycle (TIM) lors des tests. En effet, une différence dans le TIM (temps inférieur à 26 minutes) peut conduire à une sous-estimation de la concentration. Par exemple, Unique 2004, a démontré dans son étude une différence de -43 % entre le temps de cycle du roulage recommandé par l'ICAO et celui mesuré à l'aéroport de Zurich. Sur la base de ces hypothèses, il est suggéré que cette baisse soit examinée en profondeur par PWC.

3.1.2 Concentration maximale aux 4 et 10 minutes

Dans cette section, des simulations avec un temps d'étape de 10 minutes sont réalisées (annexe IV) . Des travaux ont démontré que les odeurs sont ressenties dans un temps très court. Le guide de modélisation de la dispersion atmosphérique du MDDEP, 2005 recommande un temps d'étape de quatre minutes lorsqu'il s'agit des odeurs pour les évaluations de conformité réglementaire. Il propose une formule pour ramener les concentrations moyennes sur 1 heure en concentration sur 4 minutes :

$$C_{4minutes} = 1.9C_{1heure} \quad (3.1)$$

C_{1heure} : concentration maximale sur 1 heure

$C_{4minutes}$: concentration maximale sur 4 minutes

1.9 correspond à $(T)^{-0.25}$ avec T en heure égale à 0.067

AERMOD n'est pas capable de faire des simulations avec un temps d'étape de moins d'une heure. Le pas d'intégration minimum que CALPUFF peut simuler est dix minutes. Les résultats des concentrations moyennées sur 10 minutes obtenus avec CALPUFF sont présentés dans la Figure 3.12. Nous avons représenté sur cette figure les résultats des concentrations moyennées sur 1 heure, obtenus avec AERMOD et CALPUFF dans le but de faire une comparaison.

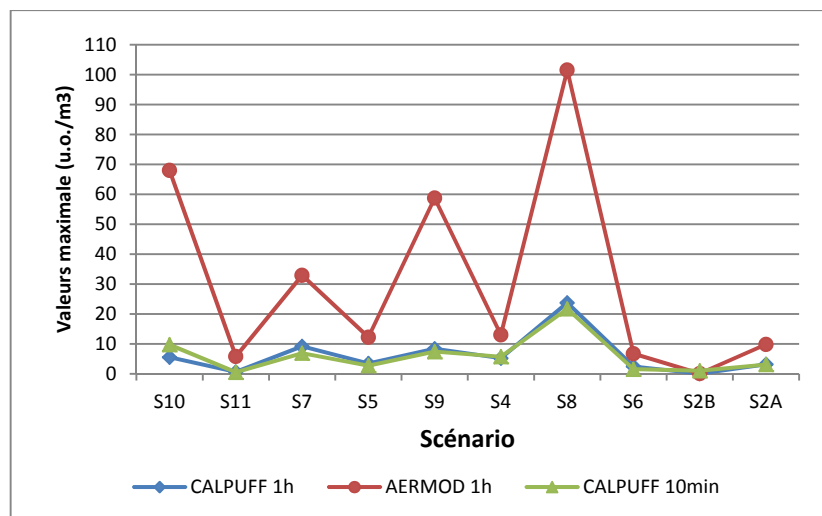


Figure 3.12 comparaison de la concentration maximale pour des pas de 1 h et de 10 min

La Figure 3.12 montre que les concentrations en odeur de CALPUFF moyennées aux 10 minutes et 1 heure se rapprochent au point de se confondre, pendant que la différence avec AERMOD reste très grande avec plusieurs pics. Une des conclusion tirée de cette observation est qu'AERMOD surestime les concentrations qu'il prédit comme le mentionne l'étude de Holmes et Morawska, 2006. De plus, un temps d'étape de dix minutes n'est pas toujours suffisant dans CALPUFF pour observer une différence de concentration. Un temps d'étape inférieur à dix minutes tel que suggéré par le guide du MDDEP (quatre minutes) ou par Nicell, 2009 (douze secondes) serait nécessaire pour mieux apprécier la différence.

La formule 3.1 permet de calculer les concentrations aux quatre minutes. Les résultats sont comparés aux concentrations modélisées toutes les 10 minutes avec CALPUFF (voir Figure 3.13). Les concentrations calculées toutes les quatre minutes ($S8 = 45.03 \text{ u.o./m}^3$) sont pratiquement le double de celles modélisées toutes les 10 minutes ($S8 = 23.7 \text{ u.o./m}^3$).

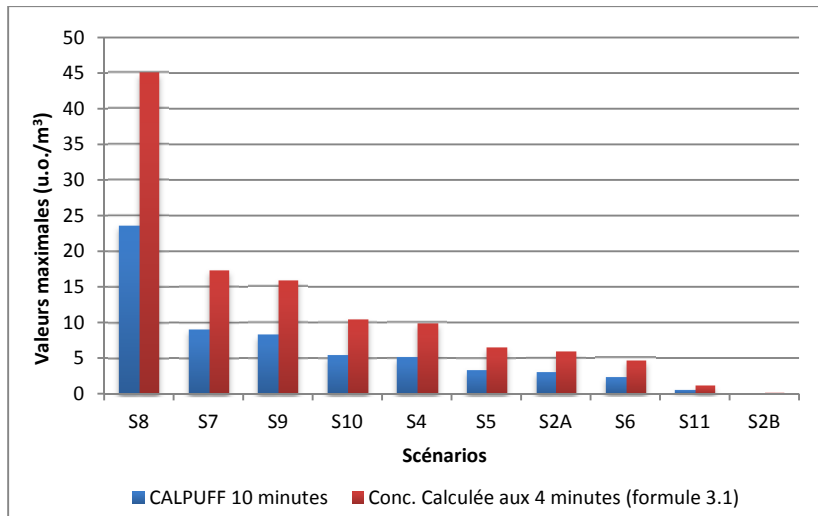


Figure 3.13 comparaison des concentrations à 4 et 10 minutes

Le profil de concentration est identique, mais reste élevé lorsque le pas est de 4 minutes. Ainsi plus on réduit le pas de temps, plus la concentration en odeurs ressentie est grande. Dans les sections précédentes il a été signalé que pour un pas d'intégration plus court, la concentration en odeur perçue est généralement plus élevée. Cette comparaison reste tout de même délicate, car elle est faite entre les résultats d'une formule simple et ceux d'un modèle qui prend en compte d'autres paramétrisations pour faire le calcul.

3.2 Étude de sensibilité

L'évaluation de l'impact de différents paramètres sur la concentration en odeur est évalué dans cette section. L'idée étant de déterminer à terme les conditions optimales qui pourraient faire baisser les concentrations simulées. Le pire scénario (8) est utilisé comme référence.

3.2.1 Vitesse verticale en sortie cheminée

La vitesse d'éjection est variée de 4.22 m/s (le double de la vitesse normale en sortie cheminée du scénario 8) à 34.76 m/s pendant que tous les autres paramètres restent fixes. À partir de 32.76 m/s, une augmentation de 1 m/s est faite chaque fois pour atteindre 34,76 m/s, vitesse à laquelle aucune modification de la concentration (3.31 u.o./m³) n'est plus observée.

Les concentrations en odeur relevées aux récepteurs 7, 9, 11 et 13 diminuent inversement proportionnelles à la vitesse de rejet (voir Figure 3.14).

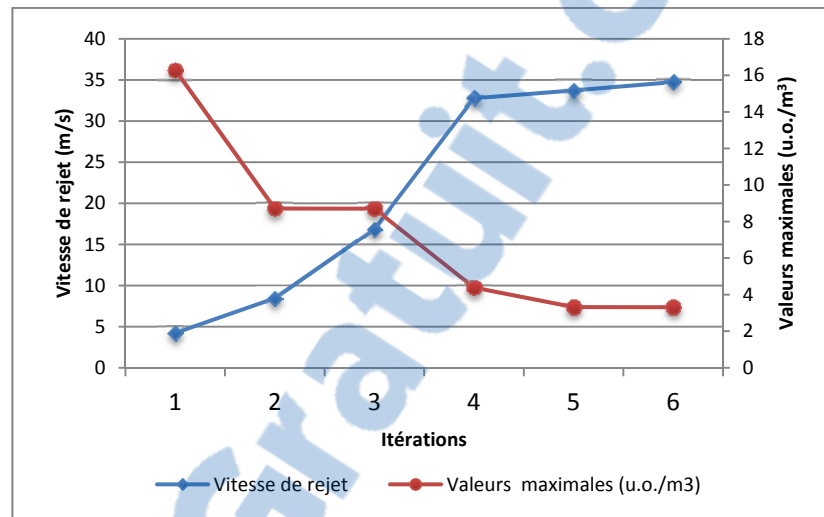


Figure 3.14 concentration moyenne en fonction de la vitesse de rejet

Cette baisse de concentration pourrait s'expliquer par le fait que lorsque la vitesse de rejet augmente, le panache a tendance à s'élever plus haut par rapport à son axe initial. Cette surélévation du panache par rapport à l'axe est appelée surhauteur. La surhauteur peut être assez importante pour permettre au panache de traverser la couche d'inversion. La conséquence est une diminution de la concentration au niveau du sol, car l'axe du panache se trouve plus haut.

3.2.2 Température d'éjection en sortie cheminée

La température d'éjection varie entre 54.85 °C à 144.85 °C avec un pas de 20 °C. Les résultats sont présentés sur la Figure 3.15 pour 6 itérations.

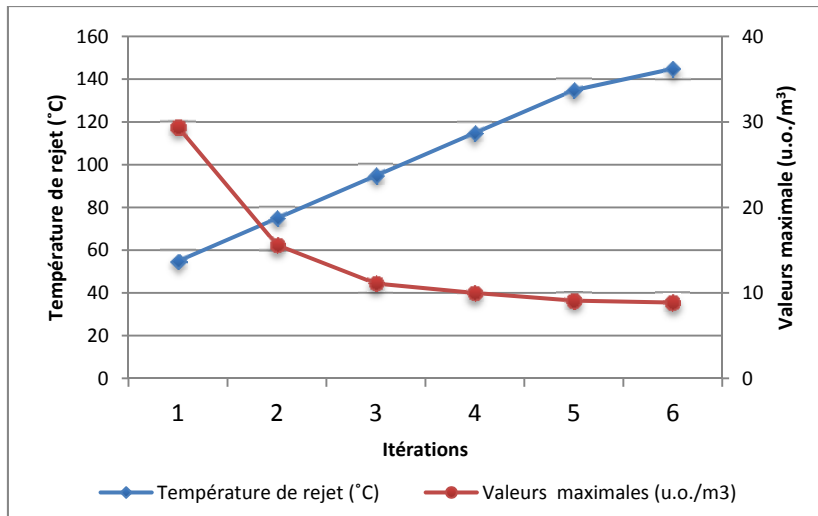


Figure 3.15 concentration maximale moyenne en fonction de la température de rejet

D'après ces résultats, plus la température de rejet augmente, plus la concentration en odeur diminue pour atteindre une valeur maximale de 8.8 o.u./m^3 . En effet si la température du nuage de polluant est plus élevée que la température de l'air environnement, la force de poussée d'Archimède intervient et ce nuage s'élève plus haut. Une fois encore l'axe du panache peut être déplacé et la même conséquence du phénomène de surhauteur décrit ci-dessus intervient.

3.2.3 Le diamètre à l'émission (m)

Le diamètre à l'émission de la cheminée varie de 5.5 à 1.5 m avec des pas de 1 m. le résultat présent sur la Figure 3.16 montre que la concentration en odeur augmente avec la diminution du diamètre d'émission.

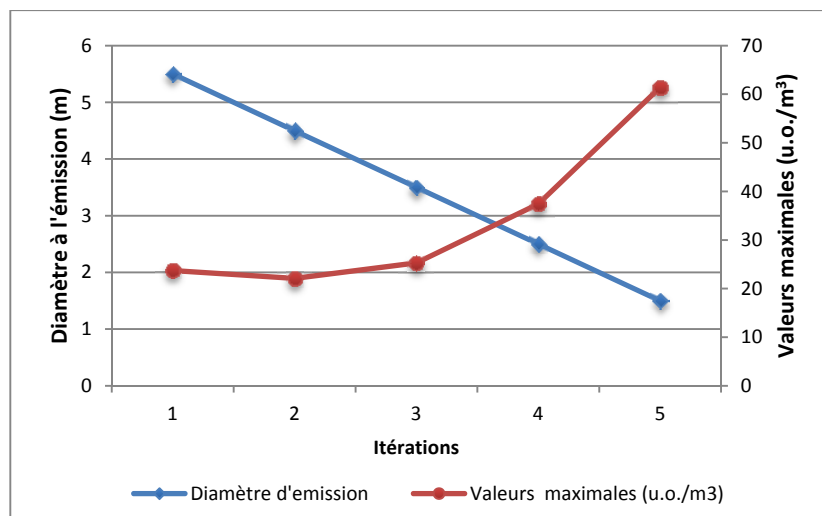


Figure 3.16 concentration moyenne maximale en fonction du diamètre d'émission

À cause de l'augmentation de la concentration observée, contraire à la situation recherchée, ce paramètre n'est pas examiné avec plus de détails, car étant sans valeur ajoutée pour ce travail de recherche.

3.2.4 La hauteur de la cheminée (m)

La hauteur varie de 4.42 (la plus petite hauteur des scénarios modélisés lors de cette étude) à 141.44 m pour six itérations. La hauteur est doublée chaque fois. La concentration observée diminue pour atteindre une valeur de 2.41 u.o./m³ avec l'augmentation de la hauteur de la cheminée (voir Figure 3.17)

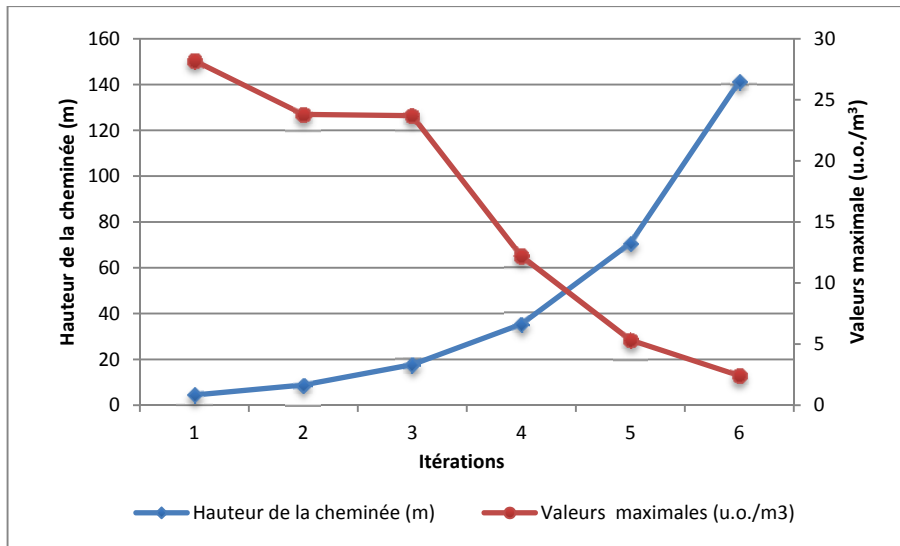


Figure 3.17 concentration moyenne maximale en fonction de la hauteur de la cheminée

La construction des cheminées assez hautes est l'une des approches qui permettent de réduire l'impact des concentrations élevées sur le voisinage. En effet plus une cheminée est haute, plus les polluants rejetés seront transportés plus loin par les vents. Ceci justifierait la diminution des concentrations avec l'augmentation de la hauteur de la cheminée observée ci-dessus. Le défaut de cette méthode est que l'impact réduit au voisinage de la source est répercuté au niveau régional. Le niveau de la pollution totale n'est pas diminué, mais plutôt transféré ailleurs.

Dans cette approche, les bâtiments ou les structures proches de la source doivent être considérés. L'EPA via les bonnes pratiques d'ingénierie (*Good Engineering Practice : GEP*) donne des détails sur la manière d'évaluer la hauteur H_{GEP} dans la conception des cheminées avec prise en compte des structures environnantes.

3.2.5 Les conditions optimales (m)

Dans section est réalisée une simulation du pire scénario (S8) en prenant comme paramètres d'entrée ceux relevés par l'étude de sensibilité :

- Température : 448.15 °K
- Diamètre intérieur en sortie cheminée : 4.5 m
- Vitesse des gaz en sortie cheminée : 34.72 m/s
- Hauteur de la cheminée : 141.44 m

Les concentrations obtenues (voir Figure 3.18) varient de 0,01 à 1.24 o.u./m³. La forme des courbes d'isoconcentration est différente de celles observées ultérieurement. Elle est plus étendue sur tout le domaine, mais avec une concentration plus diluée.

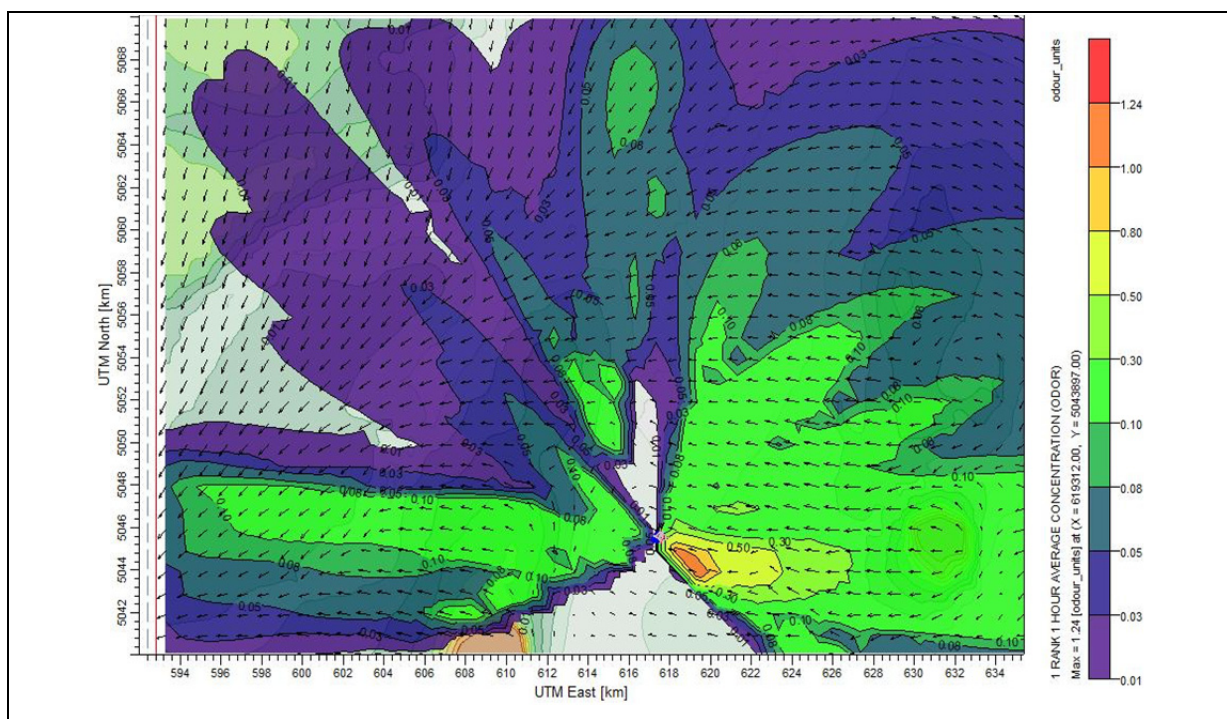


Figure 3.18 profil des concentrations sous conditions optimales

Les concentrations sont en dessous du seuil de reconnaissance de l'odeur. Il serait intéressant que PWC considère ces paramètres s'il souhaite réduire de manière significative son impact sur le voisinage. Néanmoins, une hauteur de cheminée à 141 m ne nous semble pas réaliste. Selon l'EPA, une cheminée avec une hauteur autour de 65 m respecterait les bonnes pratiques d'ingénierie. La hauteur (70.72 m) qui a permis d'obtenir une concentration de 5.35 u.o./m³ peut être retenue et être examinée. Pour que cette hauteur soit atteinte,

d'importants travaux qui pourraient engendrer des coûts considérables sont nécessaires ; la hauteur maximale des cheminées chez PWC pour les dix scénarios utilisés lors de ce travail étant de 24 m. Elle est de 17 m pour la cheminée du scénario 8 qui a servi pour cette étude de sensibilité.

3.3 Évolution journalière des concentrations en odeur

Le cycle diurne est un phénomène qui influence la variabilité de la concentration à un récepteur. D'après ce cycle, les émissions seront élevées le jour et faibles la nuit. Ceci est rendu possible parce que pendant la nuit, les activités humaines (trafic, usine, etc.) sont au ralenti (Vallero, 2008). PWC à trois quarts de travail (7 à 14 h 30, 15 à 00 h et 00 à 6 h 30) ; on s'attendrait donc à avoir de faibles concentrations durant la nuit, car toutes les autres sources possibles pouvant influencer la concentration à un récepteur seraient minimisées.

Pour apprécier l'évolution journalière des concentrations chez PWC, nous avons choisi les trois scénarios ayant les plus fortes concentrations (S7, S8 et S9). Les données disponibles couvrent 120 heures (5 journées). Les concentrations moyennes des 5 journées ont été calculées pour chaque tranche horaire afin d'identifier un profil journalier type. Les résultats sont présentés à la

Figure 3.19.

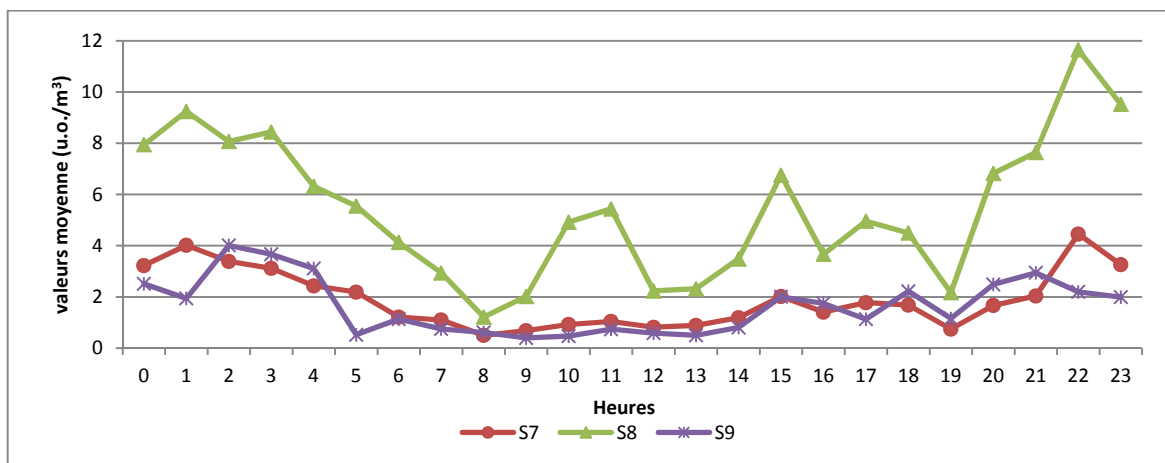


Figure 3.19 concentration moyenne horaire pour une journée type

La

Figure 3.19 montre que la valeur de la concentration moyenne des 5 jours la plus élevée est de 11,65 u.o./m³. En la comparant à la concentration moyenne maximale (23,7 u.o./m³) simulée plus haut par CALPUFF, il ressort un rapport d'un sur deux. Par ailleurs, les concentrations minimales sont observées plutôt dans la journée, 6 h et 19 h pendant que dans la nuit (19 h – 5 h) elles sont maximales. Le fait que les concentrations ne présentent pas le cycle auquel on s'attendait peut être attribué au phénomène de brise de mer (fleuve Saint-Laurent).

Nous avons comparé les concentrations horaires de quelques journées complètes (00 à 23 heures), à la vitesse de vent des journées respectives. Les journées choisies sont celles où les fortes concentrations ont été relevées par le modèle; soit le 16 juillet 2014 pour les S7 et 8, et le 19 juillet pour le S9. Les vitesses des vents sont obtenues du rapport des données horaires disponibles dans le site d'Environnement Canada pour la station météorologique de Saint-Hubert. Les résultats sont présentés à la Figure 3.20.

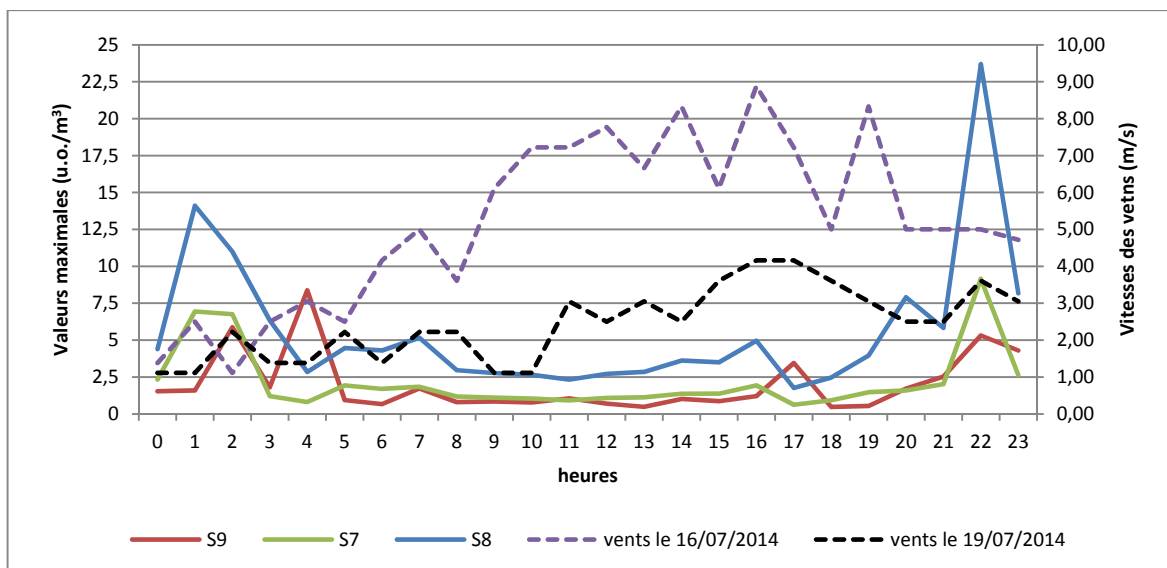


Figure 3.20 variation horaire des odeurs et des vitesses de vents

Les vitesses de vents varient de 1 à 9 m/s pour les journées du 16 juillet 2014 et de 1 à 4 m/s pour les journées du 19 juillet 2014. Pour le S8 nous observons deux pics à 1h et 2h, deux pics à 2h et 4h pour le S9 et un pic à 22h pour le S7. Les différents pics sont observés au moment où les vents sont faibles (légère brise ou petite brise). La présence des vents faibles et légers (vitesse < 5 m/s) pendant la nuit justifierait le fait que la dispersion des polluants ne soit pas importante. Ceci, ajouté au phénomène de brise côtière, entraîne une accumulation des polluants; et par conséquent, l'accroissement des concentrations.

De plus, la Figure 3.20 montre que les concentrations élevées en odeur sont peu fréquentes sur le site PWC. En effet, pour le S8, 75 % des données sont en dessous 5 u.o./m³ (seuil de discernement, seuil où 50 % de la population est capable de signaler l'odeur et formuler des plaintes). Pour les S7 et S9, 83 et 79 % respectivement des données sont en dessous de 2.5 u.o./m³ (seuil de reconnaissance, seuil où 50 % de la population sont capables de détecter la qualité de l'odeur).

D'autre part, nous avons signalé à la partie 1.3 que, pour que le panache ne se rabatte pas, il faut que la vitesse de sortie des gaz soit 2.5 fois celle du vent. Les vitesses de sortie des S7, 8 et 9 sont respectivement 1.75, 2.10 et 26.7 m/s pendant que les vitesses de vents des journées de référence sont comprises entre 1 et 10 m/s. Le non-respect de cette condition pour S7 et 8 justifierait des concentrations élevées à cause du rabattement du panache.

Il est à noter que 5 jours et 3 scénarios ne constituent pas une assez grande plage de données pour avoir un profil type du site. Faire les dix scénarios, sur une période plus grande permettront d'apprécier plus en détail le phénomène.

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce mémoire présente la modélisation de l'influence des essais moteurs de PWC Longueuil sur la qualité de l'air locale. Le problème des niveaux d'odeurs ressentis par les riverains, qui peut entraîner des plaintes y est examiné en détail. Le logiciel de dispersion atmosphérique CALPUFF est utilisé pour simuler plusieurs scénarios. Les scénarios simulés sont repris d'une étude réalisée avec le logiciel AERMOD sur le même site par la firme Odotech en 2013. L'originalité de ce travail réside dans la prise en compte (par des récepteurs sensibles placés le long de l'autoroute 20 située entre le Saint-Laurent et le site de PWC) de l'influence du fleuve Saint-Laurent et de l'autoroute 20 longeant le site dans l'analyse des concentrations simulées. L'étude des différents cas nous a donc permis de confirmer les résultats présentés dans la littérature scientifique et le rapport du CRIQ :

- Le cas des concentrations moyennes horaires confirme les études selon lesquelles AERMOD a tendance à surestimer les concentrations qu'il simule. La comparaison des résultats de CALPUFF et d'AERMOD lors de ce travail présente une différence de 20 à 80 % au niveau de la grille de calcul, et aux récepteurs 10, 13, 14, 16 et 17 ;
- La simulation de plusieurs scénarios au même moment a permis d'examiner le phénomène d'additivité des polluants et sa validation via un modèle de dispersion atmosphérique. Les simulations indiquent une croissance des concentrations d'odeur de 5.96 o.u./m³ lorsqu'on simule deux scénarios ensemble à 40.03 o.u./m³ pour neuf scénarios ;
- Les simulations réalisées avec un temps d'intégration de 10 minutes avec CALPUFF ont donné des résultats presque identiques à ceux du temps d'étape égal à 1 h. Ceci démontre que CALPUFF simule bien les concentrations en dessous de 1 h, mais qu'une différence significative n'est pas toujours observée. Un examen de la paramétrisation des équations du modèle pour des temps inférieurs à 1 h serait envisageable ;
- L'évaluation de l'impact du fleuve Saint-Laurent et celui de l'autoroute 20 a mis en évidence l'influence des concentrations de fond et leurs capacités à impacter les concentrations en polluants du site de PWC. L'analyse des vecteurs vitesses des vents

par exemple, des scénarios 7, 8 et 9 aux heures où les concentrations sont élevées, a montré des vents orientés du fleuve Saint-Laurent vers le site de PWC. L'effet de brise côtière et des vents calmes qui entraînent l'accumulation des polluants proches des sources ;

- L'analyse des concentrations en odeurs au niveau des 18 récepteurs sensibles placés dans le domaine d'étude est couplée au DJMA (débit journalier moyen annuel) du trafic routier sur autoroute 20. Cette analyse a mis en évidence le fait selon lequel 80 % des concentrations maximales observées au niveau des récepteurs sensibles sont relevées au niveau de ceux longeant l'autoroute 20. Ce qui confirme l'influence de l'autoroute 20 sur les concentrations observées.
- L'analyse des concentrations et des régimes moteurs a montré le lien entre les faibles régimes moteurs (combustion incomplète) et les concentrations d'odeurs. Nous avons observé des maximums de concentration lorsque le régime était faible (ralenti au sol et puissance minimale) ; et des minimums lorsque la puissance est forte (décollage).

L'étude de sensibilité a permis d'évaluer l'impact sur les concentrations en odeurs des paramètres tels que la vitesse et la température de rejet des gaz, le diamètre et la hauteur de la cheminée. Au terme de cette étude, nous avons identifié les conditions optimales qui permettent de ramener les concentrations en odeur du pire scénario (S8) à des concentrations en dessous de 5 u.o./m³. En prenant en compte certains ajustements (redimensionnement, de la hauteur de la cheminée ou du diamètre de sortie de la cheminée) et en modifiant la température et la vitesse de rejet des gaz, l'industriel pourra être en dessous du seuil de perception de l'odeur (1 u.o./m³) et ainsi éviter les plaintes des riverains

Il serait intéressant de réaliser les simulations sur une période plus longue (1 à 5 ans) afin d'obtenir un profil type des concentrations en odeur. Cette étude plus longue permettra aussi de retrouver les paramètres assez représentatifs pour le fonctionnement des cellules tests. Une validation par des tests réels et des mesures de concentrations en continu devrait être mise en place. Ces mesures en continu devraient se faire non pas au niveau de la source (cheminée), mais plutôt au niveau des récepteurs (riverains) sélectionnés (10, 13, 14, 16, et

17). L'installation de capteurs au niveau des récepteurs sélectionnés est nécessaire pour faire cette mesure qui permettra à terme d'élaborer une cartographie des odeurs avec détermination des distances d'impact. Par ailleurs, PWC pourrait commander une étude des sources linéiques (sources mobiles telles que les voitures), notamment sur l'autoroute 20 afin d'identifier la contribution de celles-ci aux concentrations d'odeur du site. Enfin, nous suggérons à PWC de ne pas faire fonctionner les bancs d'essai 16 et 2 autrement dit les pires scénarios 8 et 9, pendant le quart de nuit et de faire une analyse à base de la méthode MASIT (*Multicriteria Analysis for Sustainable Industrial Technologies*) pour faire une évaluation rigoureuse de la technologie à installer.

ANNEXE I

RÉSULTATS GRAPHIQUES DE MODÉLISATION SCÉNARIO UNIQUE (1 h)

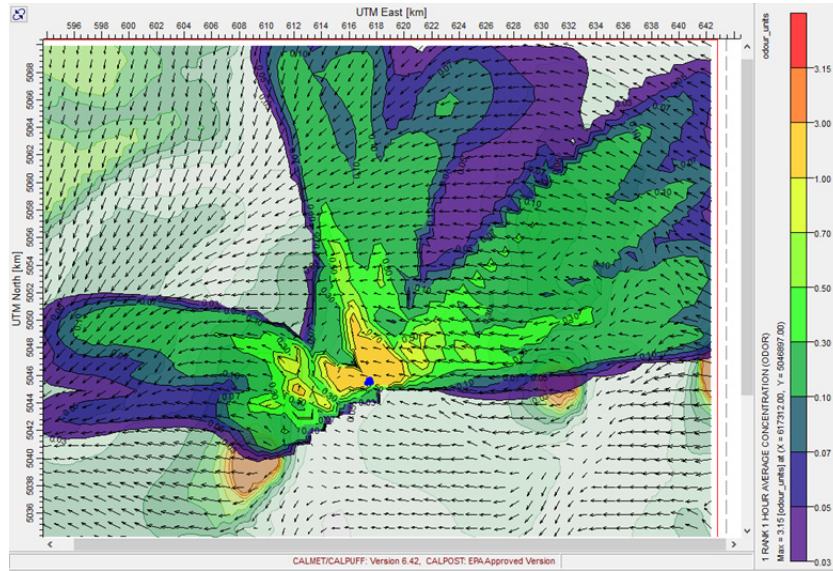


Figure-A I-1 concentration odeur maximale du scénario 2A banc d'essai 8

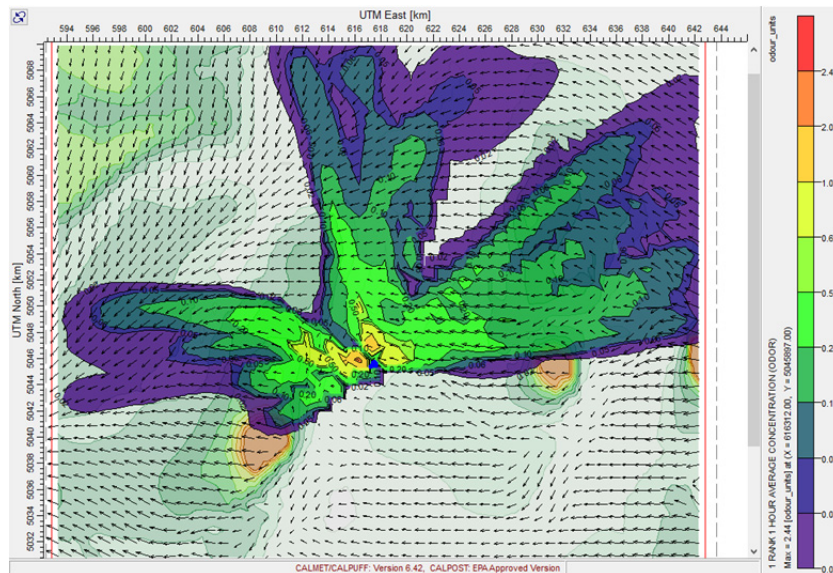


Figure-A I-2 concentration odeur maximale du scénario 6, banc d'essai 5



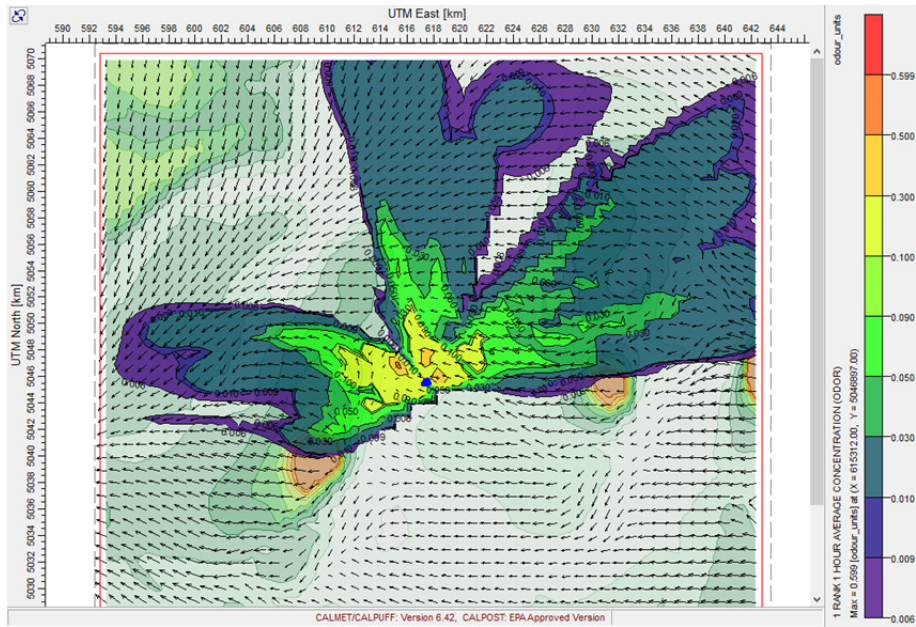


Figure-A I-3 concentration odeur maximale du scénario 11, banc d'essai 1

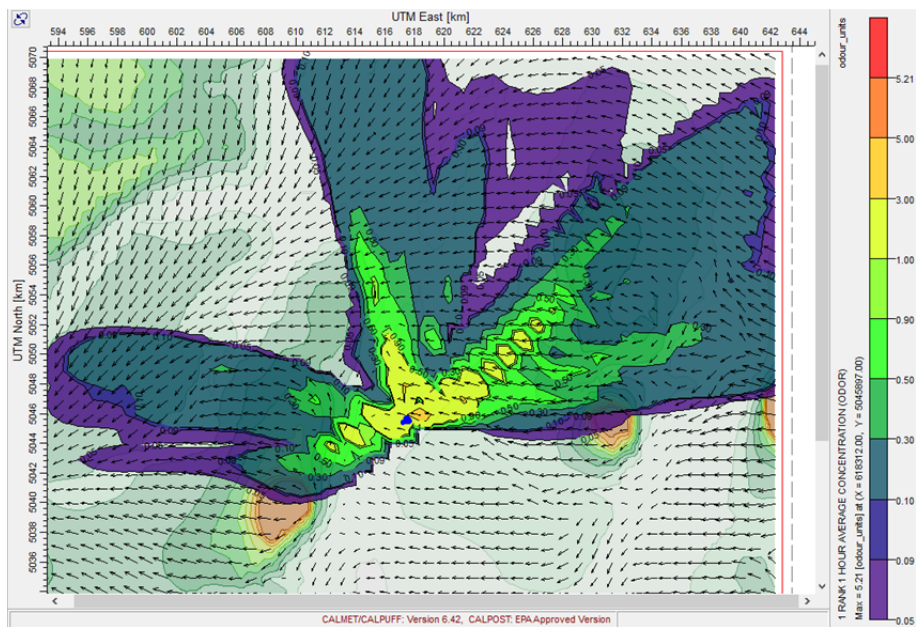


Figure-A I-4 concentration maximale odeur du scénario 4, banc d'essai 23

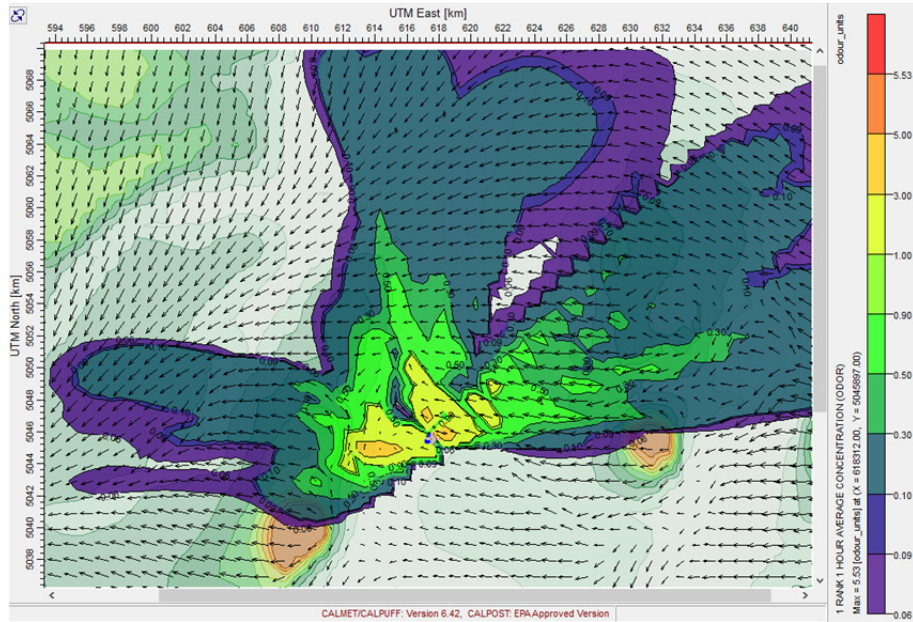


Figure-A I-5 concentration maximale odeur du scénario 10, banc d'essai 19

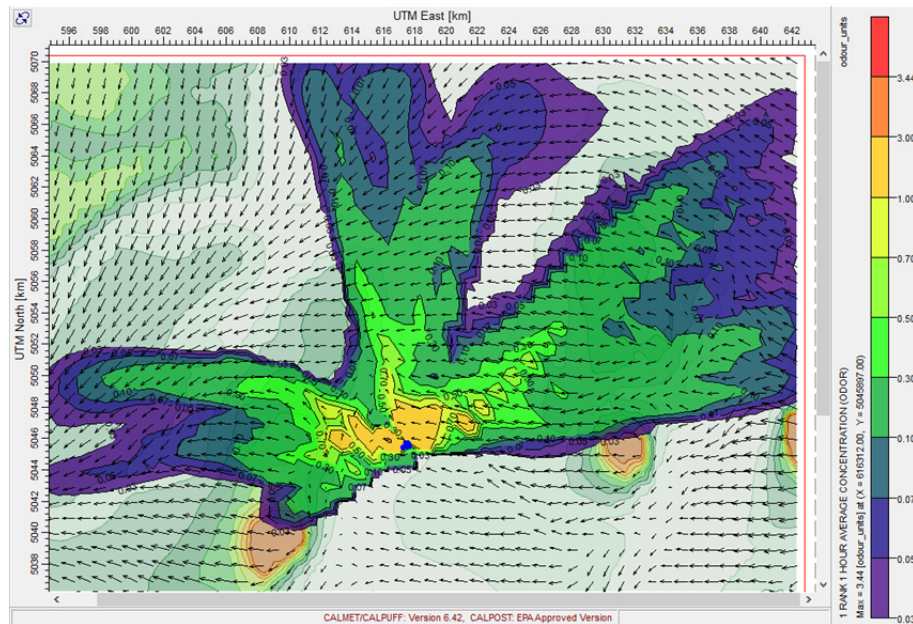


Figure-A I-6 concentration maximale odeur du scénario 5, banc d'essai 5

ANNEXE II

RÉSULTATS GRAPHIQUES DE MODÉLISATION DE PLUSIEURS SCÉNARIOS AU MÊME MOMENT (1 h)

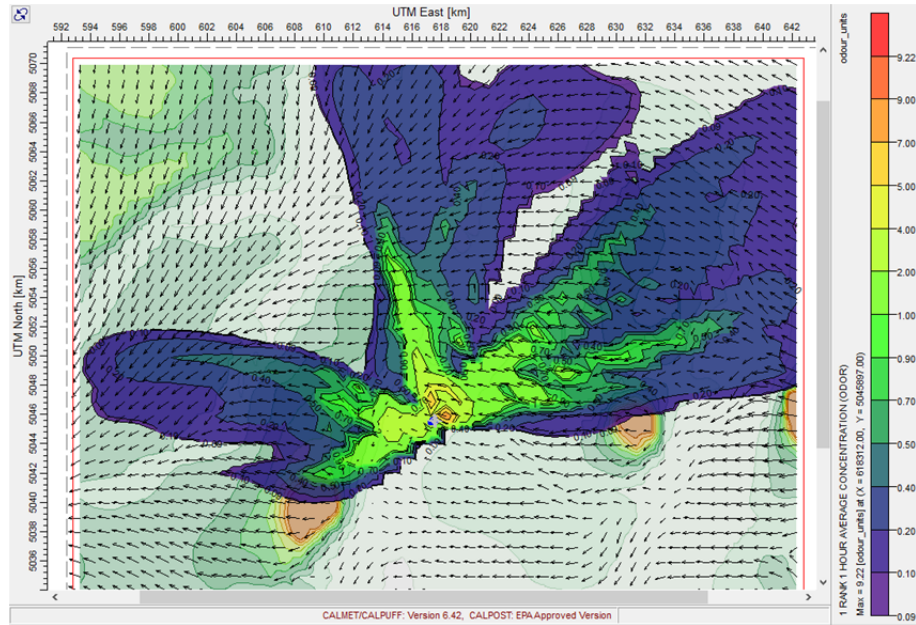


Figure-A II-1 concentration odeur maximale des scénarios 11 et 7

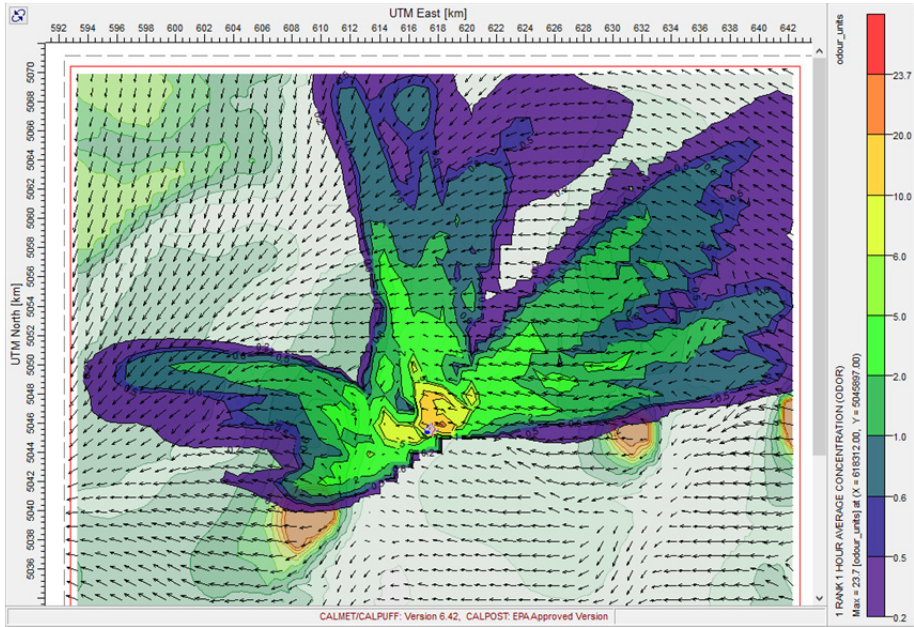


Figure-A II-2 concentration odeur maximale des scénarios 11 et 8

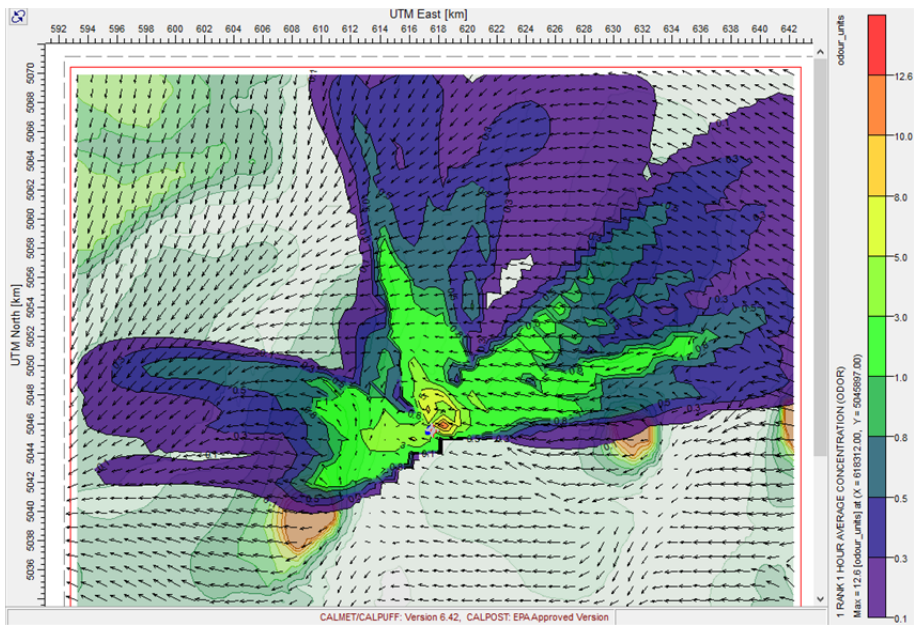


Figure-A II-3 concentration odeur maximale de S10, S11 et S7

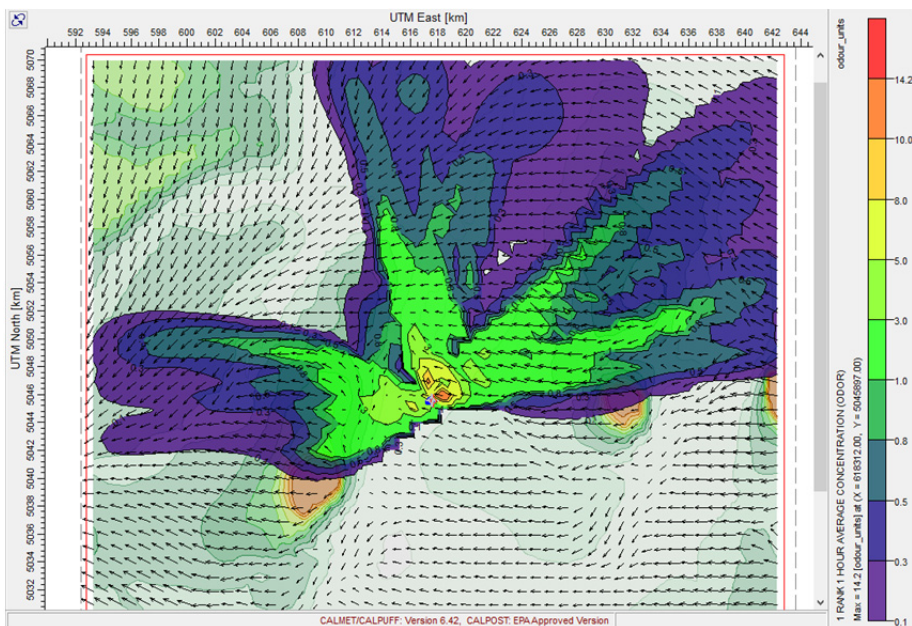


Figure-A II-4 concentration odeur maximale de S10, S11, S7 et S5

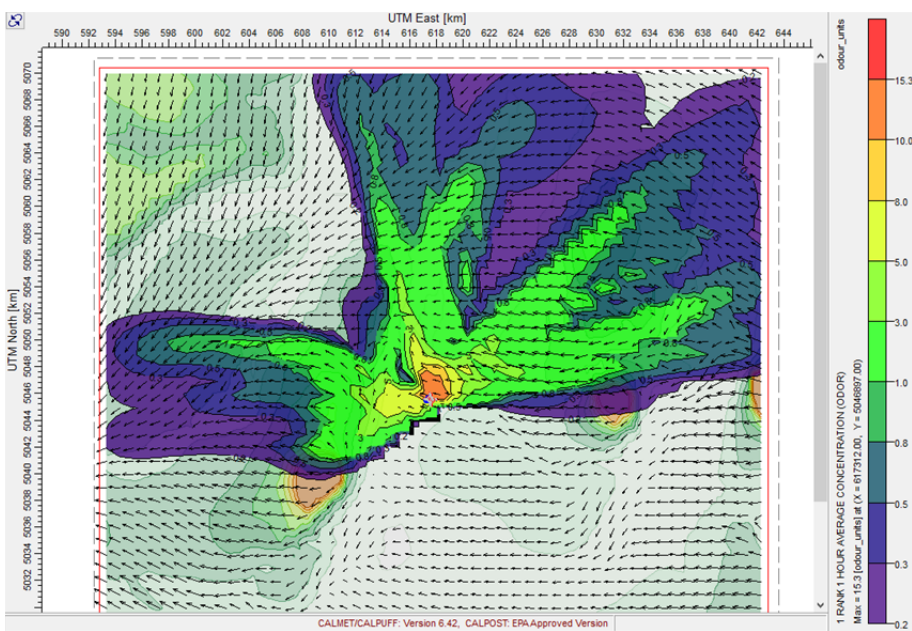


Figure-A II-5 concentration odeur maximale de S10, S11, S7, S5 et S9

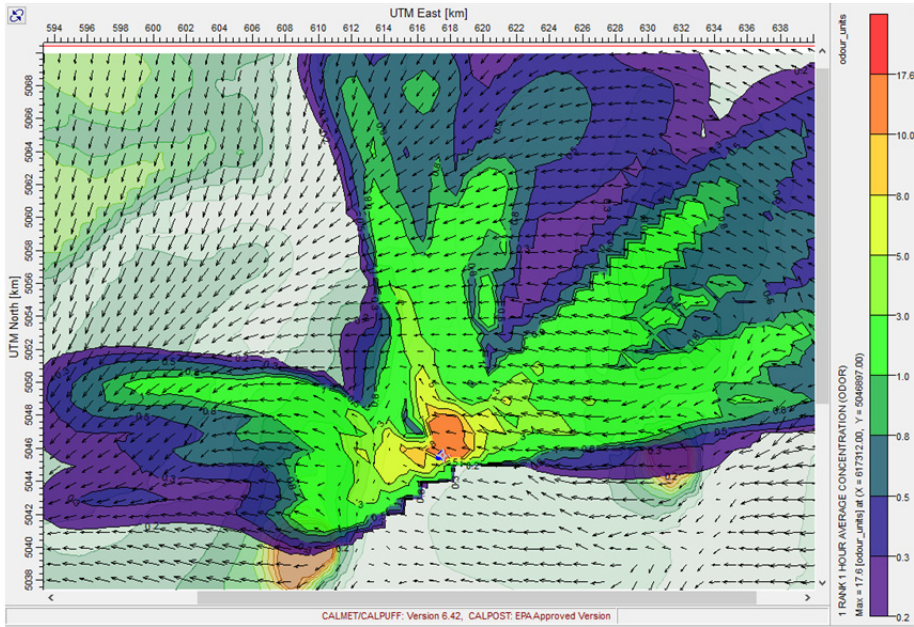


Figure-A II-6 concentration odeur maximale de 6 scénarios

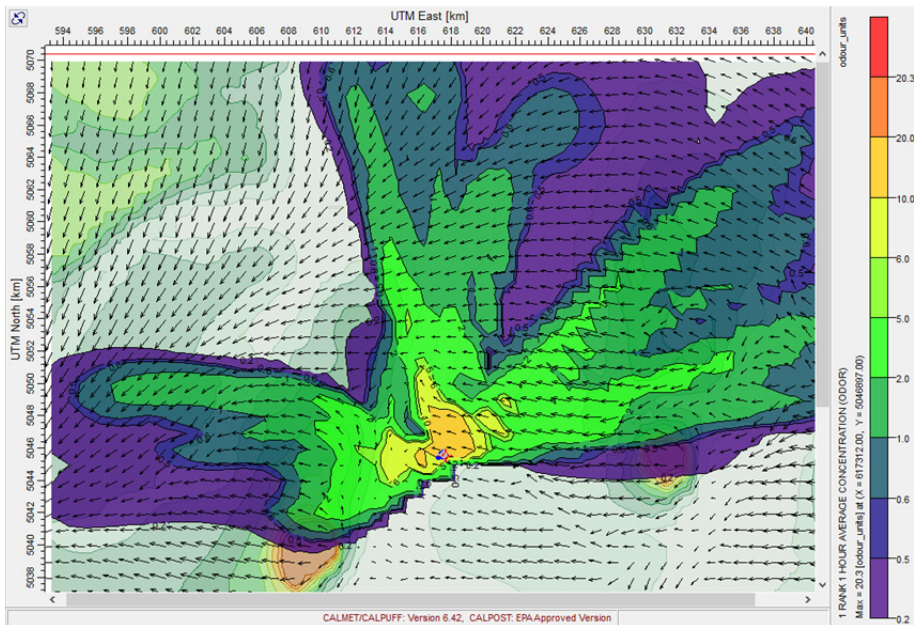


Figure-A II-7 concentration odeur maximale de 7 scénarios

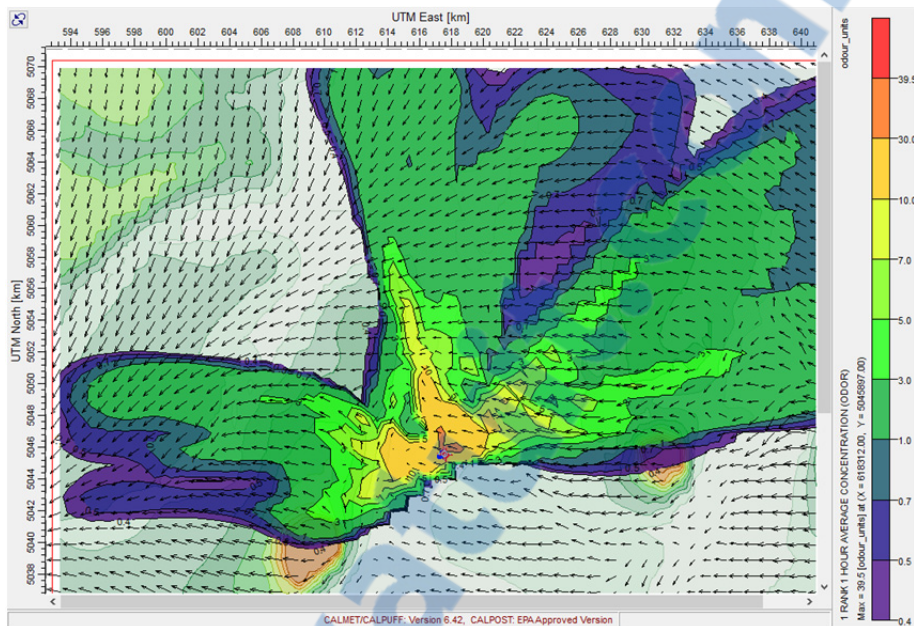


Figure-A II-8 concentration odeur maximale de 8 scénarios

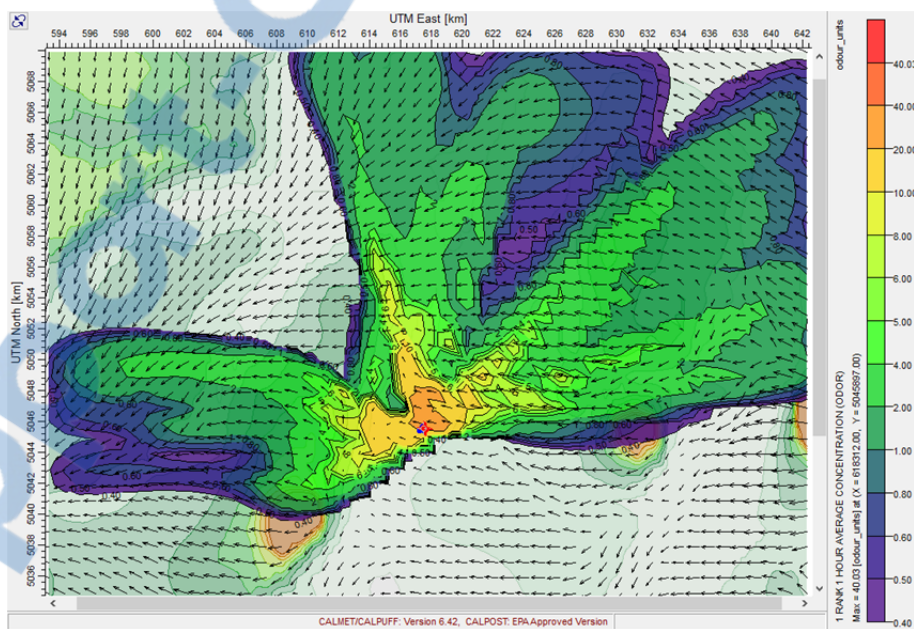


Figure-A II-9 concentration odeur maximale de 9 scénarios

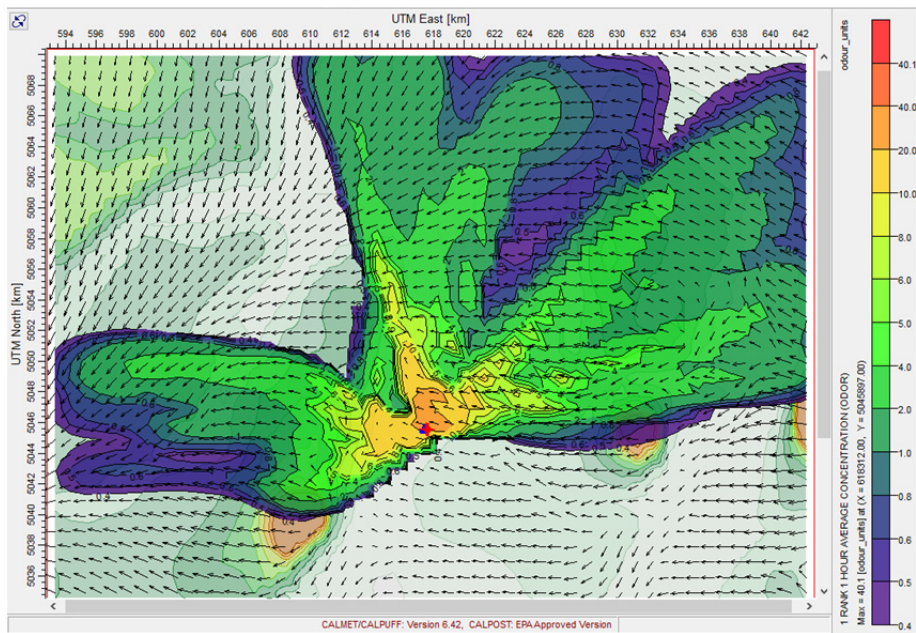


Figure-A II-10 concentration odeur maximale de 10 scénarios

ANNEXE III

CONCENTRATIONS MOYENNES MAXIMALES AUX RÉCEPTEURS

Scénarios	Récepteurs	Coordonnées		Valeurs maximales	Date Julien et heure
		X(km)	Y(km)		
S8	26, 26	618 312	5 045 897	23.7	2014. 196. 2200
S7	26, 26	618 312	5 045 897	9.15	2014. 197. 2200
S9	26, 27	618 312	5 046 897	8.37	2014. 200. 0400
S10	26, 26	618 312	5 045 897	5.53	2014. 197. 0000
S4	26, 26	618 312	5 045 897	5.21	2014. 197. 0400
S5	24, 26	616 312	5 045 897	3.44	2014. 196. 0200
S2A	25, 27	617 312	5 046 897	3.14	2014. 196. 2100
S6	24, 26	616 312	5 045 897	2.44	2014. 196. 0200
S11	23, 27	615 312	5 046 897	0.59	2014. 196. 0100
S2B	23, 25	615 312	5 044 897	0.05	2014. 196. 0400

ANNEXE IV

RÉSULTATS GRAPHIQUES DE MODÉLISATION SOURCE UNIQUE (10 MIN)

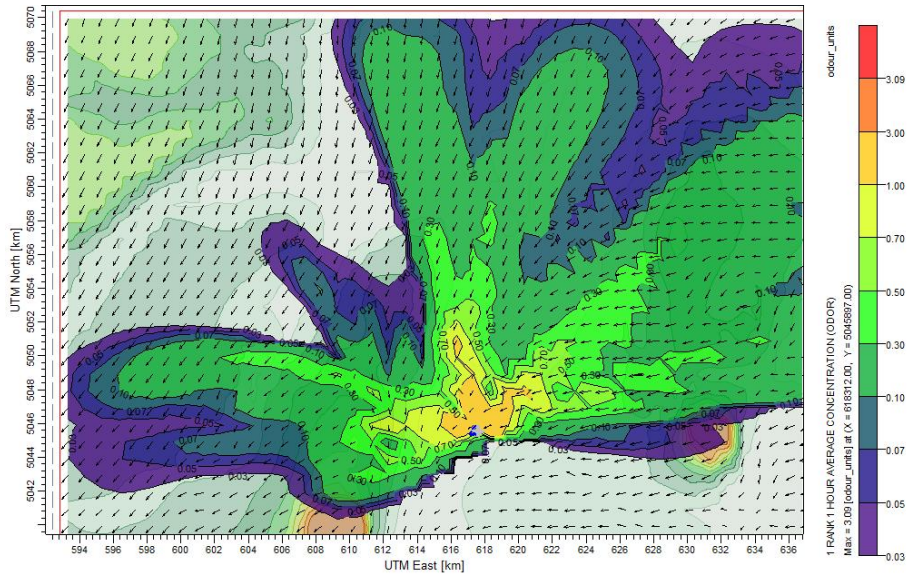


Figure-A IV-1 concentration odeur maximale du scénario 2A, banc d'essai 8

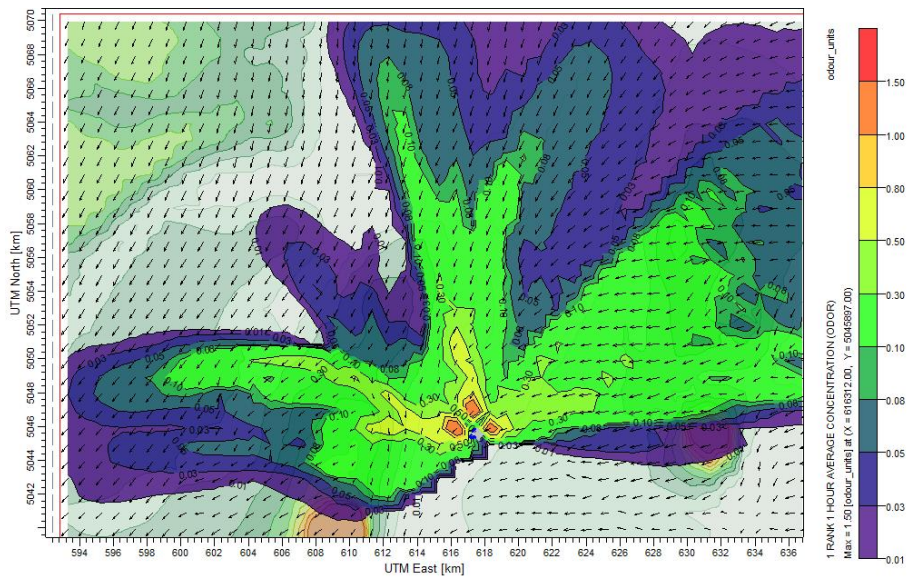


Figure-A IV-2 concentration odeur maximale du scénario 6, banc d'essai 5

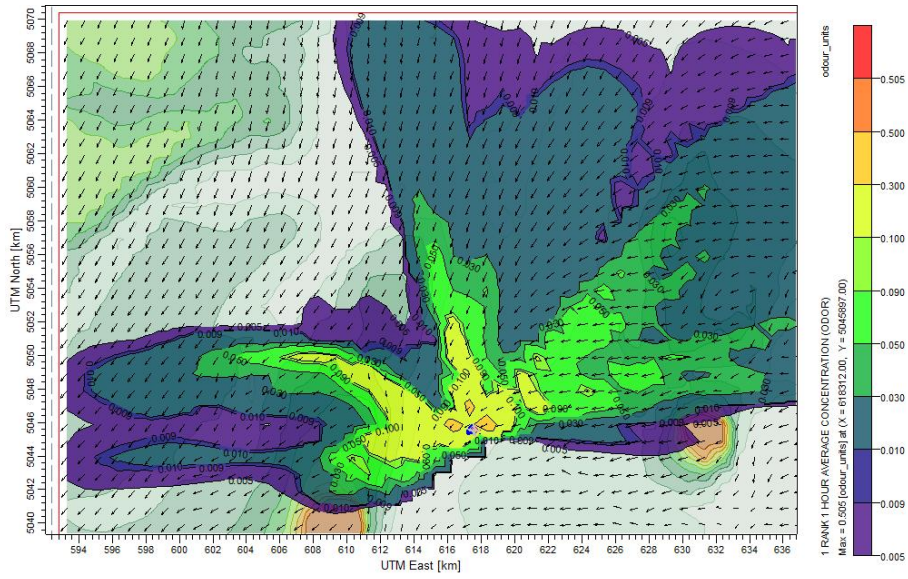


Figure-A IV-3 concentration odeur maximale du scénario 11, banc d’essai 1

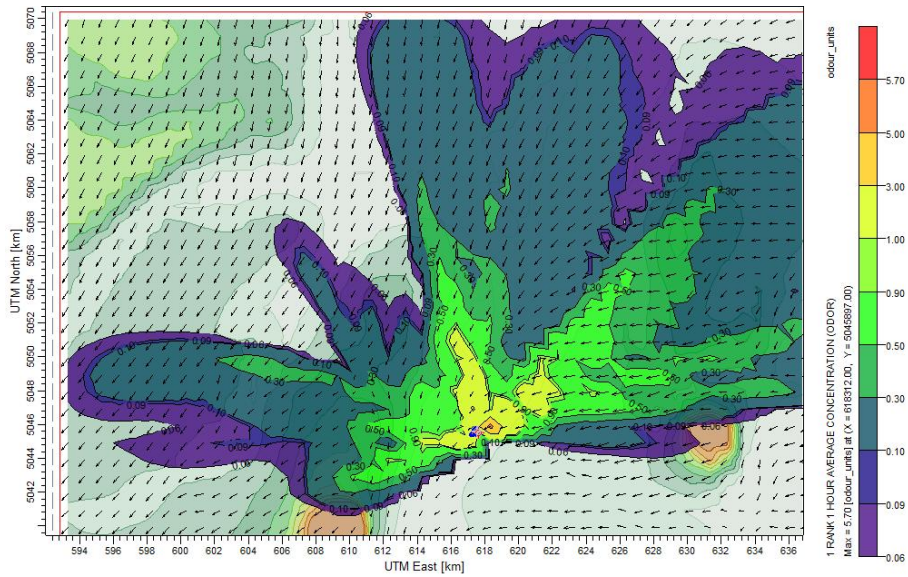


Figure-A IV-4 concentration odeur maximale du scénario 4, banc d’essai 23

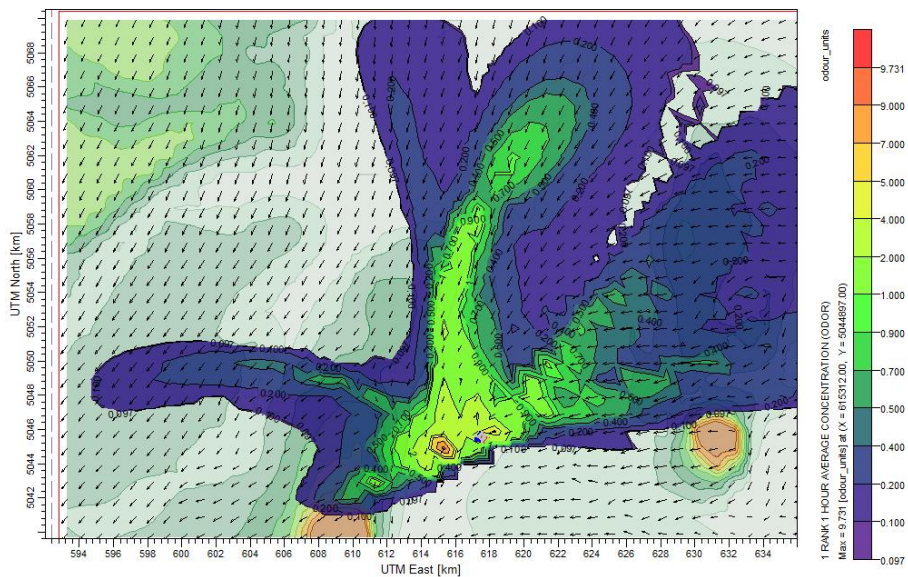


Figure-A IV-5 concentration odeur maximale du scénario 10, banc d'essai 19

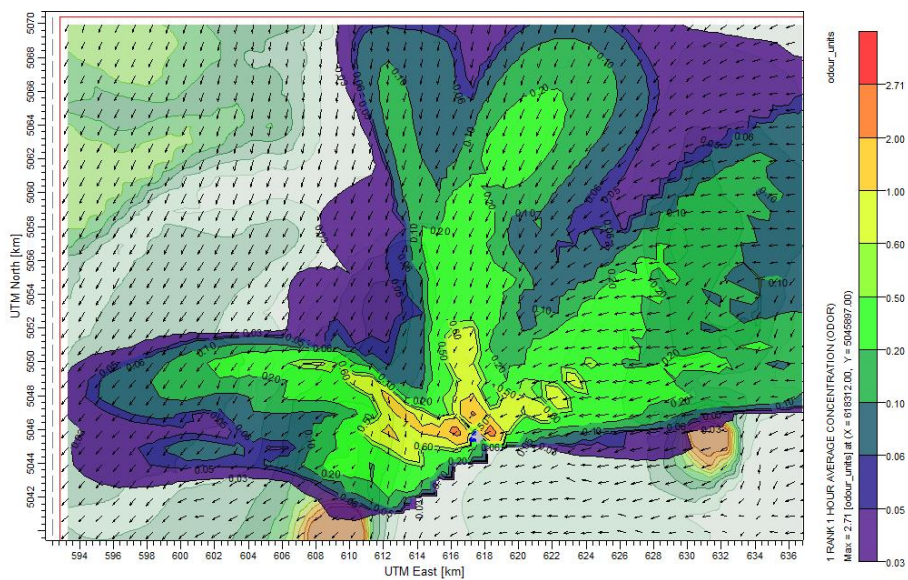


Figure-A IV-6 concentration odeur maximale du scénario 5, banc d'essai 5

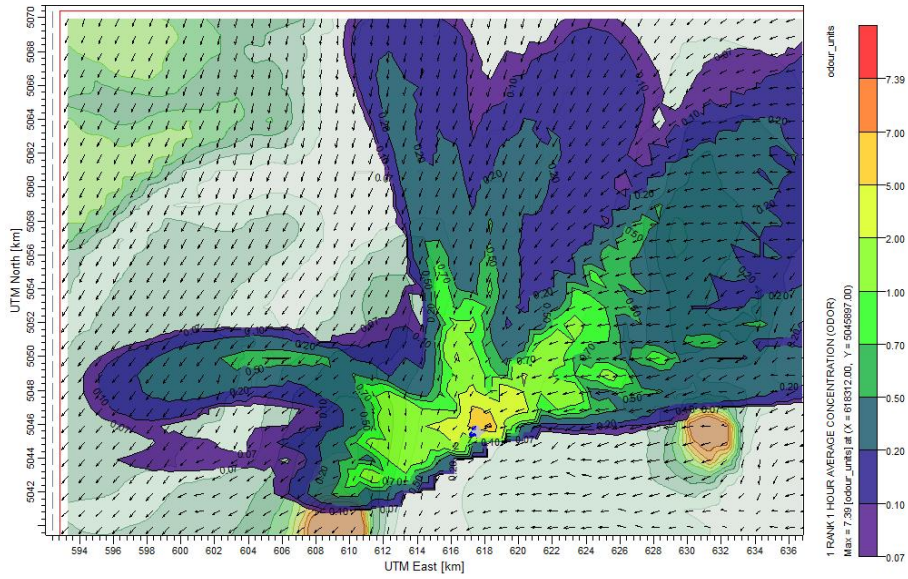


Figure-A IV-7 concentration odeur maximale du scénario 9, banc d'essai 2

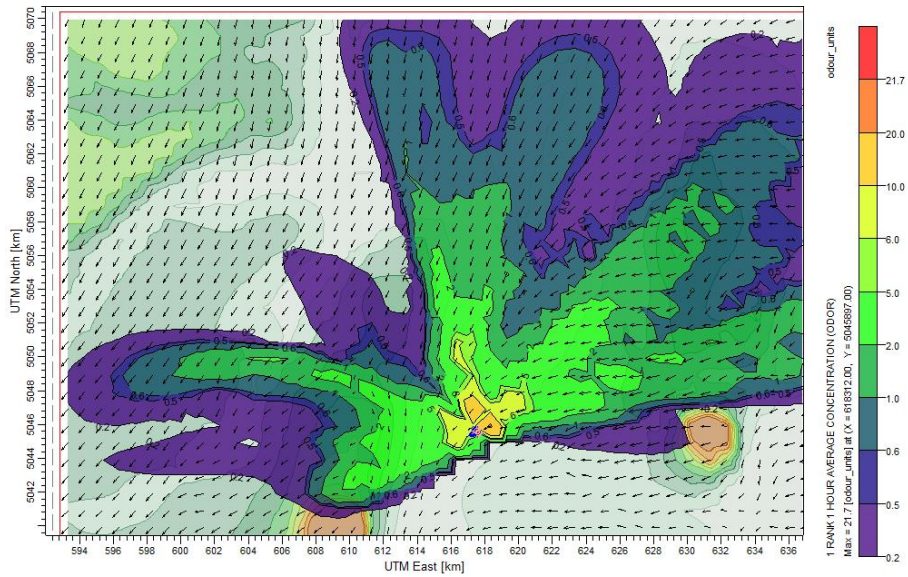


Figure-A IV-8 concentration odeur maximale du scénario 8, banc d'essai 16

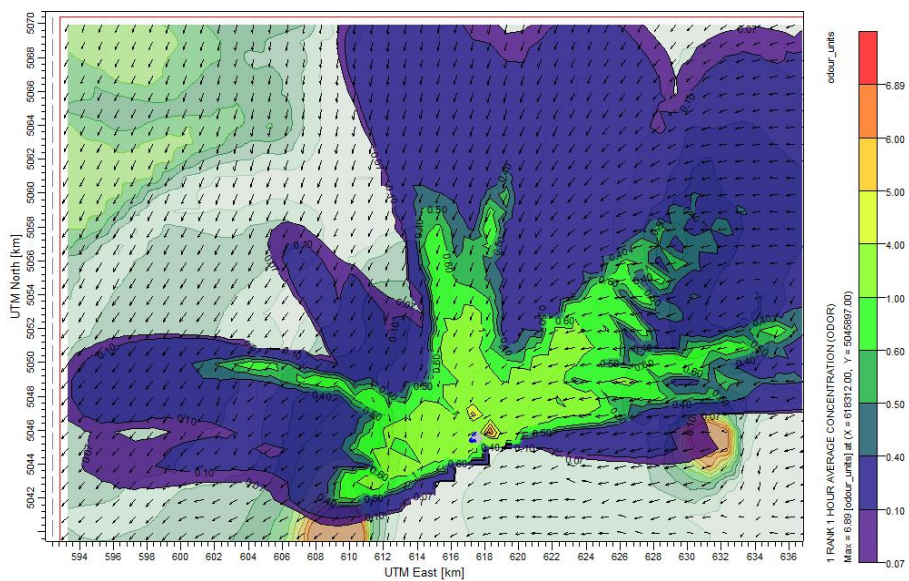


Figure-A IV-9 concentration odeur maximale du scénario 7, banc d'essai 16

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdul-Wahab S., Sappurd A., Al-Dhamki A. 2011. « Application of California Puff (CALPUFF): a case study of Oman ». Clean Techn Environ Policy, vol 13, p. 177-189.
- Ademe. 2005. Pollutions olfactives : origine, législation, analyse, traitement. « L'usine nouvelle ». Dunod Paris, 387 p.
- Alan J. C., S. G. P., Akula V., Jeffrey C. W., Robert B. W., Russell F. L., Warren D. P., Roger W. B., James O. P. 2004. "Aermod description of model formulation" En ligne. 91 p. http://www3.epa.gov/scram001/7thconf/aermod/aermod_mfd.pdf. Consulté le 21 mars 2015.
- Altwick R. E., L. W. C., Samuel S.C., Karl T. C., David H. F. Liu, Gurumurphy R., Roger K. R., Parker C. R., Alan R. S., Amos Turk, Curtis P. W. 1999. « Air pollution ». Environmental Engineer's Handbook, 223 p.
- Anderson B., Gao Chen, Blake D. 2006. « Hydrocarbon emissions from a modern commercial airliner » Atmospheric Environment, vol 40, n°19, p. 3601-3612
- Angevine W., Eddington L., Durkee K., Fairall C., Bianco L., Brioude J. 2012. « Meteorological model evaluation for CalNex 2010 » Monthly Weather Review, vol 140, p. 3885-3906
- Bourgeois W., A. C. Romain, J. Nicolas and R. M. Stuetz. 2003. « The use of sensor arrays for environmental monitoring: interests and limitations ». Journal of Environmental Monitoring, vol 5, n°6, p. 852-860.
- Brown, G. J. and D. F. Fletcher. 2005. « CFD Prediction of Odour Dispersion and Plume Visibility for Alumina Refinery Calciner Stacks » Process Safety and Environmental Protection, vol 83, n°3, p. 231-241.
- Canter L. W. 1999. « Environmental impact assessment ». Environmental Engineer's Handbook. Ed. Ed. David H.F. Liu & Bela G. Liptak, Boca Raton: CRC Press LLC, 30 p.
- Capelli L., S. Sironi, P. Céntola, R. Del Rosso and M. II Grande. 2008. « Electronic noses for the continuous monitoring of odours from a wastewater treatment plant at specific receptors: Focus on training methods » Sensors and Actuators B: Chemical, vol 131, n°1, p. 53-62.

- Capelli L., Sironi S., Céntola P., Del Rosso R., Rossi A., Austeri C. 2011. « Odour impact assessment in urban areas : Case study of the city of Terni » *Procedia Environmental Sciences*, vol 4, p. 151-157
- Christian Rognon, L. Pourtrier. « Les odeurs dans l'environnement » En ligne Consulté le 27 juin 2015.
- Clausen P. A., Knudsen H., Larsen K., Kofoed V., Wolkoff P., Wilkins K. 2008. « Use of thermal desorption gas chromatography-olfactometry/mass spectrometry for the comparison of identified and unidentified odor active compounds emitted from building products containing linseed oil » *Journal of Chromatography A*, vol 1210, n°2, p. 203-211
- Cui H., Xu X., Xin C., Yang J. 2011. « A tracer experiment study to evaluate the CALPUFF real time application in a near-field complex terrain setting » *Atmospheric Environment*, vol 45, n°39, p. 7525-7532
- Cometto-Muniz J. E., Cain W. S. 1991. « Nasal pungency, odor, and eye irritation thresholds for homologous acetates » *Pharmacology Biochemistry and Behavior*, vol 39, n°4, p. 983-989.
- Couillet J. C. 2002. « Dispersion atmosphérique : mécanismes et outils de calcul » En ligne 64 p. INERIS. <http://www.ineris.fr/centredoc/46web.pdf>. Consulté le 13 octobre 2015.
- CRIQ 2013. Détermination des niveaux d'odeurs provenant des cheminées de l'établissement 1(Pratt et Whitney Canada). « Rapport final du CRIQ ». Dossier 640-PE44099. Montréal, 51 p.
- Dewulf J., Langenhove H. V., Wittmann, G. 2002 « Analysis of volatile organic compounds using gas chromatography ». *Trends in Analytical Chemistry*, vol 21, n°9-10, p. 637-646.
- Dmitry T., Broday D., Stern E. 2013 « Evaluation of AERMOD and CALPUFF for predicting ambient concentrations of total suspended particulat mater (TSP) emissions from a quarry in complex terrain ». *Environment Pollution*, vol 179, p. 138-145.
- Elichegaray C., S. Bouallala, A. Maitre et M. Ba. 2010. « État et évolution de la pollution atmosphérique ». *Revue Française d'Allergologie*, vol 50, n°4, p. 381-393.
- Ellis A.M Franssen, B. A. M. S., Erik Lebet. 2002. « Assessing health consequences in an environmental impact assessment: The case of Amsterdam Airport Schiphol ». *Environmental impact assessment review*, vol 22, n°6, p. 633-653.

- EPA 2005. « Revision to the Guideline on air quality models ». En ligne 45 p. <http://www3.epa.gov/scram001/guidance/guide/appw_05.pdf>. Consulté le 24 novembre 2015.
- Elbir T., 2003. « Comparison of model predictions with the data of an urban air quality monitoring network in Izmir, Turkey ». Atmospheric Environment, vol 37 n°15, p. 2149-2157.
- Evans, G. W. and Stecker R. 2004. « Motivational consequences of environmental stress ». Journal of Environmental Psychology, vol 24 n°2, p. 143-165.
- Freemen D., Cudmore R. 2002. « Review of odour management in New Zealand ». En ligne 136 p. <<http://www.cschi.cz/odour/files/world/odour-tr-aug021.pdf>>. Consulté le 20 novembre 2015.
- Galle P., R. Paulin and J. Coursaget. 2003. Données météorologiques et évaluation des risques en France lors de l'accident de Tchernobyl (26 avril 1986). Mise au point historique. « Comptes Rendus Biologies », vol 326, n°8, p. 699-715.
- Gostelow P., Parsons S., Stuetz R. 2001. « Odour measurements for sewage treatment works » Water Research, vol 35, n°3, p. 579-597
- Gsella A., A. de Meij, Kerschbaumer A., Reimer E., Thunis P., Cuvelier C. 2014. « Evaluation of MM5, WRF and TRAMPER meteprology over the complex terrain of the Po Valley, Italy » Atmospheric Environment, vol 89, p. 797-806
- Hayes J. E., R. J. Stevenson et R. M. Stuetz. 2014. « The impact of malodour on communities: a review of assessment techniques ». Sci Total Environ, vol 500-501, p. 395-407.
- Henshaw P., J. Nicell et A. Sikdar. 2006. « Parameters for the assessment of odour impacts on communities ». Atmospheric Environment, vol 50 n° 10, p. 1750-1758.
- Holmes N. S., Morawska L. 2006. « A review of dispersion modeling and its application to the dispersion of particles : An overview of different dispersion models available ». Atmospheric Environment, vol 40 n° 30, p. 5902-5928
- Hudon G., Guy C., Hernia J., 2000. « Measurement of odor intensity by an electronic ». Journal of air and waste management, vol 40 n° 6, p. 1016-1029.
- ICAO, 2008. « Aircraft engine emissions ». En ligne <<http://dcaa.trafikstyrelsen.dk:8000/icaodocs/Annex%2016%20-%20Environmental%20Protection/ANNEX16volumeII.pdf>>. Consulté le 13 février 2016

- Khare M., Sharma P. 2002. Modelling Urban Vehicule Emissions. « WIT Press ». Southampton, Boston, 209 p
- Levy Jonathan I., Spengler J. D., Hlinka D., Sullivan D et Moon D. 2002. « Using CALPUFF to evaluate the impacts of power plan emissions in Illinois: model sensitivity and implications ». Atmospheric Environment, vol 36, p. 1063-1075.
- Leonardos G. 1996. « Review of odour control regulations in the USA, in odors, indoor and environmental air ». Conference of the air and waste management association, Atmospheric Environment, Bloomington, p. 73-84.
- Luginaah Isaac N., Taylor S. M., Elliot Susan J. et Eyles John D. 2000. « A longitudinal study of the health impacts of a petroleum refinery ». Social Science & Medecine, vol 50, p. 1155-1166.
- Marjorie P. et Moch. 2008. « Étude des prédicteurs de la gêne olfactive aux abords d'un site industriel ». Psychologie francaise, vol 54, p. 259-270.
- Mauro M. et Harrison M. 2014. « Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution : A review ». Atmospheric Environment, vol 95, p. 409-455.
- Masclet P. 2005. Pollution atmosphérique : causes, conséquences, solutions, perspectives. « Technosup ». Paris : Ellipses, 209 p.
- Mazzuoli L. S. 2009. La pollution de l'air intérieur : sources, effets sanitaires, ventilation. « L'usine nouvelle ». Dunod Paris, 263 p.
- MDDELCC, 2013 « Inventaire Québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2013 et leur évolution depuis 1990 » En ligne 23 p.
<<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/ges/2013/Inventaire1990-2013.pdf>>.
Consulté le 17 janvier 2016.
- MDDEP, 2005 « Guide de modélisation de la dispersion atmosphérique » En ligne 31 p.
<<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/atmosphere/guide-mod-dispersion.pdf>>.
Consulté le 13 juillet 2015
- Munoz R., E. C. Sivret, G. Parsi, R. Lebrero, X. Wang, I. H. Suffet et R. M. Stuetz. 2010. « Monitoring techniques for odour abatement assessment ». Water Research, vol 44, n°18, p. 5129-5149.
- Nake A., Dubreuil B., Raynaud C., Talou T. 2005. « Outdoor in situ monitoring of volatile emissions from wastewater treatment plants with two portable technologies of electronic noses ». Sensors and Actuators B: Chemical, vol 106, n°1, p. 36-39.

- Nehrkorn T., Henderson J., Leidener M., Mountain M., Eluszkiewicz J., McKain K., Wofsy S. 2013. « WRF simulations of the urban circulation in the Salt Lake City area for CO2 modeling ». *journal of applied meteorology and climatology*, vol 52, p. 323-340.
- Nicell A. 2009. « Assessment and regulation of odour impacts ». *Atmospheric Environment*, vol 43, p. 196-206.
- OMS 2006. « Constitution of the world health organization ». En ligne. 20 p. <http://www.who.int/governance/eb/who_constitution_en.pdf>. Consulté le 21 septembre 2015.
- O'Shaughnessy P. T., Altmaier R. 2011. « Use of AERMOD to determine a hydrogen sulfide emission factor for swine operations by inverse modeling ». *Atmospheric environment*, vol 45, n°27 p. 4617-4625
- P. Mussio, Henshaw P. 2000. « A fluctuating plume dispersion model for prediction of odour impact frequencies from continuous stationary sources ». *Atmospheric environment*, vol 35, p. 2955-2962.
- Riesenmey, C. 2008. « Évaluation de l'impact d'un centre de stockage de déchets sur la qualité de l'air Approche statistique et modélisation ». Thèse de doctorat en science et génie de l'environnement. École nationale supérieure des mines Saint-Étienne. En ligne, 211 p. <<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00777186/document> > Consulté le 1er juillet 2015.
- Rood A. 2014. « Performance evaluation of AERMOD, CALPUFF and legacy air dispersion model using the winter validation tracer study dataset ». *Atmospheric Environment*, vol 89, p. 707-720.
- Rosenkranz, H. S. and A. R. Cunningham. 2003. « Environmental odors and health hazards ». *Science of The Total Environment*, vol 313, n°1-3, p. 15-24.
- Saral, A., S. Demir and S. Yildiz. 2009. « Assessment of odorous VOCs released from a main MSW landfill site in Istanbul-Turkey via a modelling approach ». *Journal of Hazardous Materials*, vol 168, n°1, p. 338-345.
- Seibert P. 2001. « Uncertainties in atmospheric dispersion modelling and source determination ». *Proceedings informal workshop on meteorological modeling in support of CTBT verification (Vienna, December 2000)*. Institute of meteorology and physics. Austria. 4 p.
- Sironi, S., L. Capelli, P. Céntola, R. Del Rosso and S. Pierucci. 2010. « Odour impact assessment by means of dynamic olfactometry, dispersion modelling and social participation ». *Atmospheric Environment*, vol 44, n°3, p. 354-360.

- Sportisse, B. 2008. « Pollution atmosphérique : Des processus à la modélisation » En ligne, My library. <lib.mylibrary.com/Open.aspx?id=195501> Consulté le 3 juillet 2015
- Stuetz R. M., Fenner R. A., Engin G. 1999. « Assessment of odours from sewage treatment works by an electronic nose, H₂S analysis and olfactometry ». Water research, vol 33, n°2, p. 453-461.
- Tartakovsky, D., D. M. Broday et E. Stern. 2013. « Evaluation of AERMOD and CALPUFF for predicting ambient concentrations of total suspended particulate matter (TSP) emissions from a quarry in complex terrain ». Environmental Pollution, vol 179, p. 138-145.
- Unique, 2004. « Aircraft NO_x emissions within the operational LTO cycle » En ligne 15p. <https://www.flughafen-zuerich.ch/~media/flughafenzh/dokumente/das_unternehmen/laerm_politik_und_umwelt/luft/2004_zrh_operational-aircraft-emissions.pdf> Consulté le 20 mars 2016.
- Vallero, D. 2008. Fundamentals of Air Pollution. 4th ed. Durham, North Carolina, Academic press, 917 p.
- Venkatram, A. 1996. « An examination of the Pasquill-Gifford-Turner dispersion scheme ». Atmospheric Environment, vol 30, n°8, p. 1283-1290.
- Vieira A. M., Santos J. M., Mavroidis I., Reis J. 2012. « Modelling of odour dispersion around a pig farm building complex using AERMOD and CALPUFF. Comparaison with wind tunnel results ». Building and Environment, vol 56, n°8, p. 8-20.
- Villasenor R., Magdaleno M., Quintanar A., Gallardo J., Lopez M., Jurado R., Miranda A., Aguilar M., Melgarejo L. 2003. « An air quality emission inventory of offshore operations for the exploration and production of petroleum by the Mexican oil industry ». Atmospheric Environment, vol 37 n°26, p. 3713-3729
- Ville de montreal, Odotech, Solinov. « Étude d'impact odeurs comme outil de prévention pour le compostage ». Retrieved 27 juin, 2015.
- Ville de Montréal. 1996. Règlement relatif à l'assainissement de l'air (reglement 90 CUM). En ligne. Montréal. <http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/enviro_fr/media/documents/reglements/reglement90_1_2_3.pdf>. Consulté le 27 septembre 2015
- Ville de Montréal. 2014. « Étude d'impact d'odeur pour un centre de traitement des matières organiques à implanter sur le territoire de la ville de Montréal ». Rapport n° 1071-20986-1-03. En ligne. <<http://ocpm.qc.ca/sites/ocpm.qc.ca/files/pdf/P74/3i.pdf>>. Consulté le 27 juin, 2015.

- Xing Y., Guo H., Feddes J., Shewchuck S. 2006. « Evaluation of air dispersion models using swine odour plume measurement data » Annual Conference, Canadian society of Bioengineering. En ligne. <<http://www.csbe-scgab.ca/docs/meetings/2006/CSBE06172.pdf>>. Consulté le 2 juillet, 2015.
- Yu, Z., H. Guo and C. Laguë. 2011. « Development of a Livestock Odor Dispersion Model : Part I. Model Theory and Development ». Journal of the Air & Waste Management Association, vol 61, n°3, p. 269-276.
- Zannetti, P. 1990. Air pollution modeling: theories, computational methods and available software. « Van Nostrand Reinhold » New York, 427 p.
- Zou B., Zhan F. B., Wilson G., Zeng Y. 2010 « Performance evaluation of AERMOD at different time scales ». Simulation Modelling Practice and Theory, vol 18, n°5, p. 612-623.

