

Évaluation de l'impact odeur d'un centre de compostage en milieu urbain à l'aide d'un réseau d'observateurs et comparaison avec des modèles de dispersion atmosphérique

Odour impact assessment of an urban composting plant using an odour observer committee and comparison with atmospheric dispersion modeling results

Philippe BARNÉOUD, M.Sc.⁽¹⁾, Thierry PAGÉ, M.Sc.A.⁽¹⁾,
Martin HÉROUX, Ph.D.⁽²⁾, Richard LEDUC, Ph.D.⁽³⁾, Christophe GUY, Ph.D.⁽⁴⁾

Résumé

L'impact odeur d'un centre de compostage en milieu urbain contigu à un lieu d'enfouissement sanitaire a été évalué à l'aide d'observations et de simulations. Un réseau de 43 riverains volontaires, formés à la perception et à la reconnaissance de différents types d'odeurs, a effectué des observations biquotidiennes durant dix semaines. Environ 24 % des observations ont révélé la perception d'une odeur, principalement de compostage (46,4 %) et de biogaz (22,3 %). Plus de 90 % des odeurs de compostage ont été qualifiées d'à peine perceptibles ou de faible intensité. D'après les observations, la distance des sources d'émission a un impact significatif sur les fréquences d'exposition aux odeurs de compostage. L'impact odeur a également été déterminé sur la base de campagnes d'échantillonnage, d'analyses olfactométriques et de simulations de la dispersion atmosphérique à l'aide du modèle de Gifford représentant les fluctuations de concentrations en air ambiant. Des fréquences maximales d'exposition aux odeurs de compostage jusqu'à 30 % de la période de suivi sont calculées aux abords du site, ce qui est cohérent avec les observations. Une comparaison des fréquences d'exposition observées et simulées aux odeurs de compostage a été effectuée. Pour l'ensemble des données, le modèle de Gifford sous-estime en moyenne de 47 % les fréquences d'exposition aux odeurs de compostage alors qu'un modèle gaussien classique de dispersion atmosphérique montre une sous-estimation moyenne de 66 %. À proximité du site, les performances du modèle de dispersion des odeurs sont bonnes avec un biais inférieur à 10 % comparativement à 29 % pour le modèle gaussien. Les deux méthodes employées dans cette étude pour caractériser l'impact odeur, soit par comité de riverains, soit par modélisation de la dispersion, sont jugées complémentaires. Pour la suite du projet, une méthode de quantification de l'incertitude globale sur des observations d'odeurs réalisées en air ambiant pourrait être développée.

Mots-clés

Impact odeur. Compostage. Réseau de riverains. Modélisation de la dispersion atmosphérique.

(1) Odotech Inc. 3333 Queen-Mary – Bureau 301, Montréal (Qc) – Canada H3V 1A2 – philippe.barneoud@ec.gc.ca – tpage@odotech.com

(2) Ville de Montréal – Direction de l'environnement et du développement durable – 801, rue Brennan – 8^e étage – Montréal (Qc) – Canada – H3C 0G4 – mheroux@ville.montreal.qc.ca

(3) AirMet Science Inc. – 4071, rue des Villas – Québec (Qc) – Canada – G1Y 1V5 – rleduc@airmetscience.com

(4) Département de génie chimique – École Polytechnique de Montréal – C.P. 6079 – succ. Centre-Ville – Montréal – Québec – Canada – H3C 3A7 – christophe.guy@polymtl.ca

Abstract

The odour impact assessment of an urban composting plant collocated with a landfill site was realized using observations and modeling. An odour committee composed of 43 observers was recruited and trained for perception and recognition of several types of odours in order to realize observations twice a day for a ten-week period. Approximately 24% of observations revealed perception of an odour among which composting odours (46.4%) and biogas (22.3%) were the main odours perceived. Over 90% of composting odours were described as barely perceptible or of low intensity. It was observed that distance from emission sources has a significant impact on composting odour frequency exposure. Odour impact was also assessed based on sampling, olfactometric analysis and atmospheric dispersion modeling using the Gifford model simulating the concentration fluctuations in ambient air. A maximum odour exposure frequency of 30% of the monitoring period is estimated at the site's limits, which is consistent with observations. A comparison of the observed and modeled composting odour exposure frequencies was carried out. For all the data, the Gifford model shows an average underestimation of 47% of observed exposure frequency while a classical Gaussian model shows an average underestimation of 66%. Near the site, the performance of the odour dispersion model is good with a bias of less than 10% compared to 29% for the Gaussian model. The two methods used in this study to characterize the odour impact, either by odour observer committee and dispersion modeling, are considered complementary. Next step of the project could consist in the development of a method for quantifying the overall uncertainty of odour observations realized in ambient air.

Keywords

Odour impact. Composting. Odour observer committee. Atmospheric dispersion modeling.

Introduction

Les problèmes d'odeurs sont fréquents dans les milieux urbains, là où les zones résidentielles côtoient les industries et activités génératrices d'odeurs. Dans ces milieux, la complexité des paysages olfactifs nécessite l'emploi de méthodes adaptées pour caractériser l'impact de sources odorantes. C'est ce qui a été réalisé pour les odeurs du Complexe Environnemental de Saint-Michel (CESM) de la Ville de Montréal, dans la province de Québec, au Canada.

Le CESM est situé dans une ancienne carrière de calcaire et est enclavé dans une zone résidentielle densément peuplée (4 500 habitants au km²). Il regroupe entre autres les activités d'un lieu d'enfouissement sanitaire ainsi que d'un centre de compostage. Les activités d'enfouissement des déchets ont commencé en 1968 et on estime que 36 millions de tonnes d'ordures ont été enfouies depuis, à des profondeurs allant jusqu'à 70 m. La Ville de Montréal a acquis le site en 1988 afin d'améliorer la sécurité environnementale et d'assurer sa fermeture progressive. Du début de l'année 2000 à 2009, seuls les résidus secs provenant de sources industrielles et commerciales ont été enfouis. Les activités d'enfouissement ont cessé définitivement en janvier 2009.

Au sud-ouest du site d'enfouissement, les autorités municipales ont mis sur pied un centre de compostage (figure 1). Lors de la réalisation de l'étude, environ 10 000 tonnes de résidus verts étaient compostés annuellement, principalement des feuilles. La période de pointe d'arrivée de cette matière organique s'étend de la mi-octobre jusqu'à la fin novembre. Les andains de compostage, les sacs entreposés sur le site ainsi que les opérations telles que l'ouverture des sacs à l'usine de désensachage

et le retournement des andains sont susceptibles de libérer des odeurs pouvant être perçues par les riverains.

Afin de quantifier les odeurs de compostage et évaluer l'exposition des riverains, la Ville de Montréal a réalisé à l'automne, au moment où les émissions d'odeurs sont maximales, une campagne de mesure d'impact odeur auprès de riverains. Les principaux objectifs de cette étude de suivi étaient de quantifier l'impact odeur réel des activités inhérentes au centre de compostage et au lieu d'enfouissement, d'identifier les sources et les opérations responsables des émissions d'odeurs ainsi que les conditions météorologiques associées. L'étude comportait quatre volets : l'établissement d'un protocole de quantification des odeurs, le développement d'un système de gestion des données, la sélection et la formation de riverains participant à l'étude et la mesure de l'impact odeur des activités de compostage.

Cet article comporte deux parties. La première présente les résultats de l'étude d'impact odeur impliquant le réseau d'observateurs. Des compilations statistiques des résultats sont présentées. L'effet de la distance sur les odeurs perçues ainsi que les distributions spatiales des observations d'odeurs corrélées à la météorologie locale sont également étudiés.

La seconde partie présente les résultats simulés de l'impact odeur du centre de compostage en utilisant les données météorologiques locales et les émissions d'odeurs mesurées à partir des sources. Ces paramètres sont couplés, dans un cas à un modèle de dispersion atmosphérique spécifiquement applicable aux odeurs et, dans l'autre, à un modèle de dispersion classique. Une comparaison est effectuée entre les fréquences d'exposition observées et



Figure 1.

Le CESM et la zone à l'étude.

The CESM and the area covered by the study.

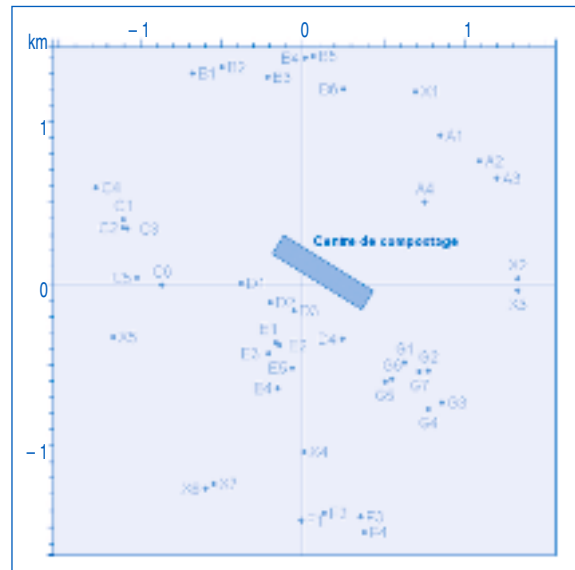


Figure 2.

Localisation des observateurs participant à l'étude.

Location of the observers participating in the study.

simulées aux odeurs de compostage. L'emploi d'indicateurs statistiques permet d'évaluer les performances des modèles de dispersion et ainsi de statuer sur la qualité de l'impact odeur simulé.

Il est important de mentionner que très peu d'études à grand déploiement ont été publiées à ce jour concernant des comparaisons entre des résultats de modélisation de l'impact odeur et des données de terrain, particulièrement en milieu urbain.

Impact odeur caractérisé par le réseau d'observateurs

Sélection des observateurs

Des invitations pour participer à l'étude ont été envoyées à plus de 20 000 riverains situés dans un rayon de 1,5 km autour du site (figure 1). La sélection et l'entraînement des riverains ont été réalisés selon les étapes suivantes : tests selon la norme ASTM E544-75 [1] afin de sélectionner les volontaires ayant des seuils de perception normaux au n-butanol, tels que définis selon EN13725 [2] ; tests de discrimination des niveaux d'intensités d'odeurs ; séances de formation à la reconnaissance de différents types d'odeurs à l'aide d'un olfactomètre à dilution dynamique. Les odeurs ont été choisies pour être représentatives des activités du CESM (odeurs de compostage et de biogaz) et caractéristiques des milieux urbains (odeurs d'œufs pourris, égouts et déchets en putréfaction). La méthodologie de sélection des observateurs est présentée en détail dans les travaux de Héroux [3]. Outre les différents tests olfactifs effectués pour sélectionner les observateurs volontaires, les facteurs tels que la proximité des résidences des sources d'émission ainsi que les vents

dominants ont été considérés dans le but d'obtenir la meilleure répartition géographique possible des observateurs autour du site.

Au total, 43 riverains (figure 2) ont été sélectionnés pour participer à l'étude qui s'est déroulée sur dix semaines, soit de la mi-octobre à la fin décembre, période durant laquelle les émissions d'odeurs provenant du centre de compostage sont maximales. Les riverains devaient, à raison de deux fois par jour (week-end exclus), le matin (entre 6 h et 9 h) et le soir (entre 16 h et 19 h), remplir des cartes réponses conçues pour collecter leurs observations. Ces périodes de suivi ont été choisies car 1) on y retrouve de fortes probabilités d'observer des conditions atmosphériques stables qui sont favorables à la détection d'odeurs et 2) elles correspondent aux périodes de disponibilité de la majorité des riverains [3].

En dehors de ces plages horaires, les riverains avaient aussi la possibilité de remplir des cartes réponses spéciales s'ils observaient des odeurs d'intensité moyenne ou supérieure. Les cinq types d'odeurs testés lors de l'entraînement étaient proposés sur les cartes réponses qui laissaient une place pour la présence éventuelle d'autres odeurs.

Types et intensités d'odeurs observées

En tout, 4 076 cartes réponses régulières ainsi que 61 cartes réponses spéciales ont été collectées. Le taux de participation des riverains, soit le nombre de cartes reçues sur le nombre maximum théorique, a été très élevé, soit 95 %. Plus de 99 % des observations ont été réalisées alors que les riverains se déclaraient non affectés par des maladies susceptibles de diminuer leur acuité olfactive, comme par exemple le rhume ou la grippe.

Tableau 1.

Fréquences des intensités pour toutes les observations, les observations d'odeurs et les observations d'odeurs de compostage.
Intensity frequencies for all observations, odour observations and composting odour observations.

Intensité	Qualité de l'odeur	Fréquence absolue d'observation (%)	Fréquence d'odeur (tout type) (%)	Fréquence d'odeur de compostage (%)
0	Pas d'odeur	75,9	–	–
1	À peine perceptible	12,8	53,1	57,4
2	Faible	7,8	32,4	32,8
3	Moyenne	2,7	11,1	8,5
4	Forte	0,8	3,1	1,1
5	Insoutenable	0,07	0,3	0,2

L'analyse des cartes réponses régulières révèle qu'environ 24 % des observations ont révélé la perception d'une odeur (tableau 1). Puisque les riverains devaient réaliser des observations deux fois par jour, cela signifie qu'en moyenne une odeur, tous types confondus, était perçue tous les deux jours.

Parmi toutes les odeurs identifiées, 46,4 % ont été des odeurs de compostage et 22,3 % de biogaz. Les observations d'odeurs directement attribuables aux activités du CESH représentent donc 68,7 % des observations totales d'odeurs, ce qui est une proportion importante mais attendue étant donné la proximité des observateurs du site. Les proportions d'odeurs de compostage et de biogaz ont été supérieures sur les cartes réponses spéciales avec respectivement 57 % et 26 % des odeurs observées, il est intéressant de mentionner qu'au total plus de 20 % de toutes les observations d'odeurs recensées ne correspondaient pas aux cinq types d'odeurs proposés, ce qui démontre la nature complexe des paysages olfactifs en milieu urbain.

Lors des étapes de sélection des riverains, ces derniers ont notamment été choisis selon leur capacité à discrétiser des niveaux d'intensité d'odeur, et ce à l'aide de solutions de n-butanol de différentes concentrations [3]. Sur une base temporelle, des odeurs qualifiées d'à peine perceptibles et de faible intensité ont été décelées respectivement pendant 12,8 % et 7,8 % de la période de suivi tandis que les odeurs d'intensité moyenne et plus ont été identifiées pendant 3,6 % de la période (tableau 1). Lorsque des odeurs étaient perçues, environ 53 % d'entre elles ont été qualifiées d'à peine perceptibles tandis que les odeurs de faible intensité ont été observées dans plus de 32 % des cas. Des odeurs qualifiées insoutenables n'ont été observées que dans une très faible proportion, soit 0,3 % des cas. Ces résultats indiquent que les riverains ont régulièrement été exposés à des odeurs, mais que ces dernières ont été majoritairement de faible intensité. Si on considère uniquement les odeurs de compostage, plus de 90 % des observations concernaient des odeurs d'intensité faible ou à peine perceptible.

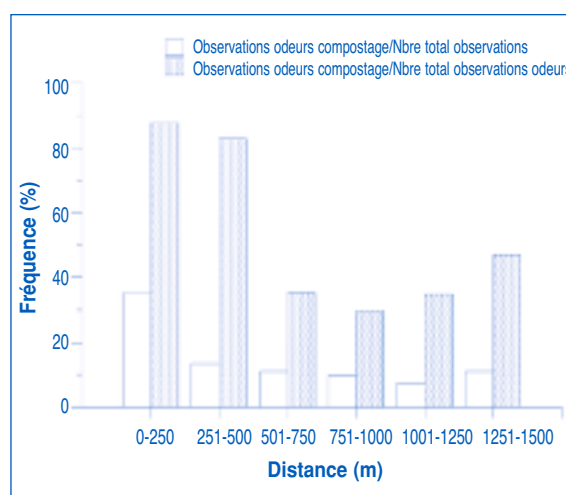


Figure 3.
Fréquences observées des odeurs de compostage selon la distance par rapport au centre de compostage.
Observed frequencies of the composting odours depending on the distance from the composting facility.

Effet de la distance

L'effet de la distance des sources d'émission sur les odeurs de compostage observées a été étudié. L'impact des odeurs de compostage est principalement confiné dans un rayon de 500 m du centre de compostage (figure 3) où en moyenne 85 % des odeurs observées sont des odeurs de compostage. Au-delà de 500 m, cette proportion chute à 37 %.

En considérant la totalité des observations (odeur et absence d'odeur), l'impact maximal est concentré dans un rayon de 250 m autour du site. En effet, à l'intérieur de cette distance, des odeurs de compostage ont été perçues pendant 35 % de la période de suivi, soit l'équivalent en moyenne d'une observation d'odeur de compostage par période de 1,5 jour. Cette proportion chute à 10 % au-delà de 250 m, soit en moyenne une observation d'odeur de compostage par période de cinq jours.

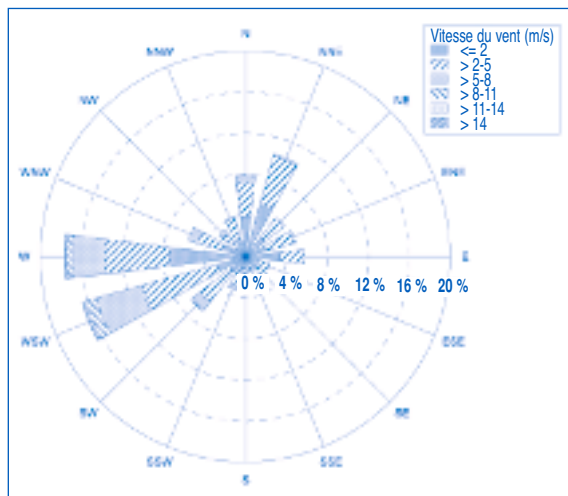


Figure 4.
Wind rose for the studied period.

Météorologie et répartition spatiale des observations d'odeurs

La rose des vents correspondant à la période de suivi (figure 4), obtenue à partir d'une tour météorologique installée au CESH, montre que les vents dominants sont de l'ouest (18 %), de l'ouest-sud-ouest (16 %) et du nord-nord-est (10 %).

La figure 5 présente les répartitions, par secteur géographique relatif au centre de compostage, de toutes les observations réalisées (A), des fréquences d'observation d'odeurs (B) ainsi que les fréquences d'observation d'odeurs de compostage (C) et de biogaz (D).

Étant donné que les vents dominants proviennent en partie du nord-nord-est et que les résidences les plus proches sont situées dans les secteurs au sud du site (figure 1), une forte proportion d'observateurs ont été sélectionnés dans ce secteur (figure 2). Ainsi,

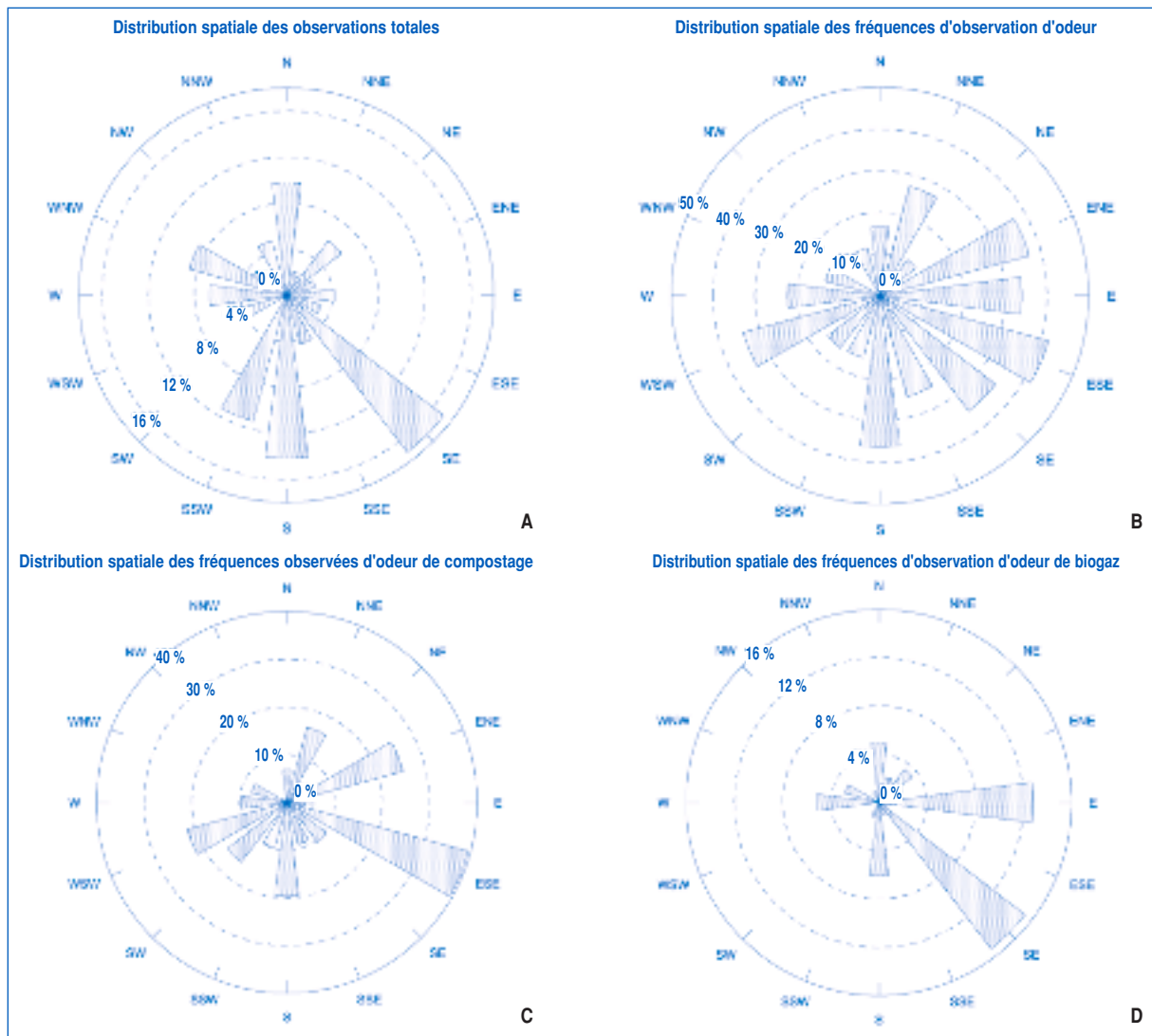


Figure 5.
Distribution géographique des observations des riverains (A). Fréquences d'observation d'odeur (B).
Fréquences d'observation d'odeur de compostage (C) et de biogaz (D).
Geographic distribution of observations from participants (A). Odour observation frequencies (B).
Composting odour observation frequencies (C); and Biogas (D).

les zones regroupant le plus grand nombre d'observations sont situées au sud et sud-sud-ouest (25 % de toutes les observations) ainsi qu'au sud-est (17 %) du site (figure 5A).

Le centre de compostage est situé à plus d'un kilomètre des premiers riverains à l'est du site, soit dans la direction des vents dominants. C'est pour cette raison que, avec peu d'observateurs, ce secteur ne compte que seulement 4 % des observations totales. Plusieurs observateurs ont été sélectionnés sur la couronne nord du site étant donné qu'il s'agit d'une zone résidentielle, bien que non-favorisée par les vents (figure 1). Environ 10 % des observations totales sont ainsi comptabilisées dans ce secteur.

La moyenne des fréquences de détection d'odeur (tous types confondus) par secteur géographique est de 24,1 % (figure 5B). La région allant de l'est-nord-est au sud du site est la plus exposée avec des fréquences d'observation d'odeur allant jusqu'à 41,7 % (secteur est-sud-est) de la durée de l'étude.

Les odeurs de compostage ont été détectées en plus forte proportion à l'est-sud-est (39,4 %) du site (figure 5C). Une combinaison des effets de proximité des riverains par rapport aux sources ainsi que de régime favorable des vents pourrait expliquer ce résultat. La seconde direction la plus affectée par les odeurs de compostage correspond à l'est-nord-est (25,2 %). Dans ce cas-ci, les observateurs étant situés plus loin des activités de compostage (figure 2), ce sont les vents dominants du secteur sud-ouest qui expliqueraient en grande partie les odeurs observées dans ce secteur.

Les autres directions affectées par les odeurs de compostage sont l'ouest-sud-ouest (21,7 %) et le sud

(20 %). Dans ces derniers cas, la proximité des sources expliquerait ces observations étant donné les régimes de vents défavorables.

Il est important de souligner également l'effet des vents calmes, c'est-à-dire avec une vitesse inférieure à 2 m/s. Par exemple, bien que le vent ne souffle pas fréquemment vers le sud (environ 8 % du temps), dans près de la moitié de ces conditions, des vents calmes ont été observés, ce qui défavorise la dispersion des odeurs et engendre ainsi de plus fortes concentrations. De plus, c'est habituellement lors de vents calmes que, pendant la nuit, des conditions atmosphériques stables prédominent. Les concentrations sont donc susceptibles d'être plus élevées, particulièrement aux abords du site.

Les odeurs de biogaz ont quant à elles été principalement perçues au sud-est (15,2 %) et à l'est (12,8 %) du site (figure 5D). La proximité des riverains du site d'enfouissement au secteur sud-est et les vents dominants d'ouest expliqueraient ces résultats.

Impact odeur par modélisation de la dispersion atmosphérique

Quantification des émissions d'odeur

Quatre sources distinctes d'odeur provenant des activités de compostage ont été échantillonnées à partir de mesures sur le terrain : les andains de compostage, les émissions provenant de l'usine de désensachage, ainsi que deux piles extérieures de sacs (vieux et récents). Les mesures des flux d'émission des sources surfaciques, soit les andains et les empilements de sacs, ont été effectuées à l'aide d'une chambre de flux dynamique [4, 5] comme le montre la figure 6A.



Figure 6.

Prélèvement en chambre de flux dynamique sur les andains de compostage (A) et à l'intérieur de l'usine de désensachage à l'aide d'un poumon d'échantillonnage (B).

Sampling in a dynamic flux chamber on composting windrows (A) and inside the debagging plant using a lung sampling device (B).

Tableau 2.
Paramètres des sources d'émission d'odeurs du centre de compostage.
Parameters of the odour emission sources of the composting plant.

Sources d'émission d'odeur	Type de source P : ponctuelle S : surfacique	Émission P : conc. odeur (u.o./m ³) S : flux surfacique (u.o./m ² s)	Débit odeur (u.o./s)	% du débit odeur
Andains de compostage	S	2.2	64 926	63,8 %
Piles de sacs récents	S	18.1	29 832	29,3 %
Piles de vieux sacs	S	5.1	5 458	5,4 %
Cheminée de l'usine de désensachage	P	1 585	1 585	1,6 %
Total			101 801	100 %

L'échantillonnage à l'usine de désensachage a quant à lui été réalisé avec un poumon de prélèvement sous vide relié à une pompe (figure 6B). Les concentrations odeurs des échantillons prélevés ont été quantifiées en laboratoire par la méthode d'olfactométrie à dilution dynamique [2] ; les résultats sont présentés dans le tableau 2.

Plus de 93 % des émissions d'odeurs proviennent des andains de compostage et de l'empilement des sacs récents. Les sacs plus anciens ainsi que la cheminée de l'usine de désensachage ne constituent pas des sources significatives d'odeurs.

Des retournements des andains de compostage ont été effectués à neuf reprises durant la période d'étude (dix semaines). Des mesures en chambre de flux réalisées sur les andains lors d'un événement de retournement ont montré que le taux d'émission augmentait d'un facteur 2,4 une heure après un retournement et retrouvait son état initial (de pré-retournement) huit heures après. Une analyse des cartes-réponses correspondant à ces événements n'a pas permis d'identifier une hausse des observations d'odeurs. Ainsi, les émissions des sources ont été considérées constantes pour la durée de l'étude. Cette hypothèse est simplificatrice sachant qu'il existe des variations opérationnelles quotidiennes qui influent sur les taux d'émission.

Modèle de dispersion atmosphérique des odeurs

Les modèles réglementaires classiques de dispersion atmosphérique des polluants (ex. : ISC [6], AERMOD [7]) fournissent à des récepteurs donnés une estimation des concentrations moyennes horaires des contaminants. Or ces modèles ne peuvent représenter la dynamique de perception des odeurs dans l'atmosphère ; en effet, la fréquence de respiration étant de l'ordre de 3 à 5 secondes, des pointes de concentration de composés odorants au-dessus des seuils de perception pourront être perçues sur de très courtes périodes.

Un modèle d'estimation des fluctuations de concentration a été développé selon l'approche de Gifford [8], utilisant notamment les paramètres de

Fackrell [9], Hay et Pasquill [10] et Högström [11, 12]. Le modèle utilise le principe de serpentelement du panache pour estimer les fluctuations de concentration en fonction des caractéristiques de la source, de la distance et du régime de turbulence atmosphérique. La variance des concentrations au récepteur x, y, z est donnée par Pagé [13] :

$$\overline{c^2}(x, y, z) = \frac{Q^2}{(2\pi U)^2 \sigma_r^2 (\sigma_r^2 + 2\sigma_{me}^2)} \exp\left[-\frac{y^2 + z^2}{\sigma_r^2 + 2\sigma_{me}^2}\right] \quad (1)$$

où Q est le débit odeur (u.o./s), U la vitesse du vent (m/s), σ_r et σ_{me} (m) sont respectivement les coefficients de dispersion interne du panache et de serpentelement [13]. Le modèle de dispersion des odeurs développé a été intégré dans le logiciel TROPOS [14] qui a servi à réaliser les simulations de la dispersion atmosphérique.

Impact simulé des émissions d'odeurs du centre de compostage

Les mesures d'émission des sources d'odeurs ainsi que les données météorologiques locales ont été couplées au modèle de dispersion atmosphérique afin de réaliser des simulations d'impact odeur.

La simulation des fréquences de dépassement du seuil de perception de 1 u.o./m³ pour la période de suivi est présentée à la figure 7. Dans l'ensemble, une exposition minimale de 1 % de la période de suivi est estimée dans un rayon de 1,5 km autour du centre de compostage. La zone d'impact maximal des émissions (fréquence d'exposition de 40 à 60 %) est située à l'intérieur des limites du site. Toutefois, étant donné la proximité des sources d'odeurs des limites du CESM, des fréquences de dépassement de 30 % sont calculées jusqu'à 150 m au sud du centre de compostage. Ces résultats sont cohérents avec les fréquences observées dans les secteurs au sud du site (figure 5C). Les principales zones exposées aux odeurs de compostage correspondent sensiblement aux vents dominants, soit les secteurs à l'est et sud/sud-ouest du site. À l'est, étant donné que les premiers riverains sont situés à plus de 1 000 m du

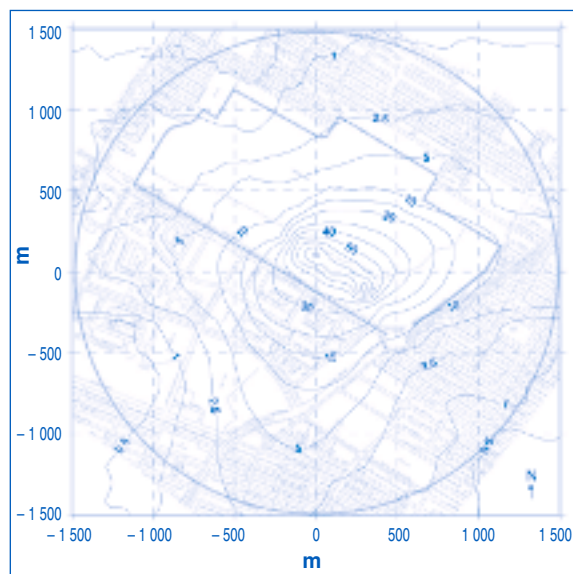


Figure 7.

Isoplèthes simulées des fréquences de dépassement du seuil de perception olfactive des odeurs de compostage (% du temps de la période de suivi).

Isopleths of modelled frequencies exceeding the odour threshold of composting odours (% of the time of the study period).

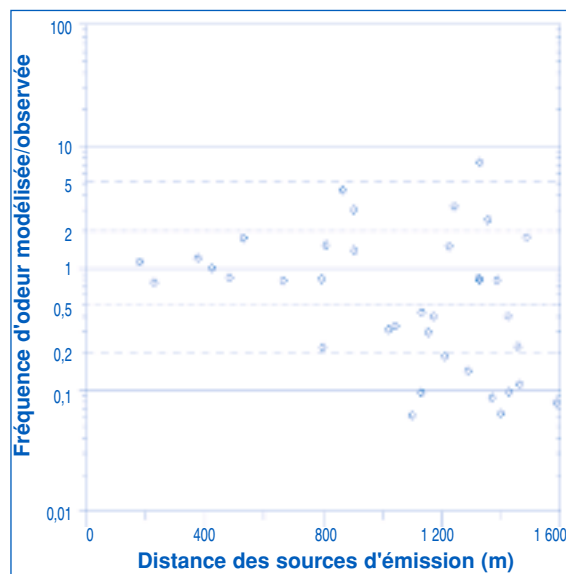


Figure 8.

Fréquences modélisées par rapport à celles observées des odeurs de compostage selon la distance des sources d'émission.

Frequencies modelled versus observed composting odours according to the distance of emission sources.

site, la dilution des odeurs est significative, ce qui atténue l'impact odeur chez les riverains avec des fréquences calculées de dépassement inférieures à 10 % du temps. Au sud-ouest, des fréquences d'exposition de 10 % de la période de suivi sont estimées jusqu'à 600 m du site.

Comparaison des fréquences observées et simulées d'exposition aux odeurs de compostage

Une analyse des fréquences observées d'odeurs de compostage a été effectuée afin de vérifier la validité des données. Les observations ont été regroupées par secteurs géographiques autour du site afin d'étudier la cohérence spatiale des observations. Puisque les observations ont été collectées durant des plages horaires spécifiques, la corrélation temporelle est considérée implicite. L'emploi du critère de Chauvenet [15] a par la suite été appliqué sur ces regroupements géographiques d'observations.

Le critère de Chauvenet est une approche statistique permettant d'identifier une donnée suspecte à l'intérieur d'un ensemble n de données. Dans cette approche, toutes les observations comprises à l'intérieur d'un écart type maximal τ_{\max} de la moyenne sont présumées probables. Le paramètre τ_{\max} est défini selon :

$$\tau_{\max} = \frac{d_{\max}}{\sigma_x} \quad (2)$$

où σ_x est l'écart type de l'échantillon et d_{\max}/σ_x est le rapport de l'écart type maximal acceptable sur l'écart type de l'échantillon qui est calculé selon une

probabilité gaussienne et dépend de la taille de l'échantillon. Les données qui dépassent τ_{\max} peuvent être rejetées. Sur les 43 séries d'observations des fréquences d'exposition aux odeurs de compostage, 6 ont été déterminées statistiquement incohérentes selon le critère de Chauvenet et n'ont pas été retenues.

Afin de comparer les observations et les résultats simulés de fréquence d'exposition, des récepteurs simulés ont été définis aux points d'observations. La figure 8 présente les rapports des fréquences simulées par rapport à celles observées en fonction de la distance du centre de compostage. L'échelle logarithmique utilisée permet de définir l'ordre de grandeur de la différence (facteur 2, 5, 10 et 100) entre les prévisions par modélisation et les observations.

L'éloignement des sources d'émission a un effet significatif sur la qualité de l'accord entre les valeurs observées et modélisées. En effet, dans un rayon de 800 m autour du centre de compostage, les fréquences modélisées sont inférieures à un facteur 2 par rapport aux observations. Au-delà de cette distance, l'écart augmente entre les fréquences observées et simulées. En effet, entre 800 et 1 000 m, la majorité des fréquences modélisées est comprise entre un facteur 5 des observations et un facteur 10 au-delà de 1 000 m.

Il convient à ce stade d'introduire la notion d'incertitude. La comparaison des fréquences d'exposition prévues et observées sur la figure 8 implique des incertitudes de deux natures : incertitude sur le pronostic odeur et incertitude sur les observations réalisées en air ambiant.

Le pronostic de l'impact odeur, rappelons-le, est l'aboutissement d'une suite de processus appliqués et de données utilisées : l'identification des sources d'émission, l'échantillonnage des sources ainsi que les analyses olfactométriques permettant de déterminer leur taux d'émission, les données météorologiques, la caractérisation du milieu récepteur ainsi que l'application d'un modèle de dispersion atmosphérique. L'incertitude sur le résultat final (l'impact odeur modélisé) cumule donc les incertitudes des différents processus et données employées afin de réaliser le pronostic odeur.

Il est important de souligner que lors du déroulement de l'étude, des feuilles étaient présentes sur le sol dans la région où les observations ont été réalisées. En effet, chaque automne, la décomposition naturelle des feuilles mortes susceptibles de s'accumuler dans les jardins et les rues génère des odeurs. Ce bruit de fond olfactif représente une source d'erreur à deux niveaux : 1) les odeurs générées ont pu interférer avec les observations des riverains, en particulier dans le cas de la perception des odeurs de compostage [3] et 2) ces sources n'ont pas été considérées dans les modélisations de l'impact odeur. Ainsi, si l'on suppose ces odeurs uniformes sur la région, cela pourrait expliquer en partie l'augmentation de l'écart entre les fréquences modélisées et observées des odeurs de compostage en fonction de la distance.

D'autre part, le modèle de dispersion atmosphérique pourrait également expliquer l'accroissement de l'erreur en fonction de la distance. En effet, le modèle simule de manière simplifiée les processus physiques de l'atmosphère et les milieux récepteurs. Or, particulièrement en milieu urbain, la simplification des paramètres de surface (rugosité) et les effets locaux non considérés (présence des bâtiments, végétation, effets canyons, trafic routier, etc.) entraînent une diminution de ses performances avec la distance.

Concernant l'incertitude sur les observations des riverains réalisées en air ambiant, il est important de souligner que pour un humain, l'intensité perçue d'une odeur n'est pas proportionnelle à la concentration chimique du composé car un effet de saturation est observé pour les hautes valeurs de concentration. L'intensité est en effet liée à la concentration selon la loi de puissance de Stevens [16-18] :

$$I = m (c - c_0)^n \quad (3)$$

où I est l'intensité de l'odeur, m est une constante relative aux unités employées, c est la concentration chimique du composé odorant, c_0 est le seuil de perception olfactive du composé et n un exposant variant entre 0,07 et 0,7. Cette relation est représentée schématiquement à la figure 9.

On peut constater que pour un même incrément de concentration ΔC , la variation correspondante de l'intensité perçue (ΔI) est significative pour les faibles concentrations et très faible ou imperceptible à des concentrations élevées. Plus les observateurs sont éloignés des sources d'émission, plus les concentra-

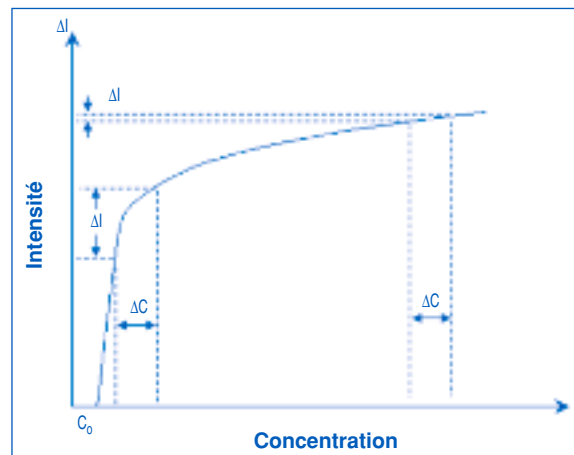


Figure 9.

Relation intensité-concentration pour un composé odorant.
Intensity-concentration relationship for an odorous compound.

tions des composés odorants sont faibles donc logiquement l'incertitude associée à l'intensité perçue (ainsi qu'au processus de perception d'odeur) est plus élevée. De plus, si les concentrations des odeurs de compostage sont faibles, une exposition simultanée à des odeurs d'origines différentes augmente le risque de confusion de perception ou de reconnaissance pour les observateurs.

En résumé, puisque les incertitudes sur les mesures en air ambiant et sur les résultats de modélisation augmentent en fonction de la distance, cela expliquerait l'accroissement de la divergence entre les fréquences observées et prévues selon l'éloignement du site.

La figure 10 présente les mêmes rapports que la figure 8 mais ordonnés selon les fréquences observées. Trois groupes de résultats ont été identifiés sur le graphique. Pour les faibles fréquences observées, soit inférieures à 5 % (groupe A), les résultats sont inférieurs à un facteur 10 avec une grande variabilité sans qu'il n'y ait une tendance apparente à une surestimation ou sous-estimation systématique des fréquences simulées. Parmi ces résultats, huit observations concernaient une fréquence de 1 % d'exposition aux odeurs. Or l'incertitude sur ces observations peut être considérée comme élevée car, étant donné que chaque observateur effectuait en moyenne une centaine de mesures durant l'étude, une observation d'odeur se traduit par une fréquence d'exposition de + 1 %. Si l'on suppose en moyenne une mesure erronée par observateur (perception ou reconnaissance erronées), l'incertitude sur ces huit observations est donc de 100 %. De plus, plusieurs des lieux d'observation du groupe A étaient éloignés du centre de compostage, augmentant ainsi l'incertitude sur les observations et la qualité des résultats simulés.

Les fréquences modélisées les plus sous-estimées (groupe B) sont associées aux lieux d'observation parmi les plus éloignés du centre de compostage. Comme pour de faibles concentrations d'odeurs de

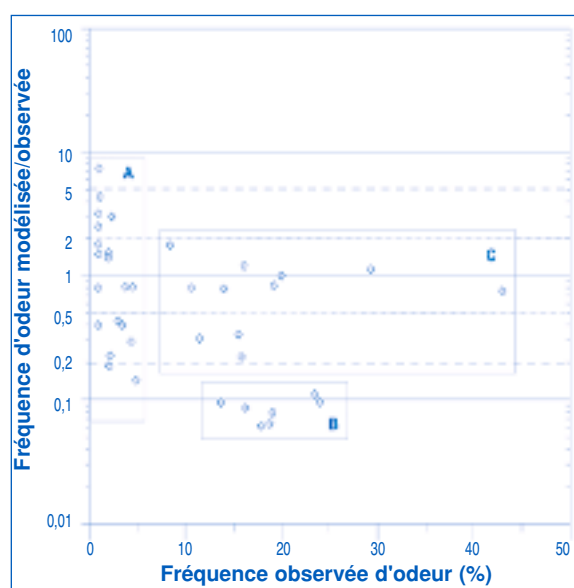


Figure 10.

Rapport des fréquences modélisées par rapport à celles observées des odeurs de compostage en fonction des fréquences observées.

Une répartition des données a été faite selon trois groupes : les faibles fréquences observées (A), les fréquences modélisées les plus sous-estimées (B) et le reste (C).

Modelled frequencies versus observed composting odours as a function of the observed frequencies.

Breakdown of data using three groups: the low frequencies observed (A), the underestimated modelled frequencies (B) and the rest (C).

compostage, le risque de confusion avec d'autres types d'odeurs est accru, notamment avec les odeurs de biogaz provenant du site d'enfouissement.

Concernant le dernier groupe (C), il y a généralement un bon accord entre les valeurs modélisées et observées, la majorité des fréquences modélisées étant inférieures à un facteur 2 par rapport aux observations. Pour les fréquences observées les plus

élevées du groupe C (20 % et plus), le rapport des fréquences modélisées aux fréquences observées est proche de l'unité.

Des indicateurs ou outils de performance statistique ont été définis selon Chang et Hanna [19] afin d'évaluer quantitativement la qualité d'un modèle de dispersion atmosphérique (tableau 3).

C_p représente les valeurs prévues par modélisation, C_o les valeurs observées, \bar{C} est la moyenne et F_D est le facteur de dispersion (*scatter*). Les indicateurs FB et MG sont des mesures du biais systématique d'un modèle selon respectivement la différence absolue et le rapport des moyennes géométriques. L'indicateur VG quant à lui mesure la dispersion des données d'une distribution log-normale. Finalement, FAC2 indique la proportion des données prévues qui sont à l'intérieur d'un facteur 2 des données observées. Les valeurs des indicateurs correspondant à des corrélations parfaites (*i.e.* prévisions = observations) sont respectivement de 0, 1, 1, 1 pour les indicateurs FB, MG, VG et FAC2.

Afin d'évaluer l'apport d'un modèle de dispersion atmosphérique conçu spécifiquement pour les odeurs, les fréquences d'exposition aux odeurs de compostage ont également été simulées avec le modèle gaussien classique ISCST3 [6]. Le tableau 4 présente les performances statistiques selon les indicateurs du tableau 3 pour un modèle gaussien ainsi que pour le modèle de Gifford [13] pour toutes les observations, celles qui sont statistiquement cohérentes (critère de Chauvenet) ainsi que celles réalisées aux abords du site, soit à l'intérieur d'un rayon de 750 m.

Dans le but de fournir des balises dans l'interprétation des résultats d'évaluation des performances d'un modèle de dispersion atmosphérique, Chang et Hanna [19] suggèrent que, basés sur l'expérience de comparaison de plusieurs modèles et d'exercices de validation, des « bons » modèles de dispersion possèdent les caractéristiques suivantes :

Tableau 3.
Indicateurs de performances de modèles de dispersion atmosphérique (Chang et Hanna, [19]).
Performance indicators for atmospheric dispersion models (Chang et Hanna, [19])

Indicateur de performance	Abréviation	Définition	Interprétation
Biais fractionnel	FB	$\frac{(\bar{C}_o - \bar{C}_p)}{0,5 (\bar{C}_o + \bar{C}_p)}$	$\frac{\bar{C}_p}{\bar{C}_o} = \frac{1 - 1/2FB}{1 + 1/2FB}$
Biais de moyenne géométrique	MG	$\exp \left[\ln \left(\frac{C_o}{C_p} \right) \right]$	$\frac{\langle C_p \rangle}{\langle C_o \rangle} = \frac{1}{MG}$
Variance géométrique	VG	$\exp \left\{ \left[\ln \left(\frac{C_o}{C_p} \right) \right]^2 \right\}$	$F_D = \exp \left(\sqrt{\ln(VG)} \right)$
Facteur 2	FAC2	$0,5 \leq \frac{C_p}{C_o} \leq 2,0$	

- 1) le biais moyen est à ± 30 % de la moyenne, *i.e.* $-0,3 < FB < 0,3$ et $0,7 < MG < 1,3$;
- 2) le facteur de dispersion des données est de 2 ou 3 de la moyenne, *i.e.* $VG < 3,4$;
- 3) la fraction des prévisions à l'intérieur d'un facteur deux des observations est au moins de 50 %, *i.e.* $FAC2 \geq 0,50$.

Il est important de mentionner que ces valeurs ne sont pas des contraintes réglementaires d'acceptabilité de modèles, les indicateurs servant uniquement d'outils dans l'évaluation et la comparaison quantitative de modèles. De plus, les suggestions de Chang et Hanna [19] sont destinées pour des comparaisons entre des prévisions et des observations non-pairées ou non-appariées dans l'espace, c'est-à-dire que la localisation des récepteurs n'est pas prise en compte. Par exemple, pour des concentrations maximales prévues et observées identiques, mais déterminées à des endroits différents, les indicateurs montreront une correspondance parfaite. Dans la présente étude, les fréquences pairées des expositions prévues et observées d'odeurs aux mêmes points récepteurs et pour la durée de l'étude sont jugées plus pertinentes comme base de comparaison. D'autre part, les études d'évaluation des performances des modèles impliquent des comparaisons entre des résultats de modélisation et des mesures précises de concentration réalisées à l'aide d'instruments dont l'incertitude est connue. Dans le présent cas, les mesures d'odeurs sont réalisées par des humains et leur incertitude n'est pas connue de manière quantitative. Les indicateurs statistiques doivent donc être interprétés avec davantage de flexibilité.

Si l'on tient compte de toutes les observations, les indicateurs montrent une meilleure performance du modèle de Gifford par rapport à l'approche gaussienne. Par exemple, l'indicateur FB montre pour le modèle de Gifford une sous-estimation moyenne de 46 % des fréquences observées d'exposition aux odeurs de compostage alors qu'elle est de 64 % pour le modèle gaussien. La variance géométrique, qui est très

élevée pour les deux modèles, diminue de moitié lorsque sont considérées les observations statistiquement cohérentes. La diminution du facteur de dispersion révèle que ces dernières données représentent un échantillon de meilleure qualité pour effectuer des tests statistiques.

En considérant les observations statistiquement cohérentes, le biais moyen pour le modèle de Gifford est une sous-estimation de 43 % ($FB = 0,55$) à 51 % ($MG = 2,05$) des fréquences d'exposition aux odeurs de compostage. Le modèle gaussien quant à lui révèle une sous-estimation moyenne de 62 % ($FB = 0,89$) à 69 % ($MG = 3,18$) des fréquences. Le facteur de dispersion est plus important dans le cas du modèle gaussien avec $FD = 5,8$ ($VG = 21,9$) qu'avec le modèle de Gifford ($FD = 4,4$ pour $VG = 9,15$). Environ 38 % des fréquences modélisées par le modèle gaussien sont à l'intérieur d'un facteur 2 des fréquences observées. Cette proportion est légèrement supérieure dans le cas du modèle de Gifford avec 41 %. En résumé, le modèle de Gifford présente de meilleures performances que le modèle gaussien.

À proximité du site, une meilleure fiabilité des observations est présumée car les concentrations d'odeurs sont plus élevées et l'incertitude sur la perception et la distinction des odeurs est ainsi théoriquement plus faible. Or c'est là où la corrélation entre les observations et les prévisions est très bonne, en particulier pour le modèle de Gifford. En effet, le biais du modèle de Gifford n'est que de 6 % (28 % pour le modèle gaussien) selon FB et 10 % (30 % pour le modèle gaussien) en se basant sur les moyennes géométriques. Le facteur de dispersion est de 1,4 par rapport à la moyenne (1,7 pour gaussien) soit en deçà du facteur 3 suggéré par Chang et Hanna [19]. Finalement, 86 % des fréquences modélisées d'exposition aux odeurs (71 % pour le gaussien) sont à l'intérieur d'un facteur 2 des fréquences observées. En résumé, aux abords du site, les deux modèles testés satisfont aux caractéristiques de « bons » modèles de Chang et Hanna [19], le modèle de Gifford présentant de meilleures performances.

Tableau 4.
Performances statistiques des deux modèles de dispersion testés (modèle de Gifford et gaussien ISCST3) relativement aux fréquences d'exposition modélisées et observées des odeurs de compostage.
Statistical performance of the two dispersion models tested (Gifford and Gaussian model ISCST3) with respect to exposition frequencies modelled and observed for the composting odours.

Indicateur	Toutes les observations (n = 4 076 obs. ; 43 riverains)		Observations statistiquement cohérentes (n = 3 509 obs. ; 37 riverains)		Proximité du site (< 750 m) (n = 661 obs. ; 7 riverains)		Caractéristiques de bons modèles [19]
	Gifford	Gaussien	Gifford	Gaussien	Gifford	Gaussien	
FB	0,60	0,95	0,55	0,89	- 0,06	0,33	[- 0,3 ; 0,3]
MG	2,04	3,17	2,05	3,18	0,91	1,42	[0,7 ; 1,3]
VG	18,5	40,7	9,15	21,9	1,14	1,30	< 3,4
FAC2	0,35	0,33	0,41	0,38	0,86	0,71	> 0,5

Conclusions et recommandations

L'étude comportait deux volets : dans un premier temps, une analyse et une compilation statistique des observations ont été effectuées. Les odeurs de compostage, bien que dominantes (46 % des observations), étaient généralement de faible intensité (90 % des cas). Le secteur situé à l'est-sud-est du site a été le plus exposé avec une fréquence d'exposition aux odeurs de compostage de 40 % de la période de suivi. Un régime favorable de vents ainsi que la proximité des riverains par rapport aux sources d'émission expliqueraient ce résultat. Pour une étude de ce type impliquant des riverains, il est important d'obtenir la meilleure distribution géographique des observations. Cela se fait en considérant la météorologie locale ainsi qu'en définissant le territoire sensible (ex. : zones résidentielles). Si des données manquent dans certaines zones, le processus de sélection pourrait être relancé ou la mobilité des observateurs pourrait être envisagée.

Dans le second volet de l'étude, l'impact odeur a été déterminé par modélisation de la dispersion atmosphérique. Une caractérisation des sources a permis d'identifier les andains de compostage comme la principale source d'odeurs de compostage. Le modèle de Gifford, spécialement développé pour représenter les fluctuations de concentrations des odeurs en air ambiant, a été utilisé pour simuler l'impact odeur. Les simulations montrent que des fréquences maximales d'exposition aux odeurs de compostage de 30 % de la période de suivi sont estimées au sud du site, ce qui est cohérent avec les fréquences observées dans cette zone.

Une analyse comparative des fréquences observées et simulées des odeurs de compostage a été effectuée. Les fréquences observées les plus élevées (20 % et plus) sont bien simulées par le modèle. La distance des sources d'émission influence de manière significative la qualité de l'accord entre les valeurs observées et modélisées. Cela pourrait être expliqué notamment par la présence d'un bruit de fond olfactif généré par la décomposition naturelle des feuilles au sol à l'automne, l'augmentation de l'erreur en fonction de la distance du modèle de dispersion atmosphérique appliqué en milieu urbain, ainsi que par l'incertitude sur les mesures d'odeurs des riverains.

Les performances du modèle de Gifford ont été comparées à celles d'un modèle gaussien classique à l'aide d'indicateurs statistiques. Sur l'ensemble des observations, le modèle de Gifford sous-estime en moyenne de 43 % (FB) à 51 % (MG) les fréquences d'exposition, alors que le modèle gaussien montre une sous-estimation moyenne de 62 % (FB) à 69 % (MG) des fréquences. Aux abords du site, le modèle de Gifford présente de bonnes performances avec un biais moyen variant entre 6 % (FB) et -10 % (MG), comparativement à 28 % (FB) et 30 % (MG) pour le modèle gaussien.

Suite à la réalisation de cette étude, la complémentarité des méthodes de caractérisation d'impact odeur a été mise en évidence. En effet, dans le cas de la méthode de l'impact odeur mesuré par des riverains formés à la perception et reconnaissance des odeurs, les observations effectuées sont de qualité et précieuses car il s'agit de données représentant la réalité de terrain. Elles permettent, entre autres, de cibler concrètement les zones affectées par des odeurs et de renseigner sur le degré réel d'inconfort olfactif. L'implication de riverains dans le processus d'évaluation de l'impact odeur permet également d'améliorer le dialogue avec les industries ou activités génératrices d'odeurs, ce qui peut faciliter l'adoption et la validation de solutions correctrices. Cependant, ces types d'études sont complexes à mettre en œuvre et nécessitent d'être réalisées sur de relativement longues périodes.

L'emploi d'un modèle de dispersion atmosphérique utilisant des mesures des émissions des sources ainsi que des données météorologiques locales peut s'avérer un puissant et robuste outil. La facilité de mise en œuvre, la rapidité d'exécution et la flexibilité de générer des scénarios sur différentes échelles spatiales et temporelles sont quelques-uns des avantages de cette méthode. Les résultats obtenus demeurent cependant théoriques. Toutefois, à l'aide de comparaisons avec des observations, cette étude a démontré que la démarche employée pour réaliser le pronostic d'impact odeur a été particulièrement efficace pour représenter l'impact à proximité des sources d'émission. Il a en outre été établi que dans le cas d'une problématique d'odeurs, l'utilisation d'un modèle de dispersion considérant les fluctuations de concentrations, tel celui de Gifford, représentait un avantage face aux approches classiques de modélisation. Il est important de rappeler que les émissions des sources ont été considérées constantes dans les simulations et que la connaissance des émissions d'odeurs en continu aurait probablement permis de mieux représenter la situation réelle.

La notion d'incertitude sur les mesures des observateurs a sommairement été abordée dans l'étude. Pour la suite du projet, il serait intéressant de développer une méthode de quantification de l'incertitude totale des mesures d'odeurs réalisées en air ambiant. Cette dernière pourrait être constituée de deux composantes : 1) l'incertitude individuelle, qui définit la résultante des incertitudes si l'on considère l'observation d'odeur provenant d'un seul individu et 2) l'incertitude interactionnelle qui intègre différents éléments extérieurs.

L'incertitude individuelle pourrait elle-même être constituée de deux éléments : l'incertitude sur l'entraînement des observateurs (regroupant l'incertitude relative à l'olfactométrie ainsi qu'aux différents tests de sélection) et l'incertitude sur la mesure de l'intensité (selon la relation de Stevens liant intensité et concentration).

Quant à l'incertitude interactionnelle, elle serait constituée de processus itératifs de comparaison-

validation des mesures en considérant notamment le nombre d'observateurs situés à proximité ainsi que leurs observations simultanées d'odeurs (types et intensités), les conditions météorologiques et les sources d'odeurs connues à proximité qui pourraient entraîner un biais sur la mesure. Relativement à ce

dernier point, cette étude a permis de constater que plus de 20 % des observations d'odeurs ne correspondaient pas aux odeurs proposées sur les cartes réponses, ce qui est un indicateur de la complexité des paysages olfactifs en milieu urbain.

Remerciements

Les auteurs remercient tous les riverains ayant participé à l'étude pour leur temps, intérêt, rigueur et motivation tout au long de la réalisation de l'étude. Nos remerciements particuliers s'adressent également au personnel de la Ville de Montréal qui a pu mettre en place une logistique de réalisation efficace de mise en route du projet, de collecte et de gestion des données.

Références

- [1] ASTM. Standard E544: Standard practices for referencing suprathreshold odor intensity. *ASTM International* 1975 (2010), Philadelphia, PA, vol. 15.08.
- [2] European Committee for Standardization. EN 13725: Air Quality – Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry, Technical Committee CEN/TC 264, 2003.
- [3] Héroux M., Pagé T., Gélinas C., Guy C. Evaluating Odour Impacts from a Landfilling and Composting Site: Involving Citizens in the Monitoring. *Water Science and Technology* 2004 ; 50 (4) : 131-7.
- [4] Klenbusch M.-R. Measurement of Gaseous Emission Rates from Land Surfaces Using an Emission Isolation Flux Chamber, USEPA 1986, EPA/600/8-86/008.
- [5] Eklund B. Practical Guidance for Flux Chamber Measurements of Fugitive Volatile Organic Emission Rates. *Journal of the Air and Waste Management Association* 1992 ; 42 : 1583-91.
- [6] USEPA. User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models. Vol. II – Description of Model Algorithms, 1995, EPA-454/B-95-003b ; 128 p.
- [7] USEPA. AERMOD: Description of model formulation, 2004, EPA-454/R-03-004 ; 91 p.
- [8] Gifford F.-A. Statistical properties of a fluctuating plume dispersion model. *Advances in Geophysics* 1959 ; 6 : 117-38.
- [9] Fackrell J., Robins A. The Effect of Source Size on Concentration Fluctuations in Plumes. *Boundary Layer Meteorology* 1982 ; 22 : 335-50.
- [10] Hay J., Pasquill F. Diffusion from a continuous source in relation to spectrum and scale of turbulence. *Advances in Geophysics* 1959 ; 6 : 345-65.
- [11] Högström U. A method for predicting odour frequencies from a point source. *Atmospheric Environment* 1972 ; 6: 103-21.
- [12] Högström U. Transport and dispersal of odors. Dans : *Human responses to environmental odors*. Turk A., Jonhston J.-W., Moulton D. New York, NY, Academic Press ; 1974 : 164-98.
- [13] Pagé T. Caractérisation et modélisation de la dispersion atmosphérique des odeurs. Mémoire de maîtrise, université catholique de Louvain, Belgique, 1995.
- [14] Pagé T., Genest D., Giasson F., Guy C., Leblanc B. Tropos. Logiciel de modélisation de dispersion atmosphérique des contaminants légers et des odeurs. Odotech Inc, 1996-2006.
- [15] Ostle B., Turner K., Hicks C., McElrath G. Engineering Statistics: The Industrial Experience, Duxbury Press, 1996 ; 588 p.
- [16] Stevens, S. The Psychophysics of Sensory Function, *American Scientist* 1960 ; 48 : 226-53.
- [17] Stevens, S. The Surprising Simplicity of Sensory Metrics, *American Psychologist* 1962 ; 17 : 29-39.
- [18] Gingras B., Guy C., Pagé T. Odeurs. Dans : *Environnement et santé publique – Fondements et pratiques*. Gérin M., Gosselin P., Cordier S. *et al.* (dir.), Edisem/Tec. & Doc., Acton Vale/Paris, 2003 : 499-515.
- [19] Chang J., Hanna S. Air Quality Model Performance Evaluation, *Meteorology and Atmospheric Physics* 2004 ; 87 : 167-96.

A paraître dans la revue *Pollution Atmosphérique*

- ✓ Septembre 2012 : n° 215 : « **Pollutions et proximité** ».
- ✓ Octobre 2012 : *numéro spécial* **dédié à Jean-Marie Rambaud**.
- ✓ Novembre 2012 : *numéro spécial* sur **les particules**.
- ✓ Décembre 2012 : n° 216 : « **Pollutions et aménagement** ».
- ✓ Janvier 2013 : *numéro spécial*
« **Le changement climatique : comment et pourquoi s'adapter ?** ».

