

Campagne de mesure des odeurs sur le CET "Champ des 7 ânes" à Froidchapelle

**Estimation des nuisances olfactives et
évaluation des erreurs de la méthode**



***Jacques NICOLAS – Flavien CRAFFE
F.U.L.
Arlon
10 Juin 2003***

Objectifs de l'étude

Dans le cadre de la mission "Réseau de contrôle des C.E.T. en région wallonne" confiée à l'ISSeP par la DGRNE, l'unité "Surveillance de l'Environnement" de la F.U.L. a été chargée d'une étude visant à l'évaluation qualitative et quantitative des nuisances olfactives aux alentours du site du C.E.T. "Champ des Sept Anes" à Erpion, dans la commune de Froidchapelle.

L'originalité de la méthode appliquée par la FUL est qu'elle est surtout orientée vers l'évaluation des "nuisances". Les mesures ont été effectuées exclusivement à l'immission, par des nez humains et par des entretiens avec des riverains et les gestionnaires du CET.

Cette étude sur le site du CET "Champ des 7 ânes" applique une méthodologie spécifiquement adaptée aux centres d'enfouissement technique et développée, puis améliorée dans le cadre de l'étude des CET de Mont-Saint-Guibert, Hallembaye, Monceau-sur-Sambre et Braine-le-Château. Les détails de la méthode sont fournis dans les rapports de ces études ^[1, 2, 3, 4], nous nous contenterons ici d'en rappeler les principes essentiels.

Bref rappel de la méthodologie

Généralités

La méthode se base sur quelques traçages sur le terrain de "courbes limites de perception olfactive".

Un panel d'observateurs est chargé de parcourir à différentes périodes la région affectée par la pollution olfactive. Chaque personne parcourt les environs du site d'émission dans différentes directions (figure 1). Elle note l'endroit exact où elle ne perçoit plus l'odeur de la source. Cet endroit est repéré sur une carte et les distances sont moyennées entre les différentes personnes du panel. Les points obtenus sur différents parcours sont ensuite rejoints et la courbe résultante définit la zone limite de perception de l'odeur pour la période de mesure.

Celle-ci dépend des caractéristiques de l'émission, de la hauteur de la source, de la topographie et des conditions météorologiques (vitesse et direction du vent, classes de stabilité de l'air -dépendant notamment de la radiation solaire- et éventuellement température et hauteur de la couche d'inversion thermique). Les paramètres atmosphériques doivent donc être enregistrés en continu au moment de la mesure. Seules seront retenues les mesures effectuées pendant une période où les conditions météorologiques et les caractéristiques de l'émission (température, débit, qualité) ont peu varié.

En pratique, la détermination d'une zone d'odeur prend de 30 minutes à 1 heure. Comme la topographie locale est une constante et si l'émission elle-même peut être considérée comme constante, la dispersion du panache odorant durant cette période est principalement déterminée par les paramètres météorologiques.

La mesure doit donc être répétée plusieurs fois sous des conditions météorologiques différentes d'une fois à l'autre.

Ces conditions sont alors introduites dans un modèle de dispersion atmosphérique qui calculera le débit d'émission d'odeur qui engendre la courbe limite de perception mesurée sur le site. Le modèle de dispersion est donc utilisé en "marche arrière", comme outil de traitement des données. Le seul but à ce niveau est de déduire le débit d'émission pour chaque période de mesure. En pratique, ce débit s'exprime en unités-odeur par unité de temps (uo/s ou uo/h) et la concentration d'odeur à l'immission correspondant à la limite de perception olfactive vaut, par définition, 1 unité d'odeur par mètre cube (1 uo/m^3).

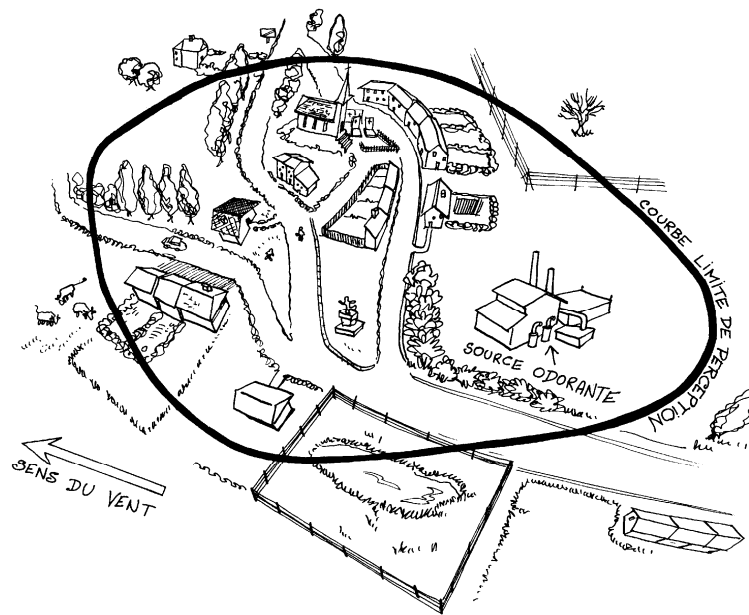


Figure 1 : Exemple de courbe limite de perception olfactive déterminée sur le terrain.

Cette démarche est menée pour chacune des zones limites établies pour les différentes conditions météorologiques, puis le débit moyen d'émission est alors déterminé pour l'ensemble des mesures. Le modèle de dispersion, considérant alors ce taux moyen d'émission comme le débit "typique" de la source, peut alors être utilisé en "marche avant", pour extrapoler les conditions spécifiques des mesures aux conditions climatiques moyennes du site considéré. Le modèle est ainsi capable d'établir des courbes iso-odeurs à différents percentiles de temps de perception, qui peuvent alors servir de références.

Les paramètres à introduire dans le modèle de dispersion des odeurs sont

- le débit d'émission,
- les paramètres de transport du panache odorant, dépendant de la vitesse et de la direction du vent,
- et les conditions de stabilité de l'atmosphère, résumées par la classe de stabilité de Pasquill, dépendant elle-même de la vitesse du vent et de la radiation solaire. Six classes sont ainsi définies, de A ("extrêmement instable") à F ("extrêmement stable").

Le modèle employé ici est très simple, il s'agit d'un modèle bi-gaussien standard, avec un module adapté à la dispersion des odeurs.

L'hypothèse de base de ce modèle est que la concentration des polluants dans le panache émis par la source est plus élevée le long de la ligne qui constitue le parcours du centre de gravité du nuage de polluant dans le sens du vent et qu'elle diminue plus on s'éloigne de cette ligne.

Par rapport au centre de gravité, qui se déplace à la vitesse moyenne du vent dans la direction x, le modèle suppose simplement que les "particules" du panache se dispersent selon une loi de Gauss (loi normale) dans les deux autres directions. Le modèle ne tient pas compte de la topographie.

Dans notre cas, nous avons utilisé le logiciel canadien Tropos, vendu par la firme Odotech (Montréal). Il dispose d'un module spécifiquement adapté aux odeurs.

Il nécessite, comme données d'entrée,

- les paramètres météorologiques : vitesse, direction du vent, stabilité, température et éventuellement hauteur de la couche d'inversion (non considérée ici);
- la définition de la zone d'émission : dans notre cas, une zone diffuse, représentée par une surface trapézoïdale de 56 m de hauteur et de respectivement 110 m et 66 m de grande et petite bases pour simuler, de manière la plus précise possible, la zone de déversement des déchets;
- un débit d'émission, ici en uo/s;

- une zone de récepteurs : dans notre cas, un réseau de mailles d'environ 20 m de côtés, s'étendant sur plusieurs centaines de mètres dans les directions NS et EO;
- la définition du modèle : ici un modèle Gaussien couplé au modèle de Gifford, spécifique aux odeurs, et un mélange gazeux traité comme une odeur (donc, les unités utilisées sont des uo, des uo/s et des uo/m³);
- la définition du type de variables qui seront fournies par le modèle en sortie : concentration moyenne, percentiles 95, 98, 99.5, pourcentage de dépassement de seuils prescrits, ...

Rappelons par exemple que le percentile 98 correspondant à 1 uo/m³ définit la zone à l'extérieur de laquelle la concentration donnée (ici 1 uo/m³) n'est pas dépassée pendant 98 % du temps. Comme, par définition, 1 uo/m³ correspond au seuil de perception du nez humain, cela signifie qu'à l'extérieur de cette zone, l'odeur n'est perçue que pendant moins de 2 % du temps. Ce percentile correspond, dans la réglementation hollandaise, à une norme applicable aux installations existantes et permettant de définir le périmètre d'urbanisation autour des sites odorants.

Utilisation spécifique de la méthode pour les CET

Dans le cas des CET, l'odeur est loin d'être continue et constante : elle survient par bouffées et ne permet pas de définir rigoureusement une zone de perception.

Nous avons donc identifié un certain nombre de "points odeur" et de "points non-odeur". Les "points odeur" sont ceux où une odeur de déchet est perçue au moment du passage de l'opérateur, parfois furtivement, mais confirmée ensuite par un second, voire un troisième passage. De même, plusieurs passages durant la période de mesure permettent de confirmer l'absence d'odeurs aux "points non-odeur".

Le modèle a ensuite été utilisé par "tâtonnements" et essais successifs, en testant plusieurs débits d'émission jusqu'à obtenir à l'immission une courbe de concentration moyenne 1 uo/m³ qui enveloppe la plupart des points-odeur. En outre, nous introduisons dans le modèle toutes les conditions météo, enregistrées toutes les 30 secondes (et pas uniquement une seule condition moyenne), de manière à ce que l'isoplethe à l'immission corresponde le plus possible à la situation réelle de dispersion durant toute la période de mesure.

Cette procédure a été appliquée pour chaque période de mesure et les débits d'émission ainsi estimés ont alors été moyennés.

Hypothèses, contraintes de la méthode

La méthode suppose la constance des conditions d'émission, ainsi qu'une situation météorologique peu variable durant chacune des périodes de mesure.

La seconde hypothèse est en général assez bien respectée si la mesure ne prend pas plus d'une heure ou deux.

La première hypothèse par contre n'est pas du tout respectée dans le cas du CET : l'odeur perçue est constituée de bouffées odorantes et non d'une sensation olfactive constante pour un endroit donné. Cependant, on peut estimer que l'intégration sur la période de mesure de toutes ces bouffées, résultant à la fois du passage de camions, des déchets déversés, de leur retournement sur le site et des turbulences locales, correspond à une situation moyenne, à l'image du niveau sonore équivalent permettant d'évaluer une nuisance acoustique. Comme la perception de chaque bouffée est confirmée par plusieurs passages à des instants différents, la méthodologie est validée.

Au terme de la campagne de mesure, on suppose que l'ensemble de toutes les conditions météorologiques ont été rencontrées. Cette hypothèse n'est évidemment jamais respectée, d'autant plus que la campagne se résume à une période relativement courte, d'un mois environ.

Néanmoins, plusieurs orientations de panaches et plusieurs situations de déversement différentes ont été rencontrées : elles ont été estimées suffisantes pour une extrapolation acceptable.

Présentation du site et des alentours

La figure 2 est une représentation du site du CET et des environs.

Le CET de Froidchapelle est situé dans la province du Hainaut, à Erpion, village de la commune de Froidchapelle, au lieu-dit "Champ des sept ânes", à environ 2.5 km à l'Ouest du barrage de l'Eau d'Heure et près de la frontière française à la fois vers l'ouest (une douzaine de km) et vers l'est (une trentaine de km de la "botte" de Givet). Le CET est représenté au centre de la figure par une sorte d'hexagone allongé en gris. Il est exploité par l'intercommunale du Sud-Hainaut INTERSUD depuis 1988 pour des déchets de classe 2 et de classe 3. Auparavant, le site accueillait une décharge, exploitée depuis 1979 d'est en ouest, par compartiments. Les 7 secteurs précédemment exploités représentent un volume de déchets de 836 337 m³ sur une superficie de 117 551 m² et sont à présent totalement remblayés.

La partie actuellement exploitée est sur les anciens secteurs "1 et 2", situés à l'extrême est du site. Le CET reçoit entre 15 000 et 18 000 m³ de déchets par an. Plusieurs travaux d'aménagement ont été entrepris par INTERSUD : talus, collecte des biogaz, des eaux de ruissellement et des lixiviats, et depuis mars 2002, une station d'épuration, un moteur et une torchère, tous trois situés au Nord du CET.

A environ 800 m au nord du CET passe la route de Philippeville ou Chaussée de Beaumont (N40), qui est un axe assez important reliant Philippeville à Beaumont. Dans cette direction, il n'y a aucune habitation et donc aucun riverain susceptible d'être gêné par l'odeur : il n'y a que des champs cultivés et des prairies (champ du Fief, champ du Haut-Chemin, champ des Bribeurs).

Vers le nord-est, et donc dans la direction des vents dominants en provenance du sud-ouest, se situe le village de Boussu-lez-Walcourt, dont les premières habitations sont à environ 1400 m de la zone de déversement.

Vers l'est, une ferme isolée, rue d'Erpion (continuation de la rue du Général Galet) est située à 750 m à vol d'oiseau du CET. Plus loin vers l'est, dans la rue des Carrières (Quartier "Petit Marchet"), quelques riverains, situés à environ 1300 m du CET, risquent d'être gênés par vent d'ouest.

Au sud, le village d'Erpion constitue un grand réservoir de riverains qui peuvent être potentiellement atteints par l'odeur : les habitations les plus proches sont à environ 600 m de la zone de déversement. Le village se prolonge vers le sud-ouest (rue du Général Galet et rue de la Ferme des Sept Anes), balayé par les vents dominants du nord-est.

Vers l'ouest, à environ 1 km de la zone de déversement, et à moins de 600 m de l'entrée du CET, se situe la ferme des Sept Anes, dont les exploitants sont les seuls riverains dans cette direction. Il s'agit d'une zone essentiellement couverte de forêts et de champs cultivés.

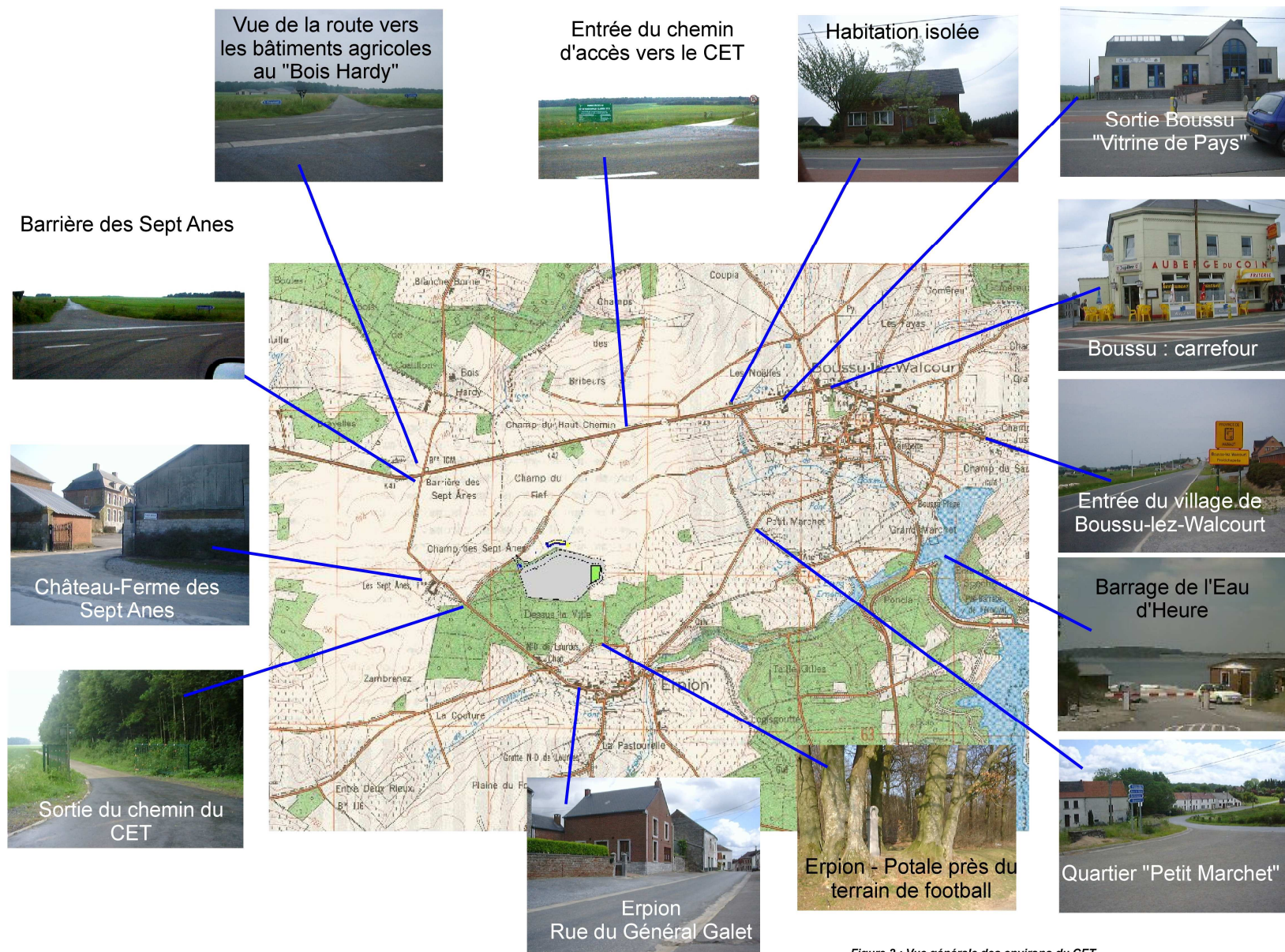


Figure 2 : Vue générale des environs du CET

La figure 3 "zoome" sur le site du CET.

La cellule en exploitation au moment de la mesure d'odeur est à l'extrême est du site (en vert sur la figure). Elle est centrée aux coordonnées Lambert $x=148.956$ km, $y=100.803$ km. Nous l'avons simulée par une sorte de trapèze d'environ 110 m et 65 m respectivement de grande et petite bases et de 56 m de hauteur, soit une surface d'environ 5000 m².

Les camions arrivent par le nord-ouest du site, à partir du chemin d'accès ménagé entre la chaussée de Beaumont et la rue de la Ferme des Sept Anes.

Ils sont pesés au pont bascule, à l'entrée du CET, puis le contournent par l'ouest, puis par le sud pour arriver à la cellule exploitée (voir flèche rouge). Ensuite, ils reviennent par le même chemin.

Ils ne font pas l'objet d'un nettoyage avant leur sortie.

L'exploitant ne met en œuvre aucune mesure particulière de lutte contre les odeurs, comme le recouvrement journalier des déchets ou l'application de produits spécifiques anti-odeurs.

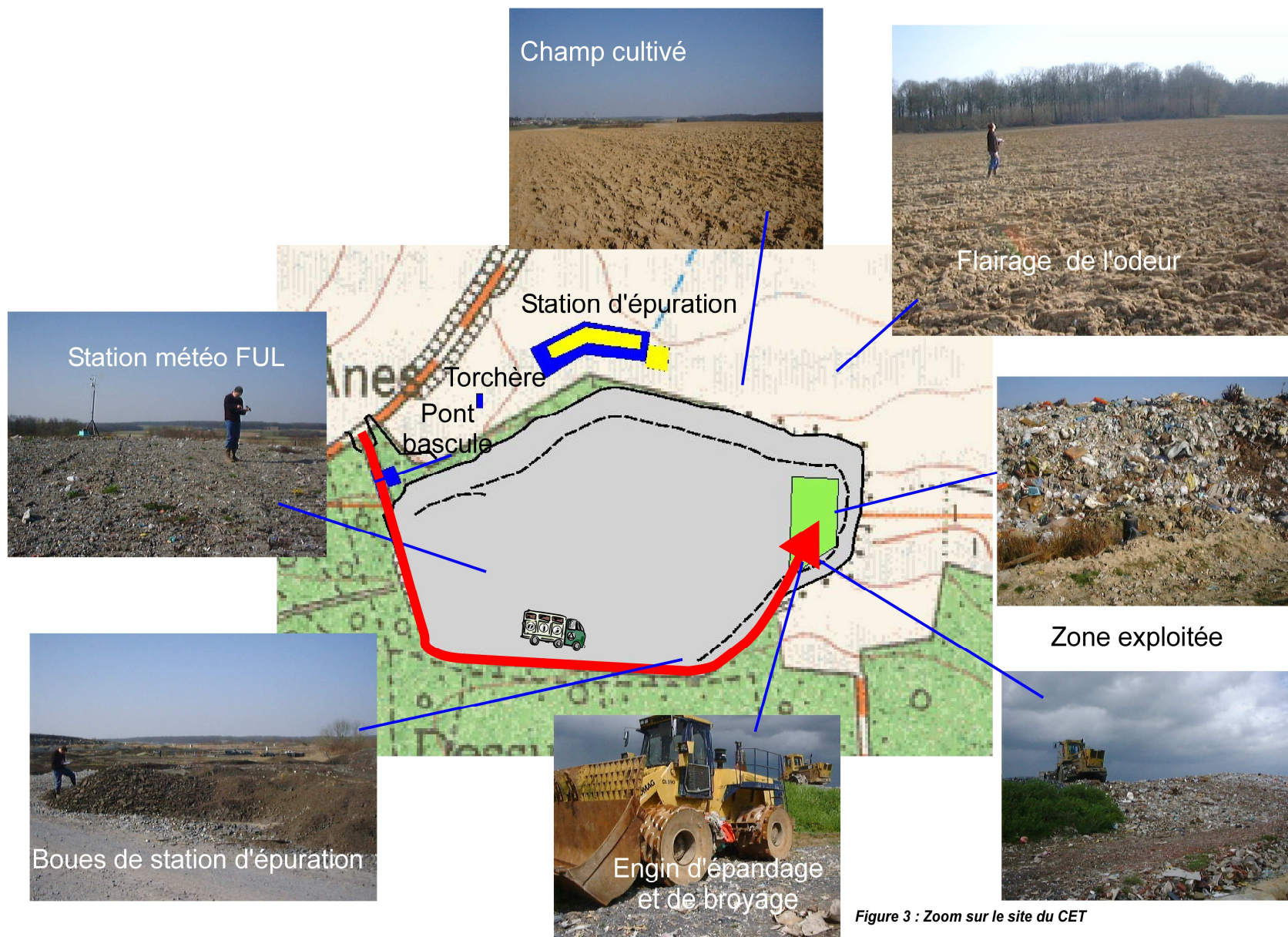
Sur la cellule en activité, un compacteur-épandeur à roues de pieds de mouton, muni de couteaux hacheurs et un bulldozer sur chenille assurent l'épandage et le broyage des déchets amenés.

Au sud du site sont entreposées des boues de stations d'épuration.

Des puits de gaz et de lixiviats sont présents sur l'ensemble du site. Un réseau de collecte des gaz dirige ceux-ci vers un moteur et une torchère récemment installés. Les lixiviats collectés sont quant à eux orientés vers une station d'épuration.

Les relevés d'odeur ont été réalisés entre le lundi 24 mars et le mardi 10 juin 2003, soit pendant une période assez longue de 11 semaines, qui est représentative de diverses conditions météorologiques et d'exploitation. Durant cette période, la zone de déversement n'a pas changé significativement d'emplacement.

La station météo de la FUL a été placée sur une butte à l'ouest du site, au niveau de l'ancienne cellule 7, qui a atteint sa cote définitive et n'est plus en activité.



Observations qualitatives

La démarche commence par la récolte d'informations qualitatives sur la nature et la fréquence des odeurs perçues.

Les impressions générales des opérateurs de la F.U.L. sont les suivantes.

- L'odeur de déchets est surtout perceptible au moment de leur épandage et de leur compactage, opérations qui libèrent beaucoup de composés volatils propres aux déchets. Lorsque les engins ne travaillent pas, l'odeur émise est nettement moins prononcée.
- Les boues de station d'épuration stockées au sud du CET possèdent leur propre odeur, assez nauséabonde et d'une tonalité fort différente de celles des déchets frais, du biogaz ou du lixiviat. Cependant, cette odeur ne se propage pas très loin : elle reste pratiquement confinée à l'intérieur du périmètre du site.
- A proximité immédiate des puits de biogaz ou de lixiviats peut s'échapper une odeur caractéristique, mais qui n'interfère pas avec celle des déchets frais lorsqu'on s'éloigne du CET.
- A l'est et au sud du site, l'odeur de déchets se mélangeait avec l'odeur du colza cultivé sur une parcelle du champ voisin pendant la période de la mesure, et parfois avec des odeurs ponctuelles de fumier épandu sur les champs.
- Peu de plaintes du voisinage sont enregistrées.

Nous avons interrogé quelques personnes à Boussu-lez-Walcourt et à Erpion sur leur impression subjective de sensation olfactive. Les résultats, représentés sur la figure 4, sont très variables selon les personnes : certaines sentent l'odeur de temps en temps (gros cercles rouges), d'autres, habitant à proximité immédiate des premiers, déclarent ne percevoir l'odeur de déchets que très ponctuellement ou pas du tout (carrés barrés verts) et d'autres possèdent une opinion intermédiaire en déclarant qu'ils perçoivent l'odeur "moins de 5 fois par an" (petits cercles orangés).

Bien entendu, cette mini-enquête n'a aucune valeur statistique, mais elle est au moins représentative de quelques riverains les plus proches du CET, qui ont été principalement contactés. Le fait qu'aucune tendance évidente ne se dessine suite aux réponses obtenues montre en tout état de cause que la gêne est loin d'être importante à cette distance de la source.

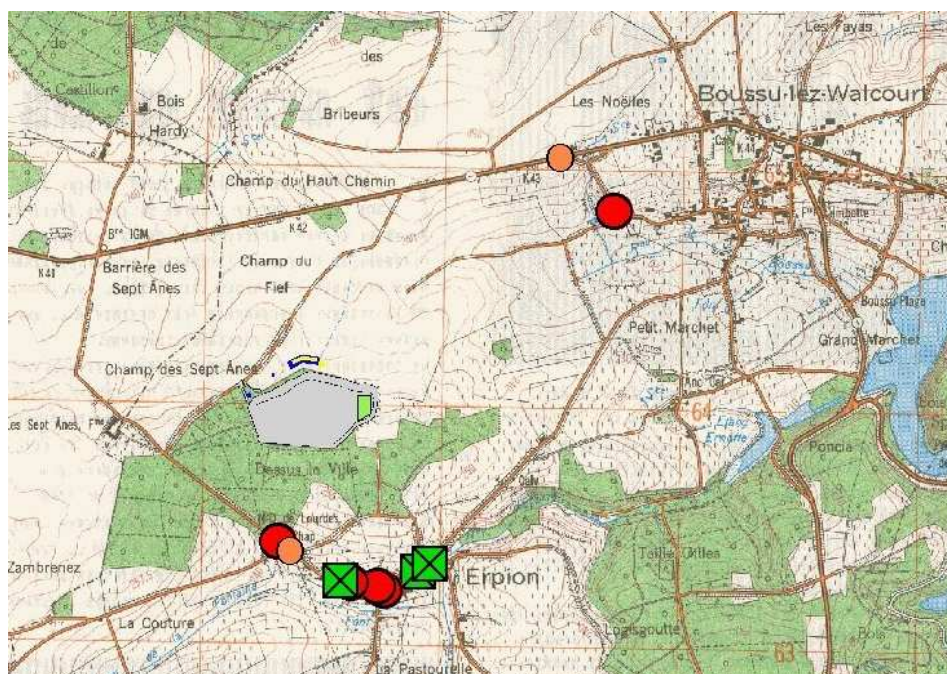


Figure 4 : Réponses de quelques riverains sur leur sensation de l'odeur perçue (gros cercles rouges : plus de 5 fois par an, petits cercles orangés : moins de 5 fois par an, carrés verts : pratiquement jamais).

La suite de ce rapport concerne essentiellement les odeurs de déchets frais.

Observations quantitatives

Protocole

La campagne de mesure s'est déroulée sur onze semaines, entre le 24 mars et le 10 juin 2003, généralement pendant la période de midi, qui correspond à la plus grande arrivée de camions sur la journée.

L'équipe de la FUL s'est rendue 11 fois sur le terrain, respectivement le 24/3, le 1/4, le 8/4, le 15/4, le 22/4, le 29/4, le 6/5, le 13/5, le 20/5, le 4/6 et le 10/6. Un total de 11 observations a donc pu être exploité.

L'époque était particulièrement propice aux vents du secteur sud-ouest, comme le montre la rose des vents représentée sur la figure 5. Cependant, la plupart des secteurs d'origine du vent ont été rencontrés, sauf peut-être des vents du secteur plein nord.

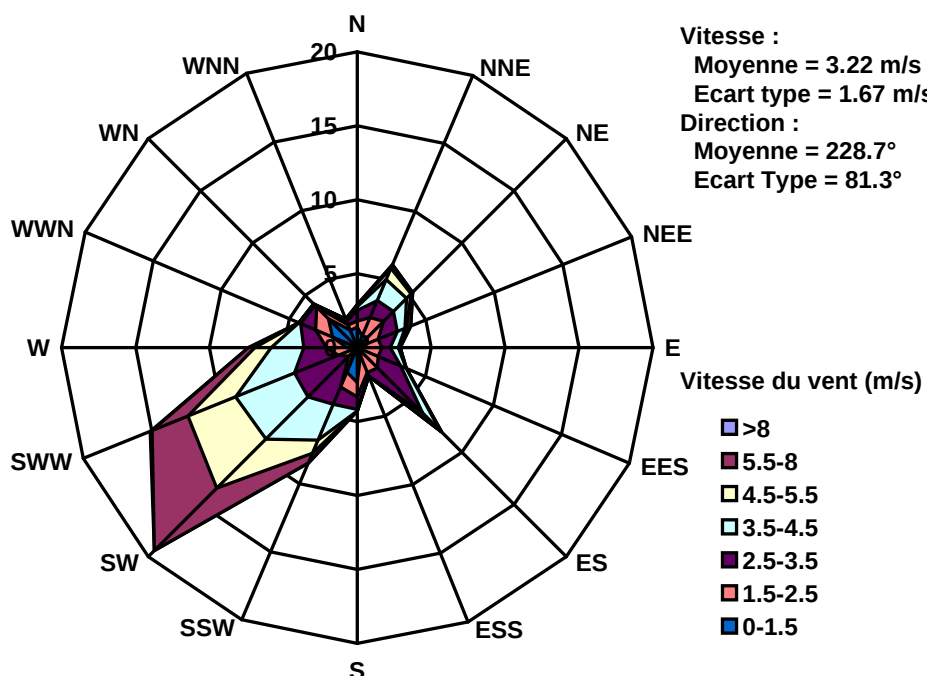


Figure 5 : Rose des vents caractéristique de l'époque de mesure

Cette figure montre également le pourcentage important de vents dans la classe des grandes vitesses (entre 5.5 et 8 m/s) en provenance du sud-ouest, conduisant l'odeur assez loin dans le champ situé au nord-est du CET.

Ces conditions sont assez bien représentatives des vents dominants dans la région, ce qui rend légitime les résultats de la mesure.

Chacun des points de mesure a fait l'objet d'un repérage au GPS. Pour assurer la précision de la mesure, l'appareil était étalonné par "calage" sur un point de coordonnées connues au début de chaque mesure, ce qui permettait de déduire des termes correcteurs pour les coordonnées Lambert.

La station météo était placée dès l'arrivée, démontée en fin de mesure et les données stockées toutes les 30 secondes étaient vidangées lors du retour à la FUL. Le gestionnaire était prévenu de notre visite.

Compte tenu de la distance de perception relativement faible et de la facilité d'accès aux alentours du site, la durée typique d'un traçage d'odeur était assez courte : entre 20 et 50 minutes, avec une moyenne de 35 minutes. Une telle durée permet de mieux respecter les hypothèses exigées par la méthode, de constance à la fois de l'émission et des conditions météo. Chaque détection d'odeur était confirmée par plusieurs passages à des moments différents.

Les données, prétraitées dans Excel, étaient ensuite introduites dans le logiciel Tropos. L'émission a été simulée dans une zone d'environ 100 m x 50 m (forme trapézoïdale, voir plus haut) localisée à l'endroit estimé de la parcelle exploitée au cours des 11 semaines. Néanmoins, le débit d'odeur déterminé par ajustement avec les mesures à l'immission peut être considéré comme un débit diffus global, qui tient compte à la fois de la zone de déversement et des camions arrivant sur le site. En d'autres termes, la valeur de flux surfacique (en $\text{uo}/\text{m}^2.\text{s}$) n'est pas réellement significative dans le cas présent : le débit global (en uo/s) est plus représentatif du débit réel d'odeur de déchets du CET. Les résultats furent ensuite présentés sur fond de carte IGN dans ArcView.

Chaque fois qu'une odeur était détectée en un point, sa nature et son intensité étaient notées. Lorsqu'il n'y avait pas d'odeur en un endroit de passage, l'opérateur le notait spécifiquement comme un endroit "sans odeur". L'expérience des campagnes précédentes (Mont-Saint-Guibert, Hallembaye, Monceau-sur-Sambre et Wauthier-Braine) nous a encouragé à ne pas trop tenir compte des odeurs faibles, perçues par bouffées très fugaces, mais uniquement des odeurs plus intenses et plus persistantes. Les points "odeurs" représentés sur les figures suivantes identifient donc uniquement des endroits où une odeur de déchets assez persistante a été détectée.

Résultats

Les figures 6 à 16 montrent les courbes limites ajustées par le modèle (en bleu). Sur les mêmes figures sont indiqués les endroits où l'odeur de déchet a été détectée (grands cercles rouges ou petits cercles orangés selon l'intensité) et les endroits "sans odeur" (croix dans un carré vert).

La rose des vents est présentée pour chaque cas.

En commentaires sont également notées les conditions moyennes observées durant la période de mesure : trafic de camions et conditions météorologiques.

Les valeurs du débit d'odeur ajusté par Tropos sont également indiquées sur le schéma.

Au vu de ces résultats individuels, les opérateurs estiment que, par rapport à leur impression générale, le débit d'odeur semblerait surestimé par le modèle par vent fort et sous-estimé par vent faible.

Certes, le modèle simple employé ne traduit pas exactement la réalité, mais nous considérerons par la suite que les hypothèses qu'il implique peuvent jouer parfois en faveur d'un débit important, parfois en faveur d'un débit plus faible, si bien qu'en moyenne, les résultats se compensent mutuellement.

Lundi 24 mars 2003 (15H07 - 15H50)

Ciel dégagé
Vent du Sud-Ouest
Classe de stabilité : B
Aucune activité, pas de charroi

Odeur de déchets provenant de l'extrémité Est du CET, qui se propage dans le champ au Nord-Est jusqu'à 280 m. Odeur de biogaz et de lixiviats à l'extrémité Nord-Est de la cellule exploitée.

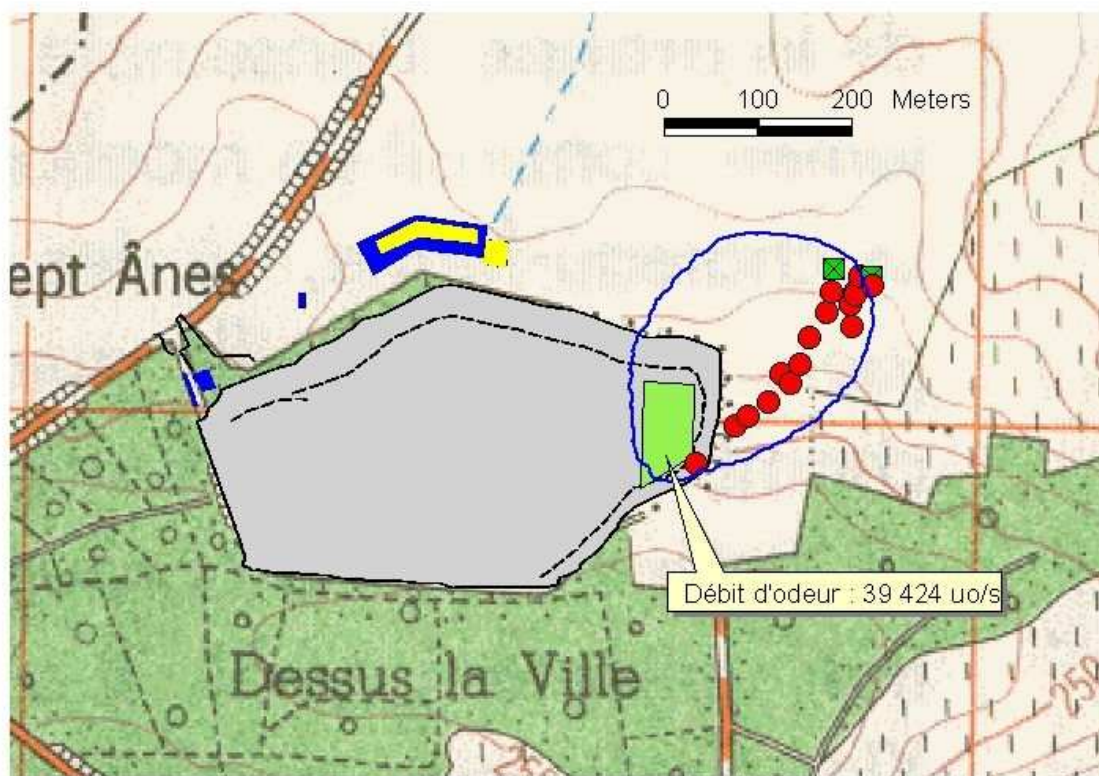
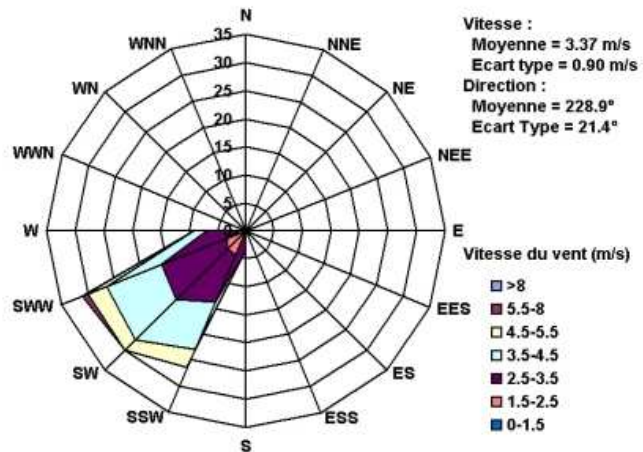


Figure 6 : Courbe limite de perception de l'odeur ajustée par le modèle pour le 24 mars 2003

Mardi 1er avril 2003 (12H50 - 13H30)

Ciel dégagé
Vent du Sud-Ouest
Classe de stabilité : C-D
5 camions en 40 minutes,
soit environ 7 à 8 camions à l'heure
Broyage et manipulation des déchets
pendant la mesure

Odeur de déchets dans
le champ vers le Nord-Est.
Odeurs très localisées
de lixiviats et de biogaz
(N-E de la cellule exploitée)
et de boues de STEP
(Sud du CET)

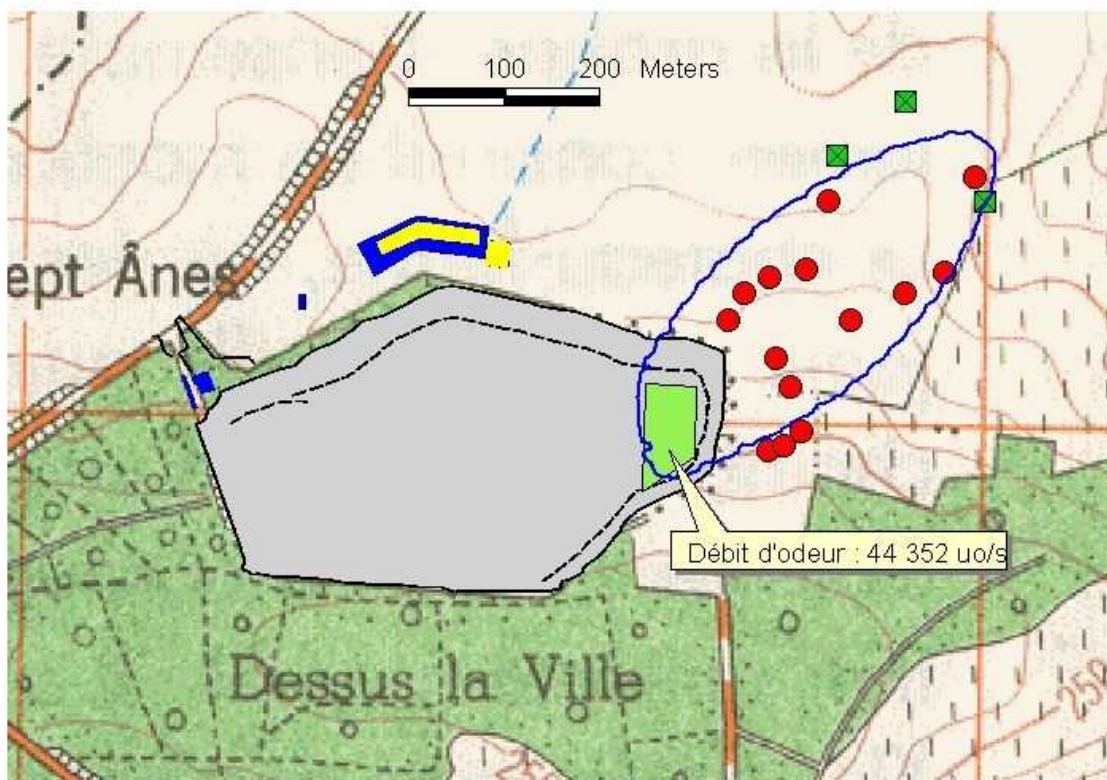
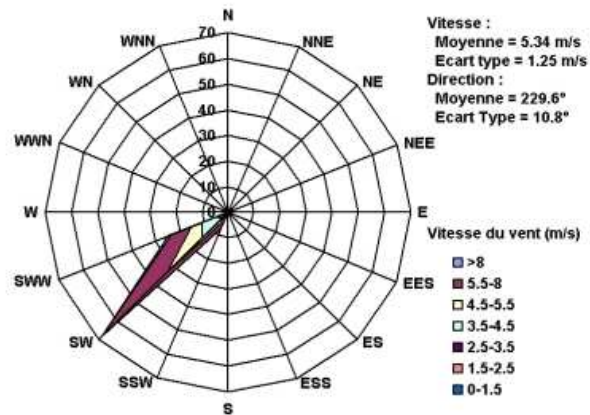


Figure 7 : Courbe limite de perception de l'odeur ajustée par le modèle pour le 1er avril 2003

Mardi 8 avril 2003 (13H20 - 14H05)

Ciel dégagé
Vent du Nord-Est
Classe de stabilité : B-C
Pas de camion.
Broyage et manipulation des déchets
pendant la première moitié de la mesure.

Odeur de déchets frais
dans le bois au Sud du CET.
Odeur de biogaz sur le CET.

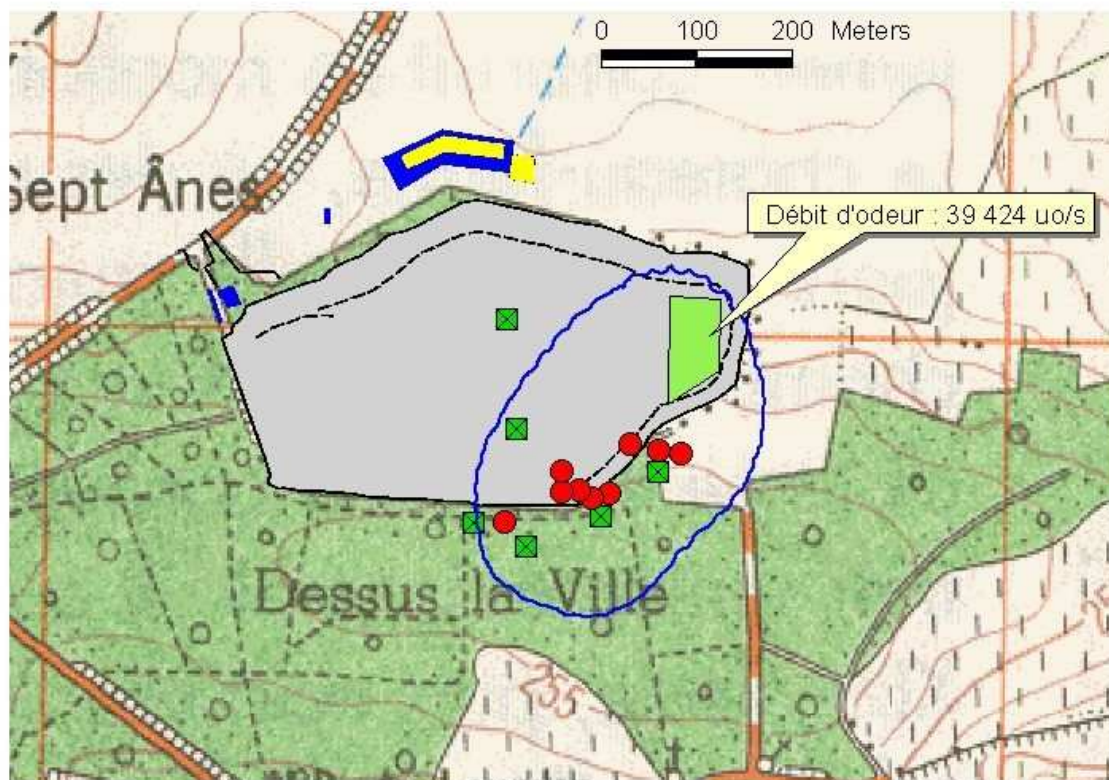
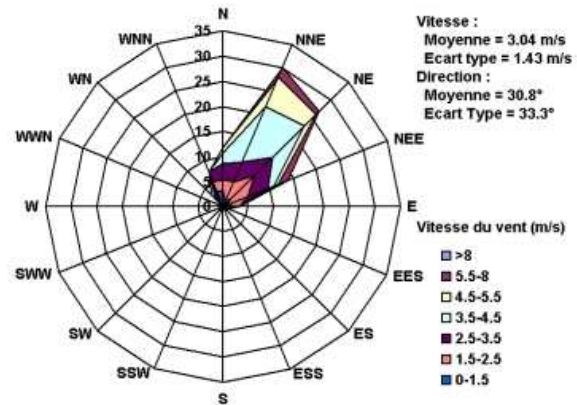


Figure 8 : Courbe limite de perception de l'odeur ajustée par le modèle pour le 8 avril 2003

Mardi 15 avril 2003 (12H30 - 13H00)

Ciel dégagé
Vent du Sud-Est
Classe de stabilité : D
Charroi important : 7 camions sur
les 30 minutes de mesure, soit
14 camions à l'heure.
Broyage et manipulation des déchets
pendant la mesure.

Odeur de déchets
se propageant vers le
Nord-Ouest du CET,
jusqu'à la STEP.

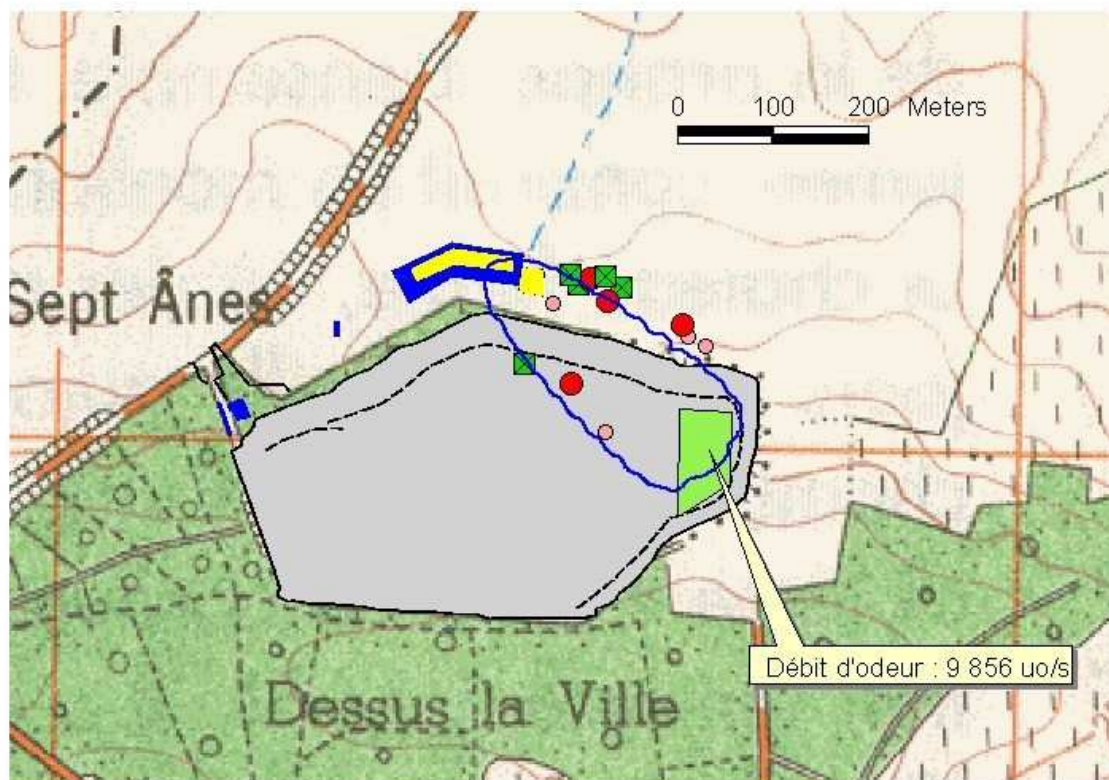
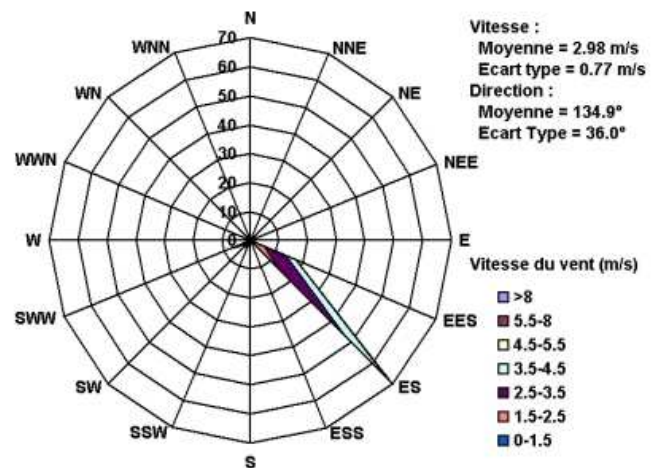
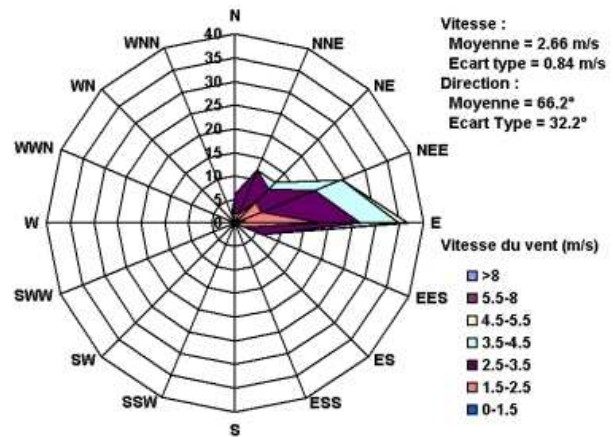


Figure 9 : Courbe limite de perception de l'odeur ajustée par le modèle pour le 15 avril 2003

Mardi 22 avril 2003 (12H40 - 13H20)

Ciel un peu couvert
Vent d'Est, puis du Nord
en fin de mesure.
Classe de stabilité : B
Trois camions durant les 40
minutes de mesure, soit
environ 4 à 5 camions à l'heure.
Peu de broyage et de manipulation
des déchets pendant la mesure.



Odeur de déchets frais
limitée au site du CET,
vers l'Ouest et un peu
vers le Sud (avant modification
de la direction du vent).
L'odeur de déchets se mélange
à celle des boues de STEP au Sud.

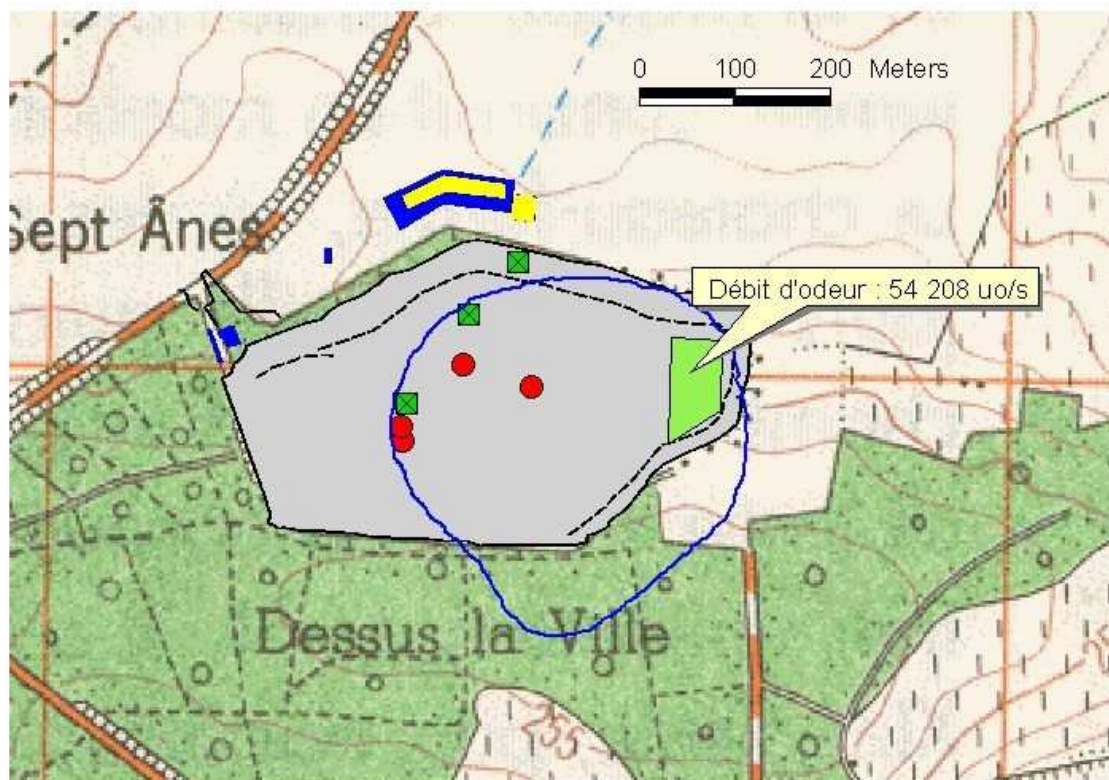


Figure 10 : Courbe limite de perception de l'odeur ajustée par le modèle pour le 22 avril 2003.

Mardi 29 avril 2003 (12H30 - 13H20)

Ciel couvert (4/8)

Vent d'Ouest

Classe de stabilité : D

5 camions durant 40 minutes, soit
environ 7 à 8 camions à l'heure.

Broyage et manipulation des déchets
pendant la mesure.

Odeur de déchets se
propageant dans le champ
à l'Est, presque jusqu'au
bosquet.
L'odeur se mélange à celle
du colza cultivé près du CET.

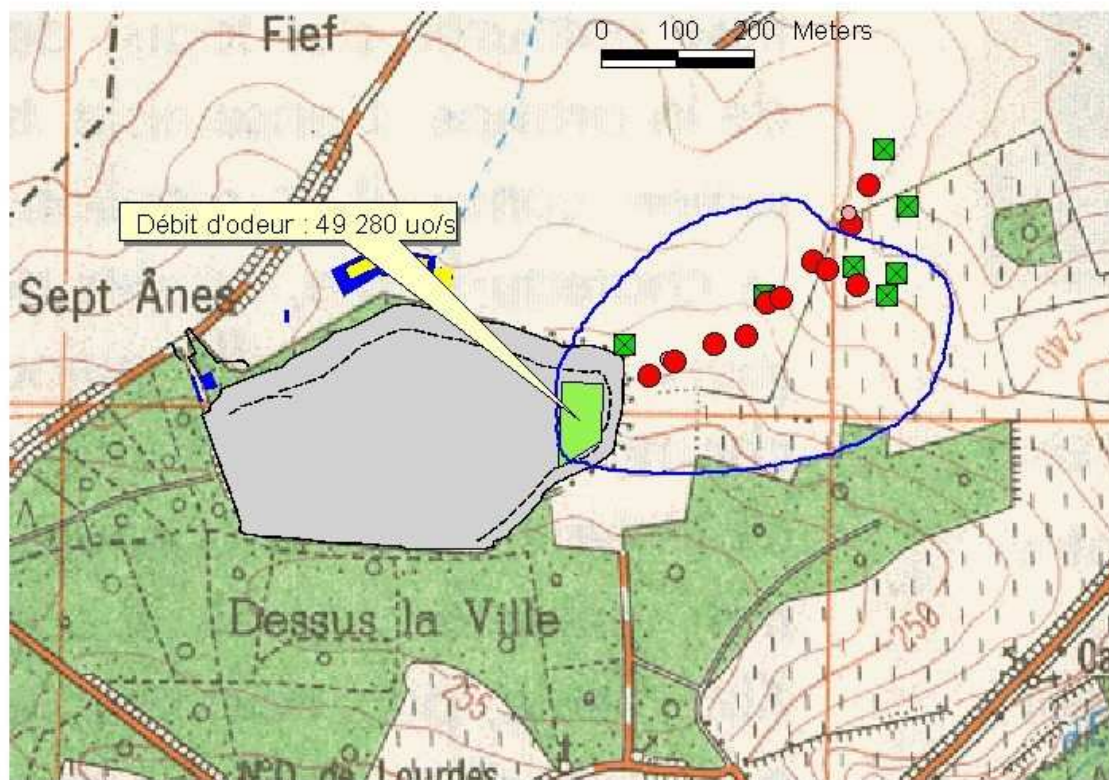
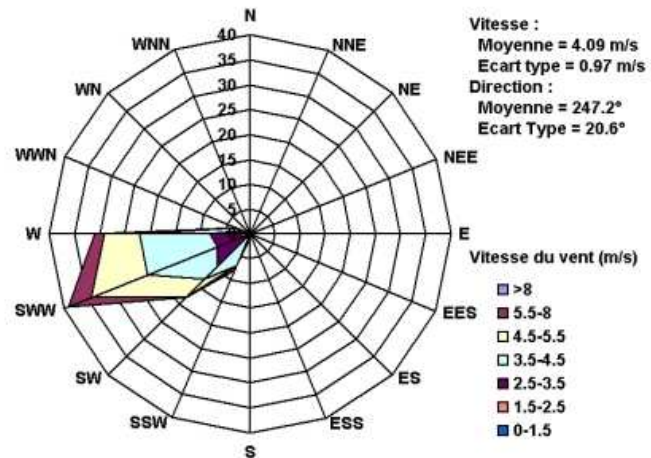


Figure 11 : Courbe limite de perception de l'odeur ajustée par le modèle pour le 29 avril 2003

Mardi 6 mai 2003 (12H35 - 13H05)

Ciel tout à fait couvert (8/8)
 Vent du Nord
 Classe de stabilité : A-B
 4 camions sur 30 minutes, soit
 8 camions à l'heure.
 Broyage et manipulation des déchets
 pendant la mesure.

Odeur de déchets
 parfois mélangée à celle
 du colza et des boues
 de STEP se propageant
 dans le bois vers le Sud.

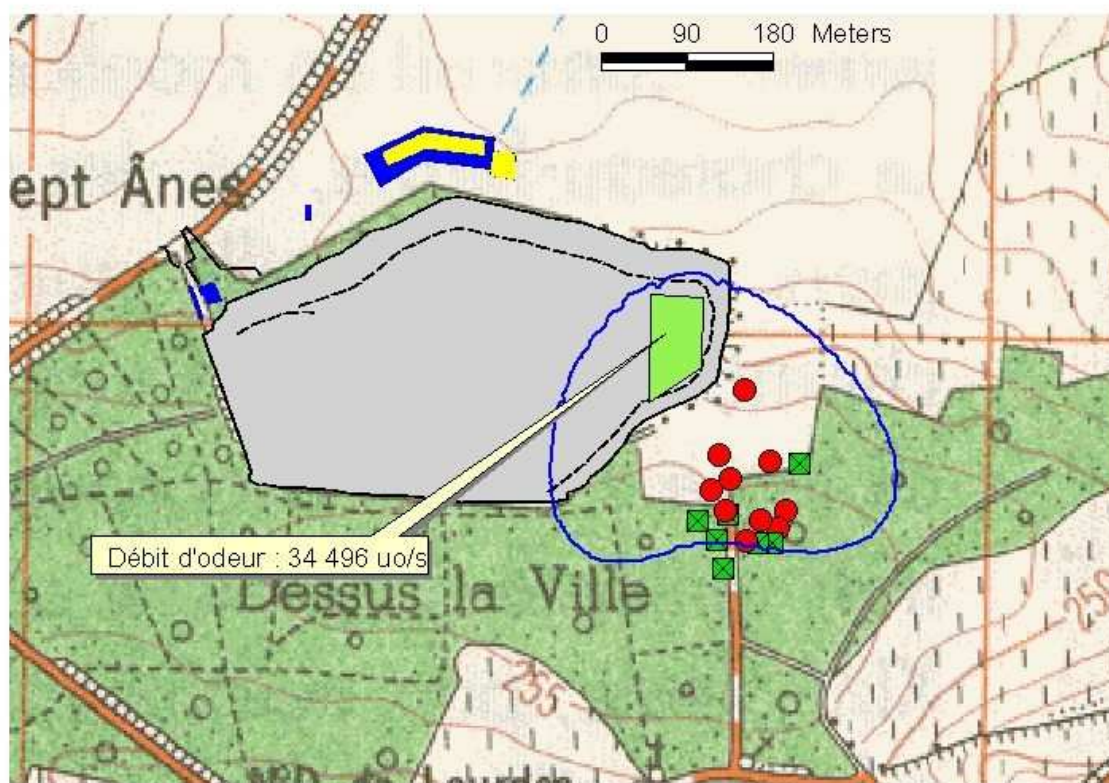
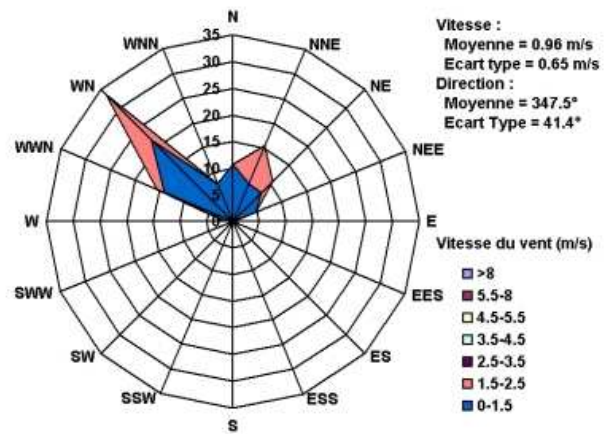


Figure 12 : Courbe limite de perception de l'odeur ajustée par le modèle pour le 6 mai 2003

Mardi 13 mai 2003 (12H40 - 13H15)

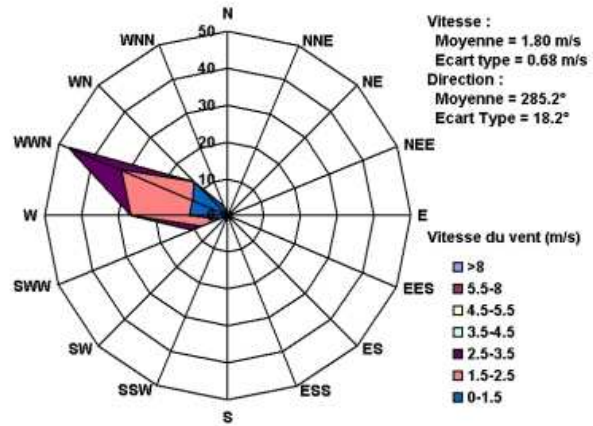
Ciel couvert (6/8)

Vent d'Ouest de direction et de vitesse très changeantes.

Classe de stabilité : C

12 camions sur 40 minutes, soit 18 camions à l'heure.

Broyage et manipulation des déchets pendant la mesure.



Odeur de déchets se propageant dans le champ et dans le petit bois au Sud-Est et se mélangeant souvent avec l'odeur de colza.

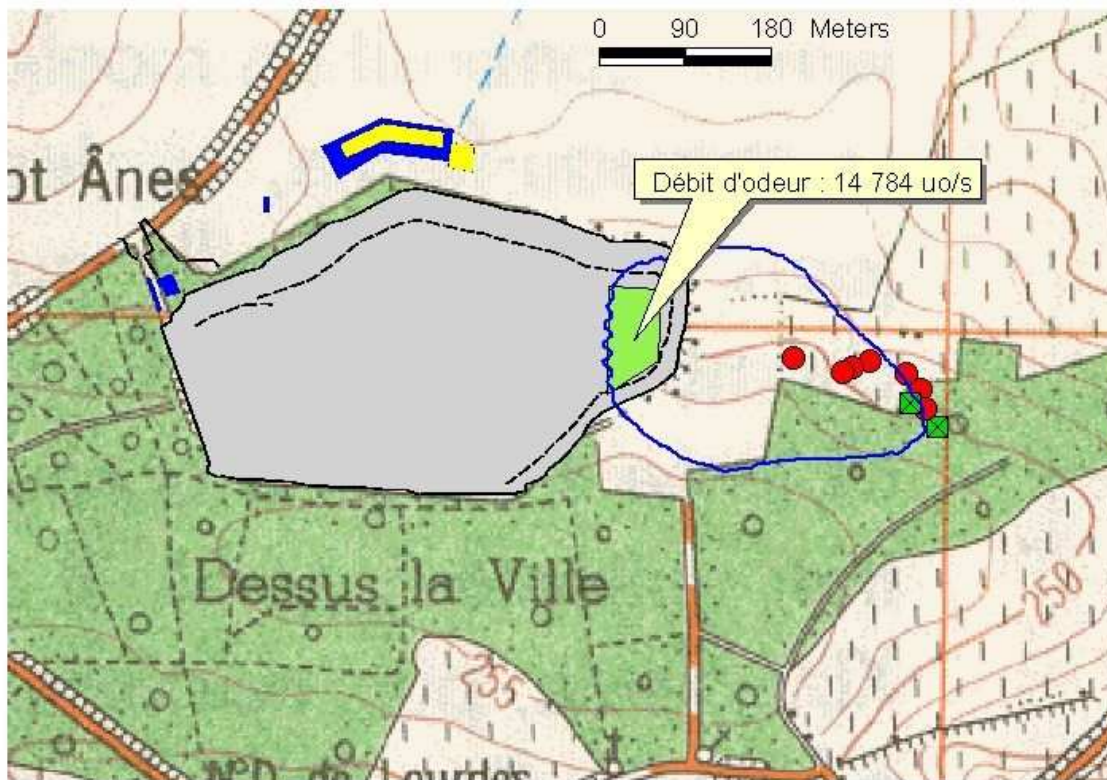


Figure 13 : Courbe limite de perception de l'odeur ajustée par le modèle pour le 13 mai 2003

Mardi 20 mai 2003 (12H20 - 12H45)

Ciel couvert (6/8)
 Vent du Sud-Ouest
 Classe de stabilité : D
 4 camions durant 25 minutes, soit
 environ 9 camions à l'heure.
 Broyage et manipulation des déchets
 pendant la mesure.

Odeur de déchets se
 propageant dans le champ
 vers le Nord-Est, environ
 jusqu'au bosquet.
 Odeur "parasite" de fumier
 juste à la limite de perception.

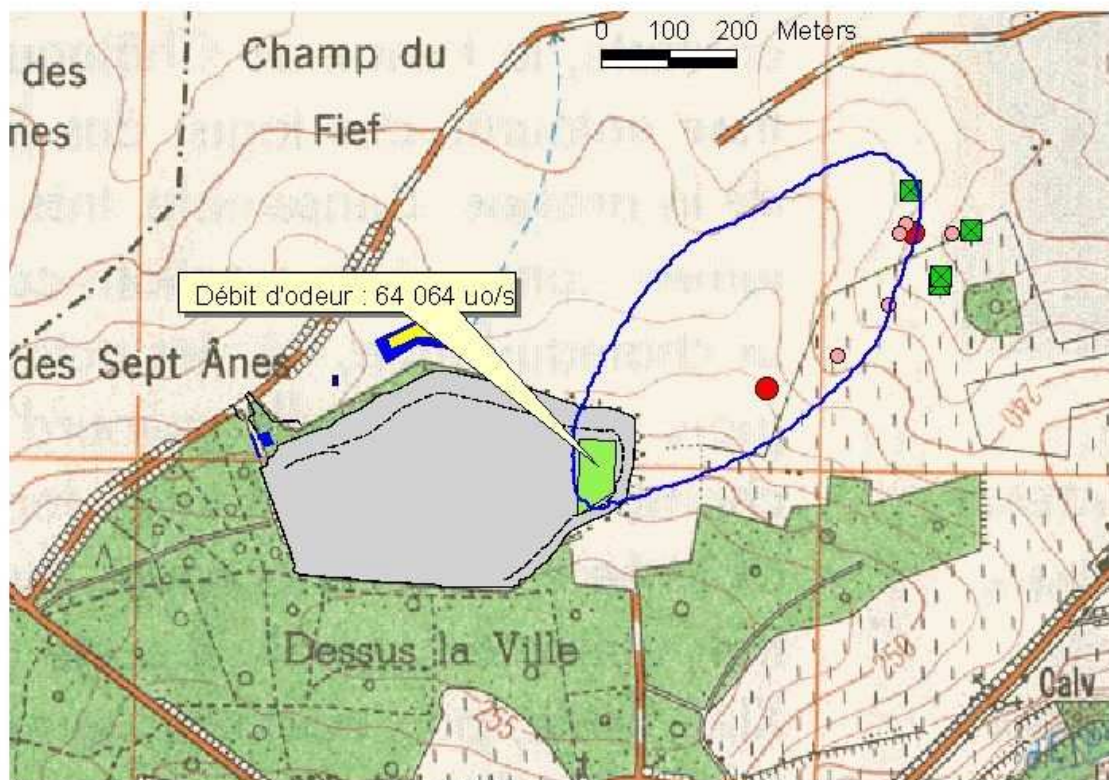
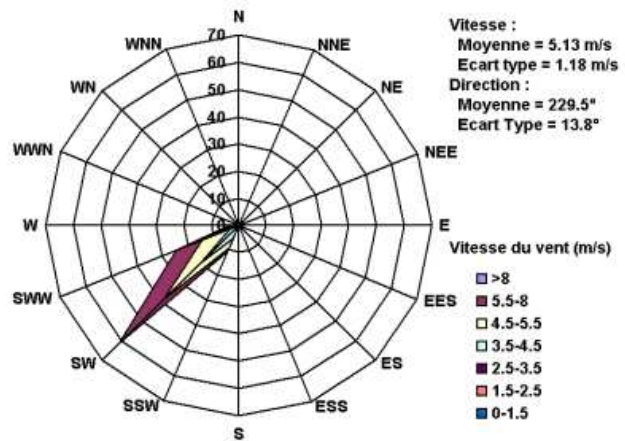
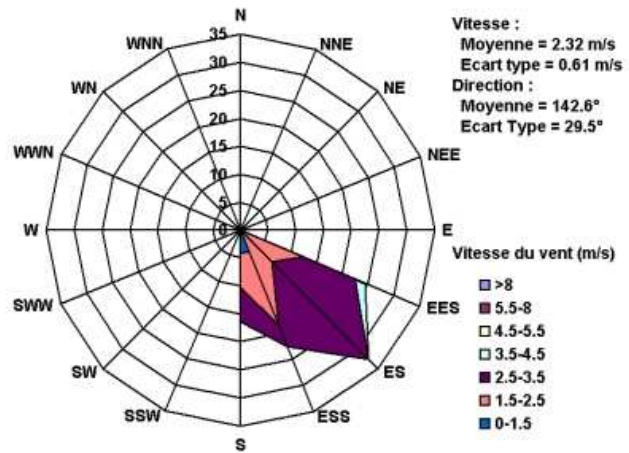


Figure 14 : Courbe limite de perception de l'odeur ajustée par le modèle pour le 20 mai 2003

Mercredi 4 juin 2003 (12H20 - 12H45)

Ciel couvert (6/8)
 Vent du Sud-Est
 Classe de stabilité : B
 2 camions durant 25 minutes, soit
 environ 5 camions à l'heure.
 Pas de broyage, ni de manipulation
 des déchets pendant la mesure.



Odeur de déchets se propageant jusqu'au niveau de la station d'épuration, un peu au nord de celle-ci dans le champ cultivé et se mélangeant ponctuellement avec l'odeur de colza.

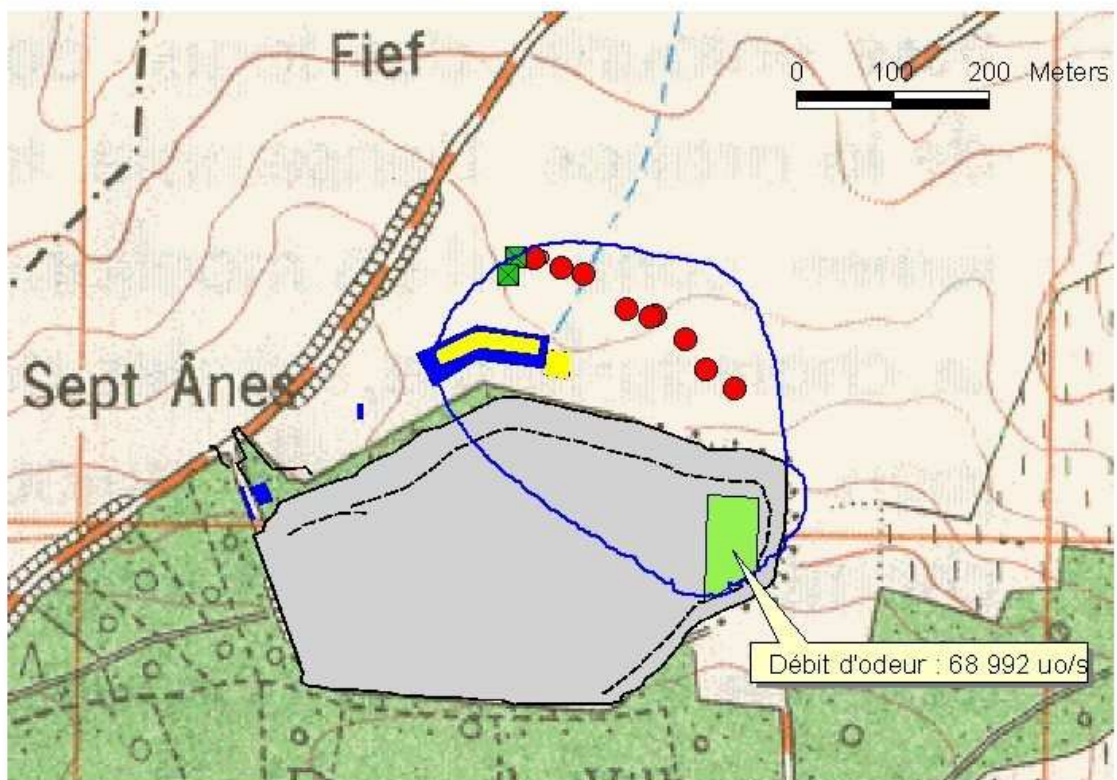


Figure 15 : Courbe limite de perception de l'odeur ajustée par le modèle pour le 4 juin 2003

Mardi 10 juin 2003 (13H10 - 13H30)

Ciel tout à fait couvert (8/8)
 Vent du Sud - Pluie intermittente
 Classe de stabilité : B-C
 3 camions durant 20 minutes, soit
 environ 6 camions à l'heure.
 Pas de broyage, ni de manipulation
 des déchets pendant la mesure,
 mais flux de camions venant
 apporter de la terre à l'ouest du CET.

Odeur de déchets
 dans le champ
 vers le nord de la
 cellule exploitée.

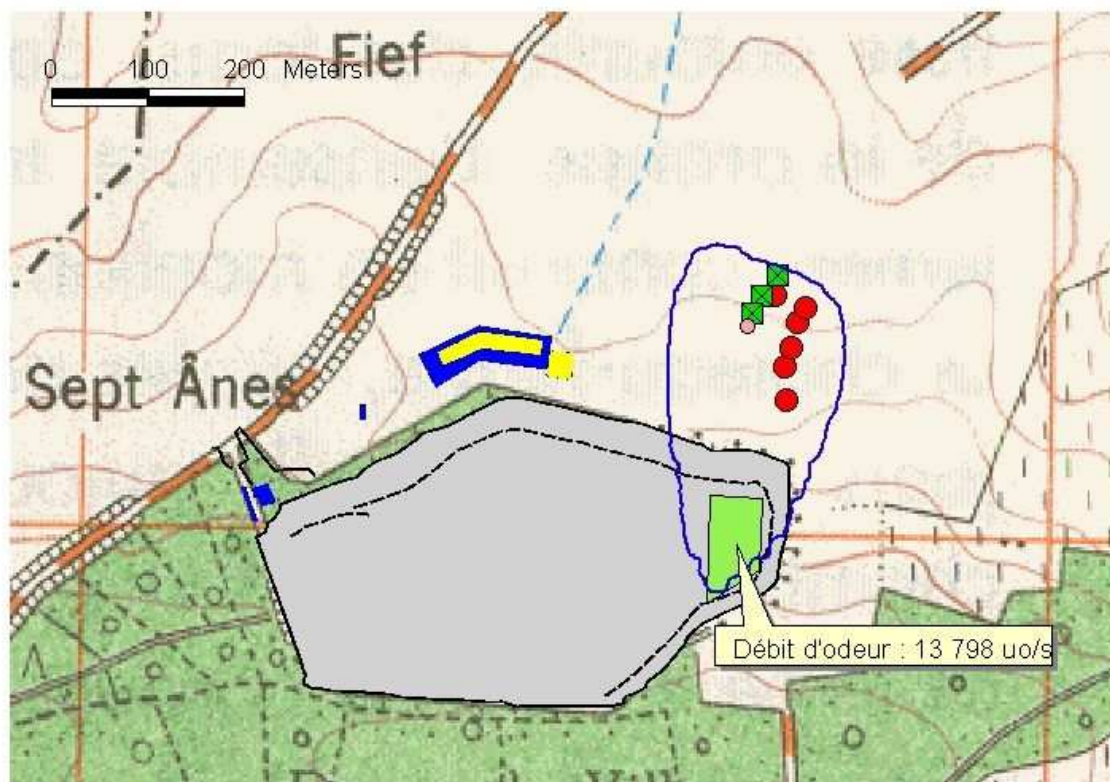
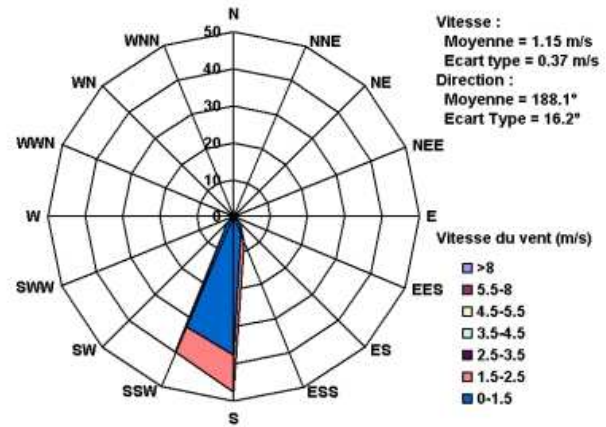


Figure 16 : Courbe limite de perception de l'odeur ajustée par le modèle pour le 10 juin 2003.

Le tableau 1 synthétise les résultats obtenus.

Date	Direction du vent	Vitesse du vent (m/s)	Classe de stabilité	Distance max (m)	Flux de camions (camions/h)	Débit d'émission (uo/s)
24/03/03	229°	3.4	B	260	0	39 424
01/04/03	230°	5.3	C-D	455	7...8	44 352
08/04/03	31°	3.0	B-C	320	0	39 424
15/04/03	135°	3.0	D	300	14	9 856
22/04/03	66°	2.7	B	330	4...5	54 208
29/04/03	247°	4.1	D	510	7...8	49 280
06/05/03	348°	1.0	A-B	250	8	34 496
13/05/03	285°	1.8	C	320	18	14 784
20/05/03	230°	5.1	D	630	9	64 064
04/06/03	143°	2.3	B	370	5	68 992
10/06/03	188°	1.2	B-C	302	6	13 798

Tableau 1 : Synthèse des résultats d'ajustement du débit d'émission d'odeur aux limites de perception mesurées.

L'entièreté de ces 11 observations a pu être exploitée.

La moyenne du débit d'émission pour les 11 observations est de 39 334 uo/s. Elle peut être considérée comme une valeur typique du débit d'odeur de déchets pour la période de l'étude.

Remarquons que, durant la période de mesure, les odeurs ont généralement été transmises à des distances n'excédant pas 630 mètres à partir de la source, c'est-à-dire qu'elles restaient confinées à proximité du site du CET.

En moyenne, la distance de perception par rapport au centre de la zone de déversement vaut 368 m, soit une distance du même ordre de grandeur que celle estimée à Hallembaye (390 m) et à Monceau-sur-Sambre (326 m), mais plus faible que celle observée sur les deux autres sites (498 m à Braine-le-Château et 552 m à Mont-saint-Guibert).

Ces distances semblent assez cohérentes avec le tonnage annuel de déchets déversés sur chacun de ces CETs.

Néanmoins, pour le cas particulier de Froidchapelle, le débit d'odeur n'est pas du tout corrélé avec le flux de camions, ce qui prouve que le tonnage de déchets est loin d'être le seul paramètre intervenant dans la distance de perception de l'odeur. Il nous a semblé que l'activité d'épandage et de broyage des déchets était celle qui générerait essentiellement l'odeur, indépendamment de la quantité de déchets amenés.

A titre de comparaison, rappelons les débits d'odeur moyens estimés sur les autres sites : 30 156 uo/s à Mont-saint-Guibert, 46 286 uo/s à Hallembaye, 38 167 uo/s à Monceau-sur-Sambre et 62 500 uo/s à Braine-le-Château. La valeur de 39 334 uo/s trouvée pour Froidchapelle est donc tout à fait cohérente avec celles des autres sites étudiés.

Sur base de ce débit moyen d'émission déterminé (39 334 uo/s), nous pouvons extrapoler les courbes de perception olfactive au climat moyen du site. L'extrapolation a été réalisée en considérant la même zone de déversement et en introduisant dans le modèle le climat moyen de Florennes, situé à 20 km à l'est de Froidchapelle, ce qui permet de dessiner les percentiles 95, 98 et 99.5 relatifs à la limite de perception (1 uo/m³) de l'odeur de déchet du CET (figure 17).

Nous fournissons en outre, en figure 18, une vue plus rapprochée de la zone délimitée par le percentile 98, qui correspond à une recommandation aux Pays Bas.

Rappelons qu'à l'extérieur de cette zone, l'odeur n'est perçue que pendant moins de 2% du temps (ou moins de 175 heures sur l'année).

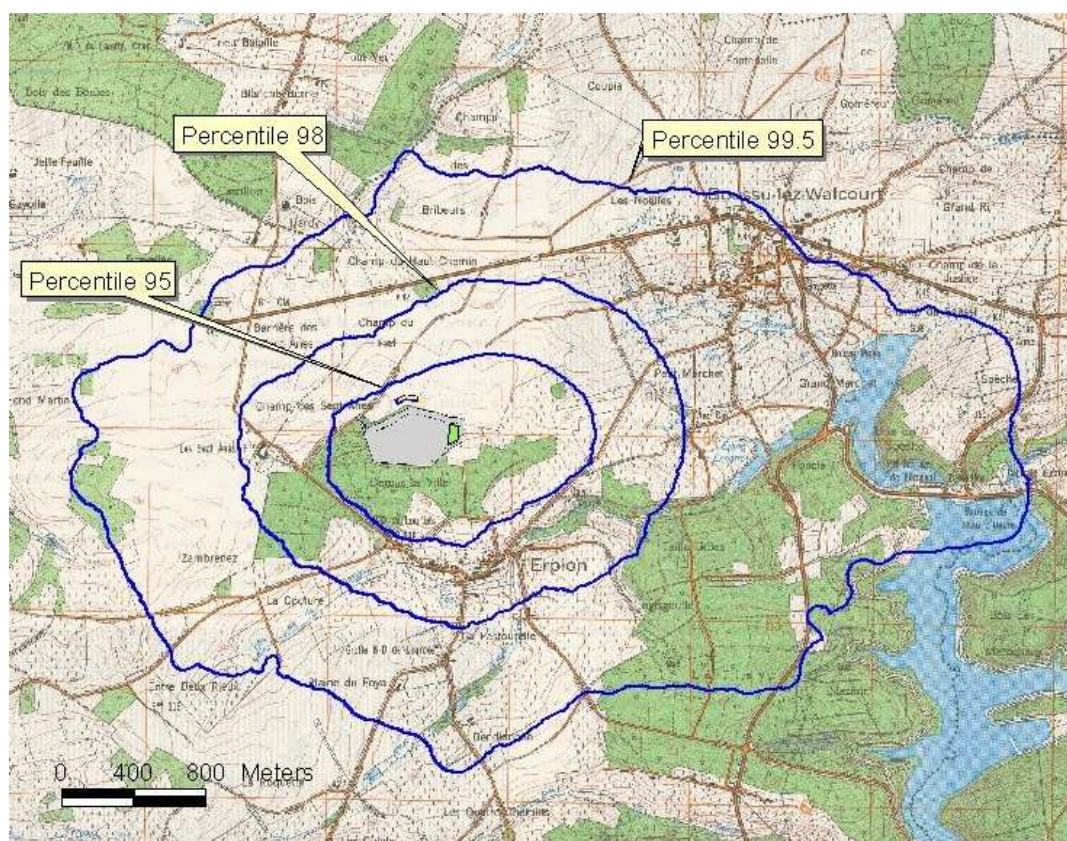


Figure 17 : Percentiles 95, 98 et 99.5 correspondant à $1 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ et au climat annuel moyen

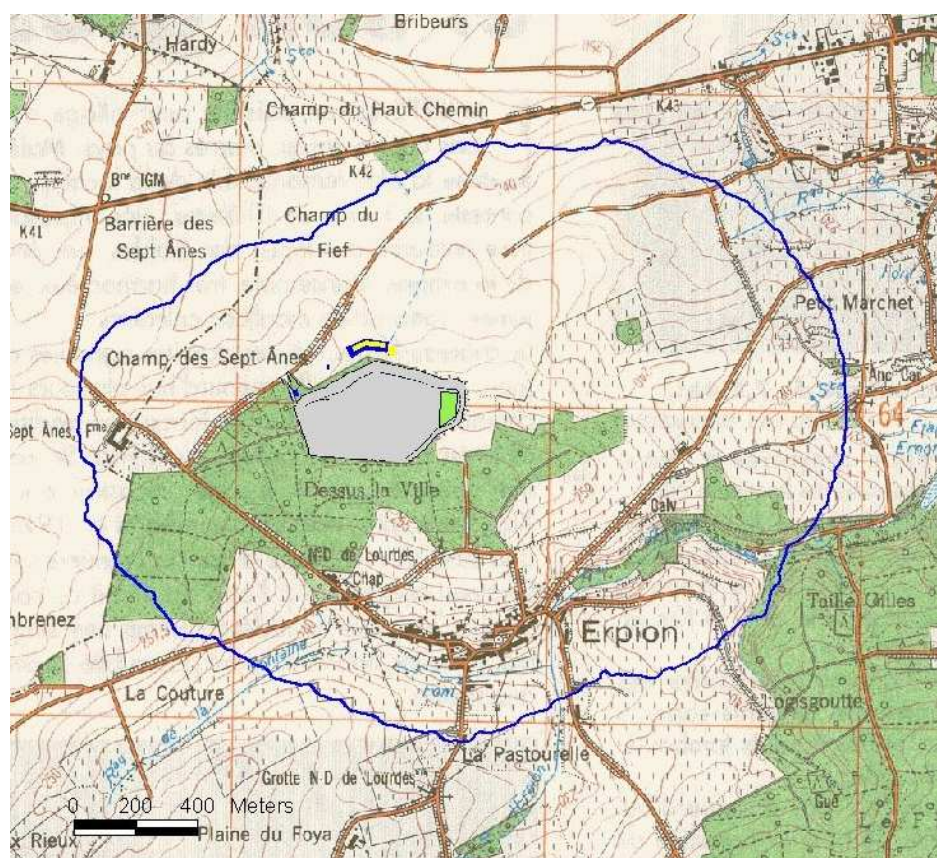


Figure 18 : Percentile 98 correspondant à $1 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ et au climat annuel moyen

Si nous considérons que le percentile 98 délimite la zone de nuisance olfactive, nous constatons que celle-ci prend la forme d'une sorte d'ellipse allongée dans le sens des vents dominants (SO-NE) dont la grande diagonale vaut environ 2350 m et la petite diagonale 1700 m. Globalement, donc, le percentile s'étend jusqu'à une distance maximum d'environ 1500 m à partir de la source.

Les riverains potentiellement gênés par l'odeur de déchets sont essentiellement les habitants d'Erpion dont les maisons (une cinquantaine) sont toutes à moins d'un kilomètre au sud du CET, ainsi que les habitants de quelques maisons isolées, dont la ferme des Sept Anes, à l'Ouest et une autre ferme à l'est.

En outre, si nous examinons le percentile 99.5, nous constatons que l'odeur peut tout à fait exceptionnellement atteindre (pendant moins de 0.5 % du temps) le village de Boussu-lez-Walcourt, et même une bonne partie des lacs de l'Eau d'Heure à l'est du CET.

L'impression générale ressentie pendant la campagne de mesure nous montre cependant que la nuisance olfactive reste davantage limitée directement autour du site.

Estimation des erreurs de la méthode

Les résultats engrangés sur base des 47 mesures actuellement réalisées sur 5 sites de CET différents peuvent être considérés comme ayant un début de valeur statistique, ce qui nous autorise à tirer quelques conclusions générales sur la méthode employée pour estimer le percentile 98 et notamment sur la propagation des différentes causes d'erreur lors de l'élaboration du résultat final.

Erreur sur la perception sensitive

La méthode de mesure est basée sur la détermination de la limite de perception olfactive par des nez humains. Quel que soit le panel de personnes effectuant la mesure, une erreur sera engendrée par la subjectivité de l'appréciation. En outre, pour des raisons de disponibilité des panellistes, le traçage d'odeur sur le terrain était, dans notre cas, assez fréquemment effectué par une seule personne. Cela pourrait conduire à mettre en doute la pertinence de la zone de nuisance obtenue.

A l'origine, la technique des observations par des "équipes de renifleurs" a été notamment mise au point par le professeur Van Langenhove du groupe de recherche "ENVOC" de l'université de Gand.

Les différentes équipes du groupe gantois ont eu l'occasion d'expérimenter la méthode dans un grand nombre de cas différents, parfois avec une seule personne, parfois avec des panels plus étoffés. Leur conclusion ^[5,6] est que *"par expérience, un seul observateur est suffisant dans la mesure où la différence de distance maximum observée pour différents observateurs n'est que de 10 à 15 %"*.

Or, sur base de quelques observations-types que nous avons réalisées autour des CET, une telle erreur sur l'appréciation de la distance maximale de perception sur le terrain engendre une erreur de 20 à 30 % maximum sur le débit d'odeur ajusté par le modèle gaussien. Cette erreur sur le débit d'odeur peut, à son tour, engendrer une erreur de 13 à 20 % sur l'étendue des percentiles calculés avec le climat moyen du site.

L'erreur de 10 à 15 % sur l'appréciation de la distance maximale perçue sur le terrain, annoncée par les chercheurs de Gand, est confirmée par nos propres expériences. Nous avons eu plusieurs fois l'occasion de tester la méthode avec des groupes de chercheurs ou des groupes d'étudiants évoluant sur un même site, au même moment. La distance de perception estimée par les différentes personnes est toujours restée dans une fourchette de l'ordre de 10 %.

Une manière plus sévère de considérer l'erreur serait de s'inspirer de l'incertitude annoncée dans la littérature pour la méthode de l'olfactométrie en laboratoire ^[7]. L'intervalle de confiance à 95 % autour de la valeur moyenne de concentration d'odeur déterminée par olfactométrie n'est pas linéaire, puisque la moyenne elle-même est une moyenne géométrique. En fait, pour une valeur moyenne x , l'intervalle à 95 % s'étend environ de $0.5x$ à $2x$, soit de 500 à 2000 pour une concentration d'odeur de 1000 uo/m^3 . Ceci correspond à une erreur "linéaire" de 50 à 100 % sur la concentration d'odeur. Supposons que cet ordre de grandeur soit également valable pour le débit d'odeur sur le terrain, cela correspondrait, selon nos estimations, à une erreur de 30 à 50 % sur l'étendue des percentiles calculés par le modèle.

Comme l'olfactométrie n'est pas comparable à notre méthode de détermination de la distance limite de perception, nous préférons nous en tenir à la première estimation de l'erreur, soit 20 à 30 % sur le débit calculé.

L'erreur sur la détermination de la distance maximale de perception sur le terrain est une erreur aléatoire, pouvant soit la surestimer, soit la sous-estimer, selon les opérateurs, mais en restant dans une fourchette de 10 à 15 %. L'erreur sur le débit est donc de 20 à 30 % au total, soit de ± 10 à ± 15 % par rapport à une valeur "moyenne".

Erreur sur la hauteur de mesure de la vitesse du vent

Les modèles employés supposent toujours que la vitesse et la direction du vent sont mesurées à 10 m au-dessus du niveau du sol, loin de tout obstacle pouvant créer un écran. En réalité, dans notre cas, la mesure était toujours réalisée sur une butte, mais à l'aide d'un mât de mesure dont la hauteur ne dépassait pas 2.5 m environ. La mesure étant réalisée sur une butte, il n'y avait aux alentours pratiquement aucun obstacle propre à modifier la direction du vent. Nous pouvons donc estimer que la direction mesurée est correcte, et ce, d'autant plus que l'enregistrement correspond déjà à une valeur moyenne sur 30 secondes, ce qui élimine les petites variations dues à d'éventuelles turbulences locales.

Cependant, la vitesse du vent, elle, peut être affectée par la proximité du sol, par un effet de frottement qui induit un gradient de vitesse à partir de la surface du sol. Les logiciels de modélisation possèdent une formule de correction qui permet de ramener une vitesse de vent mesurée à une

hauteur h à la vitesse standard mesurée à 10 m. Par exemple, $\frac{u}{u_{ref}} = \left(\frac{h}{10}\right)^{0.23}$ où u_{ref} est la vitesse du

vent mesurée à 10 m et u est la vitesse mesurée à la hauteur de h mètres.

Une telle formule est applicable au cas où le mât de mesure est installé sur un terrain plat, mais s'il est installé sur une butte, la hauteur h à considérer dans notre cas est probablement située entre 2.5 et 10 m. Nous avons, par exemple, souvent considéré $h=5$ m.

En fait, en admettant que la formule ci-dessus est l'image de la réalité, le rapport entre la vitesse à 2.5 m et la vitesse à 10 m vaut 0.73, soit une erreur de 27 % commise sur la vitesse du vent. Il s'agit bien entendu d'une erreur maximale.

En appliquant ce pire scénario à plusieurs cas particuliers (c'est-à-dire en augmentant systématiquement la vitesse du vent de 27 %), nous observons que le débit d'odeur ajusté est pratiquement également augmenté de 27 %. Si le modèle employé était purement gaussien, l'erreur sur le débit Q serait même tout à fait la même que celle sur la vitesse u , puisque la concentration d'odeur serait exactement proportionnelle au rapport Q/u (il faudrait augmenter Q de la même proportion que u pour obtenir la même concentration au même endroit).

Cette éventuelle erreur sur la vitesse du vent est pratiquement systématique, car les conditions de mesure sont assez similaires d'une étude à l'autre : au pire, il s'agirait donc toujours d'une augmentation du débit estimé de l'ordre de 25 %.

Cependant, cette augmentation de la vitesse du vent est concomitante à une plus grande stabilité de l'atmosphère, le gradient vertical de température étant "effacé" par un meilleur mélange de l'air. Or, une plus grande stabilité induit une plus grande zone de dispersion et donc, un plus petit débit ajusté par le modèle pour justifier la zone mesurée sur le terrain. Cet effet est donc contradictoire avec l'effet de transport du panache odorant dû à la vitesse du vent seule. En fait, dans tous les cas que nous avons testés, ces deux effets se compensent pratiquement : l'erreur résiduelle est de l'ordre de 5 % en plus pour le débit d'odeur ajusté.

Erreur sur la détermination de la classe de stabilité

La classe de stabilité, entre A et F (ou entre 1 et 6), est l'un des paramètres auquel le modèle de dispersion est le plus sensible, probablement d'ailleurs exagérément. En prenant comme exemple une situation observée lors de la campagne de Mont-saint-Guibert ^[1], la taille de la courbe limite de perception est multipliée par 2 lorsqu'on passe d'une classe de stabilité A (extrêmement instable) à une classe D (neutre) et par 3 lorsqu'on passe de la classe A à la classe F (extrêmement stable), toute autre condition étant égale.

Le débit d'odeur ajusté par le modèle diminue pratiquement d'une trentaine de pourcent à chaque passage d'une classe de stabilité à la classe voisine, plus stable.

Pour cette étude, nous avons estimé la classe de stabilité en fonction de deux paramètres mesurés sur le site, la vitesse du vent et l'ensoleillement, en suivant le tableau de Pasquill (présenté notamment dans [1]).

Dans ce tableau, les conditions de "radiation forte", "radiation moyenne", etc. ont été estimées selon les critères suivants, concernant l'énergie solaire incidente mesurée sur un plan horizontal :

- inférieure à 110 W/m^2 , ciel couvert ($N=1$)
- entre 100 et 190 W/m^2 , radiation faible
- entre 190 et 300 W/m^2 , radiation modérée
- entre 300 et 750 W/m^2 , radiation moyenne
- supérieure à 750 W/m^2 , radiation forte

Il s'agit là bien sûr d'un choix spécifique, qui ne correspond en rien à des valeurs standardisées, mais qui représente assez bien l'échelle que Pasquill a définie.

Nous estimons néanmoins pouvoir faire une erreur d'une classe vers le haut ou vers le bas.

Si nous avons considéré une seule condition météorologique moyenne par campagne, l'erreur engendrée sur le débit d'odeur serait donc de l'ordre de 30 % (entraînant à son tour une erreur d'environ 20 % sur la taille du percentile). Cependant, notre choix a été de considérer chaque enregistrement météorologique (toutes les 30 secondes) comme une observation séparée, puis de déduire le débit moyen engendré par toutes ces situations. Or, si nous pouvons faire une erreur d'estimation de la classe de stabilité pour une observation particulière, cette erreur sera peut-être dans l'autre sens pour l'observation suivante. Nous estimons donc qu'en moyenne les erreurs imputables à l'estimation de la classe de stabilité se compensent et que l'erreur globale reste inférieure à 5 %. Cela justifie *a posteriori* le choix de la manière dont nous utilisons le modèle (voir point suivant).

Erreur due au choix du modèle et à la manière de l'utiliser

Les points évoqués jusqu'à présent faisaient référence aux erreurs imputables aux mesures précédant l'ajustement par le modèle. Comme celles-ci sont injectées sous forme de variables d'entrée dans le modèle gaussien, nous avons pu étudier la propagation des erreurs jusqu'au résultat final, qui est le tracé des percentiles dans un climat moyen.

Mais la méthode utilisée implique le choix d'un modèle de dispersion, celui d'un logiciel de simulation et d'une manière de l'utiliser. Il est certain que ces choix influencent également le résultat final.

Erreur due au choix d'un modèle de type bi-gaussien

En remontant jusqu'aux options de base, le choix d'un modèle empirique, de type bi-gaussien, oriente certainement de manière fondamentale la taille de la zone de nuisance olfactive estimée.

Ce type de modèle ne prend en compte ni la topographie, ni la dynamique du transport de polluants, ce qui constitue des hypothèses très grossières, mais en même temps, facilite fortement le traitement des données et n'exige pas la connaissance d'un trop grand nombre de paramètres.

Il est très difficile d'évaluer l'erreur imputable à ce choix, car un autre choix ne constitue pas nécessairement une référence plus fiable. Par exemple, un modèle numérique appliquant les équations de Navier-Stokes et une digitalisation du terrain nécessite la connaissance d'un grand nombre de paramètres qui, s'ils ne sont pas mesurés, seront estimés, parfois très grossièrement, en induisant également des erreurs sur les résultats.

Une des justifications du choix du modèle bi-gaussien est qu'il s'agit du modèle le plus populaire et que les résultats obtenus peuvent être comparés à ceux d'autres groupes de recherche.

Il existe néanmoins d'autres types de modèles. Ils peuvent en général être classés en deux catégories : les modèles eulériens et les modèles lagrangiens. Un modèle eulérien est un modèle par différences finies qui discrétise les équations de la mécanique des fluides. Le principe est d'observer le mouvement des particules de gaz en restant sur une grille de récepteurs fixes. Nous possédons le logiciel IBSUrban, qui applique un modèle de type Eulérien. Notre expérience est que le panache calculé est difficilement exploitable (par exemple pour évaluer la concentration à un niveau constant au-dessus du sol) et que, en tout état de cause, il ne permet pas de traiter les odeurs. L'intérêt d'un modèle eulérien est davantage perçu lorsqu'il s'agit de visualiser le transport de polluants dans une topographie telle que celle des rues d'une grande ville, avec des effets "canyon" entre les immeubles.

La tendance en Allemagne, dans la version 2002 de la TALuft, est de préférer un modèle Lagrangien. Ce type de modèle suit chaque "particule" de gaz le long de son parcours dans l'atmosphère. Les particules se déplacent selon la vitesse moyenne du vent, mais sont également sujettes à l'influence de la turbulence, dont l'effet est modélisé en ajoutant à chaque particule indépendamment une vitesse aléatoire, dérivée en l'occurrence d'un processus de Markov. La distribution des concentrations est alors déterminée par comptage du nombre de particules dans un volume donné. Un tel modèle reflète d'assez près la diffusion turbulente réellement observée dans l'atmosphère, tout en permettant la modélisation de la topographie, y compris des obstacles complexes. Il nécessite d'entrer des paramètres météorologiques supplémentaires, comme les fluctuations du vent et les coefficients de diffusion, mais qui peuvent éventuellement être générés automatiquement par le logiciel, grâce à un pré-processeur.

Bien que disposant du logiciel IMMI, qui implémente à la fois un modèle bi-gaussien et un modèle lagrangien, il nous a été difficile d'estimer la différence entre les deux résultats obtenus, en termes de pourcentage d'erreur, car les méthodes ne sont pas réellement comparables entre elles.

Notre impression générale est que le modèle bi-gaussien est suffisant pour le cas qui nous occupe, à savoir une estimation (à 10 ou 20 % près) d'un débit d'odeur, sur un terrain qui en général n'est pas trop perturbé, mais également avec une émission fluctuante et non mesurable directement. Il serait dès lors excessif d'employer un modèle plus fin, qui prendrait en compte la dynamique de la diffusion, alors que l'hypothèse est que l'émission reste constante pendant toute la durée de la mesure.

Une étude succincte réalisée avec le logiciel IBSUrban sur le site de Monceau-sur-Sambre a d'ailleurs semblé montrer que l'influence du relief était surtout marquée aux alentours immédiats des obstacles, mais ne devrait probablement pas modifier de façon très sensible le percentile 98.

Erreur due au choix d'un algorithme de modélisation des odeurs

Un modèle de type bi-gaussien est valable pour des entrées météorologiques moyennées sur des intervalles de l'ordre de 10 à 60 minutes. L'objectif de ces modèles est avant tout de prévoir la dispersion des polluants lors d'études toxicologiques^[8]. Pour étudier les effets chroniques, c'est en effet l'exposition moyenne sur une heure qui doit être connue. Dans ce type de modèle, les pics de concentration très fugaces sont négligés. Ainsi, dans le cas d'une étude de dispersion d'odeur, la concentration moyenne calculée en un point sera peut-être inférieure au seuil olfactif, alors que le seuil aurait pu être dépassé plusieurs fois pendant l'intervalle de temps.

Une première manière de corriger le modèle bi-gaussien pour le rendre applicable au cas des odeurs est d'utiliser la suggestion de Turner pour modifier le temps moyen de calcul des concentrations. Selon cette méthode, pour évaluer par le modèle la concentration d'une odeur C_{odeur} , il faut multiplier la concentration calculée pour un gaz quelconque C_{Gaussien} par un facteur dépendant des constantes de temps caractéristiques :

$$C_{\text{odeur}} = C_{\text{Gaussien}} \times \left(\frac{\tau_{\text{Gaussien}}}{\tau_{\text{odeur}}} \right)^p$$

Dans cette relation, τ_{odeur} est la constante de temps caractéristique pour une odeur, τ_{Gaussien} est la constante de temps caractéristique du modèle gaussien classique et p est un exposant qui est fonction de la classe de stabilité. Par exemple, l'approche préconisée en Allemagne jusqu'il y a quelques années était de considérer que le facteur de correction (le rapport des constantes de temps exposant p) était à peu près égal à 10 : il en est résulté le modèle "facteur 10". Le logiciel canadien TROPOS permet l'utilisation de cette méthode, en suggérant un rapport 10 pour les constantes de temps (c'est-à-dire un temps "odeur" de 6 minutes si le temps "gaussien" est de 1 heure) et un exposant p allant de 0.23 à 0.6 selon la classe de stabilité.

D'autres modèles ont été développés pour d'autres applications. Ainsi, l'impact sur la population de l'émission d'un gaz toxique suite à un accident industriel implique une échelle de temps très courte et l'estimation de pics de pollutions. Des modèles en "bouffées" (puffs) ont été développés pour cet usage. Ils sont parfois utilisés pour simuler la dispersion d'une odeur. Leur inconvénient majeur est que s'ils utilisent, comme le modèle bi-gaussien, une direction de vent moyenne sur une heure, ils ne prennent pas en compte les nombreuses fluctuations de direction durant cette heure.

Enfin, une autre approche est préconisée dans certains logiciels : c'est le modèle de "serpentement" ("meandering"), développé à l'origine par Gifford. L'idée est de considérer un petit panache de forme gaussienne qui serpente entre les limites d'une enveloppe gaussienne plus vaste (figure 19). La largeur de cette zone de serpentement est fonction des données météo et du diamètre du panache. Le logiciel TROPOS, que nous avons employé dans cette étude, couple le modèle gaussien et le modèle de Gifford, ce qui permet de profiter des avantages des deux approches : à la fois tenir compte des fluctuations de concentration et restituer une concentration plus uniforme lorsqu'on s'éloigne de la source. C'est cette approche que nous avons adoptée dans notre étude.

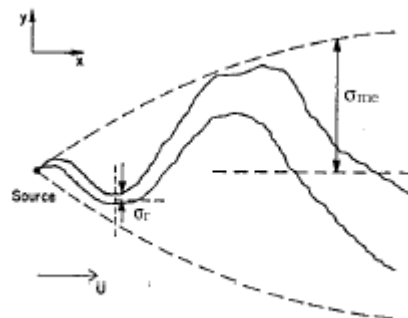


Figure 19 : Serpentement du panache selon Gifford

Les écarts entre les différentes méthodes sont significatifs.

Ainsi, en moyenne pour les 47 cas étudiés, et en considérant comme référence le modèle Gifford couplé au gaussien,

- le modèle gaussien seul fournit un débit d'odeur supérieur de 52 ± 4 % (résultats absolus pratiquement identiques avec le logiciel TROPOS ou le logiciel IMMI)
- le modèle de Turner, avec "facteur 10" ajuste un débit d'odeur inférieur de 85 ± 0.4 % !!!
- le modèle "Puff" (dans Tropos) ne fournit pas une valeur moyenne de la concentration et ne peut donc servir pour ajuster un débit d'odeur

Les différences peuvent donc être énormes pour le débit ajusté. Remarquons néanmoins que le modèle de Turner n'est pas vraiment pertinent pour ajuster le débit d'odeur : le rapport des constantes de temps s'applique essentiellement au calcul des percentiles temporels.

Si les différences en termes de débit ajusté peuvent s'avérer importantes entre les différents modèles, ces différences s'atténuent en termes de percentiles correspondant au climat moyen du site. En effet, si le même modèle est utilisé "en sens inverse" lors de l'ajustement du débit, puis "en sens direct" lors du calcul des percentiles, les différences se compensent, pour fournir des résultats à peu près identiques.

Cela nous amène à conclure que le choix du type de modèle n'est finalement pas trop contraignant pour autant que l'on effectue la démarche totale, comprenant à la fois l'ajustement du débit et le calcul des percentiles avec le même modèle, utilisé de la même manière.

Par contre, si l'on désire exploiter le résultat intermédiaire, qui est le débit d'odeur émis, dans le but par exemple de le comparer aux débits évalués pour d'autres sources, alors il conviendra d'être très critique sur la valeur absolue obtenue, qui peut varier très sensiblement d'un algorithme à l'autre. Dans le cadre de la présente étude, comme il s'agit surtout de comparer des sites de CET entre eux, le débit est utilisé de manière relative, la méthode étant identique dans chaque cas : l'interprétation est alors nettement moins sujette à caution.

Erreur liée à la fréquence des observations météorologiques introduites dans le modèle.

La méthode du "traçage d'odeur sur le terrain", telle qu'elle avait été imaginée au départ par l'équipe de Gand, ajuste le débit d'odeur sur base de données météorologiques moyennes horaires et de la distance maximale de perception dans le sens du vent. Autrement dit, comme la durée totale d'une mesure dépasse rarement une heure, les paramètres à entrer dans le modèle sont uniquement une

ligne de données météo (vitesse, direction du vent, classe de stabilité) relatives à la moyenne sur la durée de la mesure et une seule distance de perception à ajuster par tâtonnements sur le débit d'odeur.

Une telle manière d'appliquer la méthode reste pertinente pour des durées inférieures à l'heure, par exemple de l'ordre de 10 à 20 minutes. Ainsi, dans une étude concernant les élevages^[9], l'équipe du professeur Van Langenhove a réalisé une bonne centaine de mesures, chacune durant moins de 30 minutes, de la distance maximale de perception de l'odeur dans le sens du vent. Le débit d'odeur en est déduit en introduisant dans un modèle bi-gaussien légèrement adapté le climat moyen durant la période de mesure.

Néanmoins, une telle méthode n'est pratiquement applicable que sur un terrain facilement accessible, où la limite de perception peut être atteinte en un temps très court, et avec un débit d'odeur pratiquement constant en fonction du temps.

Dans le cas d'odeurs de CET, l'émission est discontinue, par bouffées, et l'accès aux alentours est souvent difficile (nécessité de sortir de l'enceinte du CET, de parcourir des villages, des champs, des autoroutes, ...).

Plusieurs raisons justifient alors de ne pas utiliser une seule observation moyenne :

- si la direction du vent n'est pas identifiée exactement au départ (sur base par exemple de la girouette de la station météo), l'opérateur peut très bien partir dans une mauvaise direction et indiquer une distance limite qui ne correspond pas au maximum dans la direction moyenne du vent;
- comme cette direction fluctue dans le temps, compte tenu de la durée de la mesure, le point maximum dans la direction du vent n'est pas fixe et il n'est pas toujours possible d'aller jusqu'au bout de la zone avant que la direction du vent ne change;
- le modèle bi-gaussien employé est très sensible aux variations de classe de stabilité; or, si la moyenne de la classe de stabilité sur une heure de mesure est de 3.5 (c'est-à-dire entre "C" et "D"), comme la classe doit rester un nombre entier, il faut choisir 3 ou 4, ce qui peut introduire des erreurs importantes par rapport à la classe "intermédiaire" 3.5;
- la forme du panache visualisé en sortie du modèle est très pointue (voir figure 20) et ne correspond pas au panache réellement observé.

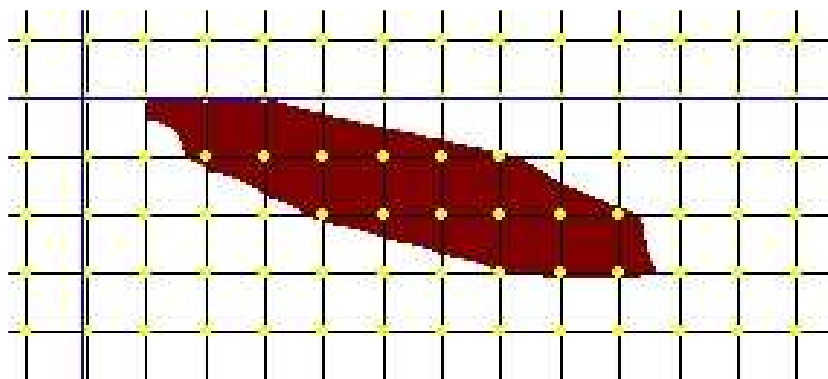


Figure 20 : Allure du panache de dispersion gaussien pour une seule observation météo moyenne

Nous avons donc décidé d'introduire dans le modèle toutes les données météo enregistrées toutes les 30 secondes, ainsi que tous les points "odeur" observés (dont la détection n'est pas synchronisée avec les enregistrements météo), de manière à mieux prendre en compte toutes les conditions observées.

Les arguments en faveur d'une telle méthode sont les suivants.

- Toutes les directions et toutes les vitesses de vent, ainsi que toutes les classes de stabilité réellement observées pendant la période de mesure sont prises en compte. Cela revient en fait à ne pas moyenniser *a priori* les observations météo, mais à réaliser une moyenne *a posteriori* sur le panache global calculé par le modèle.
- Si l'on observe trois fois une classe "3" (ou "C") et 3 fois une classe "4" (ou "D"), le calcul global tiendra compte des 6 cas, ce qui équivaudra à considérer une classe 3.5.

- Les observations "odeur" ou "non odeur" ne doivent pas nécessairement être synchronisées dans le temps avec les observations météo (pour autant que la direction ne change pas de manière trop importante et que, globalement les deux séries concernent la même période) : le modèle ajustera une "courbe enveloppe" qui englobe tous les points "odeur".
- La forme du panache est plus réaliste du comportement global des odeurs dispersées (voir figure 21).

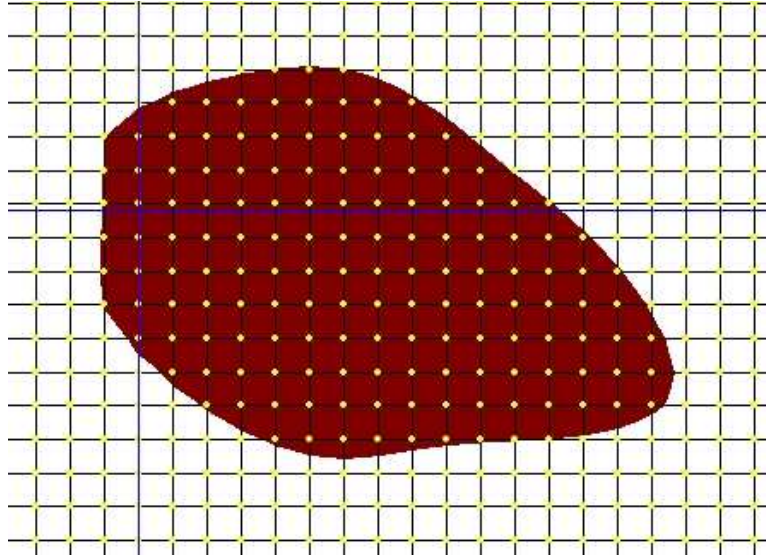


Figure 21 : Allure du panache de dispersion gaussien pour toutes les observations météo

Néanmoins, plusieurs reproches peuvent être faits à l'égard d'une telle approche :

- Le modèle de type bi-gaussien est adapté à une périodicité horaire des observations, et non à une observation toutes les 30 secondes. En particulier, la classe de stabilité est une notion qui possède une certaine inertie et son effet sur la dispersion ne change pas deux fois par minute.
- Le couplage d'un algorithme de "meandering" au modèle bi-gaussien utilisé sur base horaire, prend en compte des fluctuations plus rapides de la concentration, typiquement 10 à 20 fois plus rapide que l'heure. L'utiliser sur base de 30 secondes signifierait qu'on prend en compte des fluctuations de l'ordre d'une ou deux secondes, ce qui est exagéré.

Comme on le constate, les deux approches ont des avantages et des inconvénients : en général, il nous semble pertinent de préférer la nôtre dans le cas d'un climat un peu perturbé et d'émissions fluctuantes des odeurs.

Cependant, il faut être conscient des écarts importants entre les résultats obtenus par les deux méthodes.

En moyenne, pour le modèle "meandering" et pour les 47 mesures, utiliser une seule donnée de climat moyen entraîne une réduction du débit ajusté de 47 ± 17 % par rapport à l'utilisation de toutes les observations météo. Il est évident que si toutes les observations météo sont identiques, les deux approches mènent à des résultats rigoureusement semblables. Plus les paramètres météo évoluent au cours de la durée de mesure, plus la différence entre les deux approches sera importante. Ceci est illustré sur la figure 22 qui montre l'évolution de cette différence (en %) en fonction de l'écart-type sur la direction du vent (calculé selon la méthode de Yamartino^[10]) pour les 47 observations réalisées sur les CET.

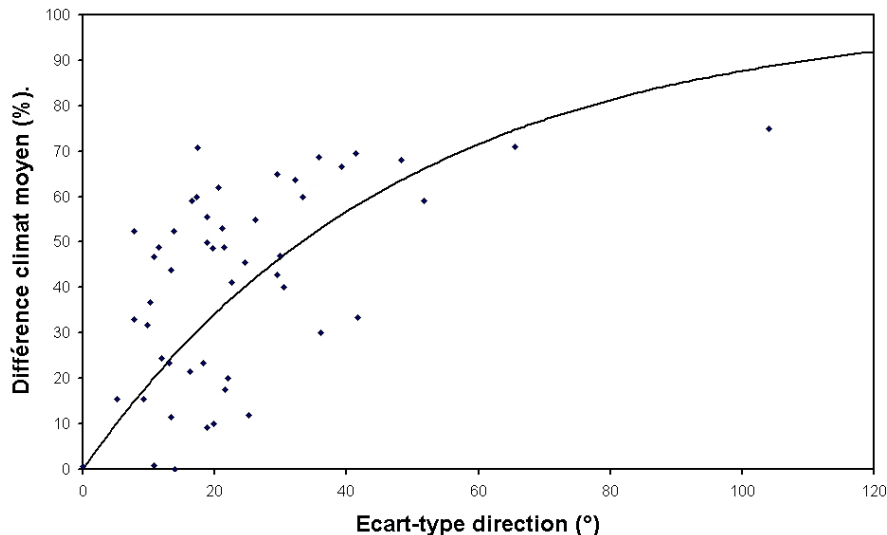


Figure 21 : Tendance à l'augmentation de la différence entre l'approche "observations individuelles" et "climat moyen" en fonction de l'écart-type de la direction du vent.

Erreur liée au choix de l'isoplèthe identifiée à la courbe limite de perception.

La façon dont nous avons procédé pour déduire le débit d'émission pour chaque période d'observation est d'utiliser le modèle pour calculer l'isoplèthe correspondant à une concentration moyenne sur toutes les mesures de 1 uo/m^3 et de l'ajuster à la courbe qui englobe les points "odeur" repérés sur le terrain.

D'autres choix d'isoplèthes auraient pu tout aussi bien être envisagés :

- La ligne qui rejoint les distances maximales correspondant à 1 uo/m^3 sur une période donnée, correspondant à n observations
 Cette isoplèthe est obtenue en demandant au logiciel une simulation avec les concentrations maximales atteintes pendant n observations ($n=2...4...8...24...$), puis le traçage uniquement de l'isoplèthe correspondant à une concentration de 1 uo/m^3 . Dans notre cas, par exemple, si nous choisissons les concentrations maximales sur 8 mesures, le logiciel va déterminer les moyennes glissantes sur 8 mesures consécutives en chaque point, puis ne retiendra que les valeurs maximales de ces moyennes. L'isoplèthe de 1 uo/m^3 pourra alors être tracée sur cette base. Elle peut illustrer dans notre cas particulier la distance maximale de perception de l'odeur pendant une durée de 8×30 secondes, soit 4 minutes.
 Un tel choix peut être tout à fait pertinent, car il caractérise une durée typique de "reniflage" sur le terrain : 4 minutes est à peu de choses près le temps que l'opérateur reste au même endroit.
- L'isoplèthe correspondant à la concentration moyenne sur toute la période de mesure et relative non pas au seuil de perception de 1 uo/m^3 , mais à la concentration de 3 uo/m^3 , réputée être la concentration à laquelle il est possible de reconnaître l'odeur étudiée (et non pas uniquement de percevoir une odeur quelconque). Effectivement, c'est ce que l'opérateur fait sur le terrain : il ne suit que l'odeur étudiée, et pas les odeurs parasites. C'est une des raisons pour lesquelles Van Langenhove n'utilise pas uo/m^3 , mais bien la "sniffing unit" par m^3 , pour éviter les confusions.

De tels choix conduisent évidemment à des débits d'odeur ajustés fort différents de ceux que nous avons obtenus, soit en moyenne sur les cas étudiés :

- 46 ± 15 % inférieurs pour les maximums sur 8 mesures (c'est-à-dire sur 4 minutes dans notre cas),
- 27 ± 19 % inférieurs pour les maximums sur 24 mesures (c'est-à-dire sur 12 minutes dans notre cas)
- 3 fois plus important pour l'isoplèthe correspondant à 3 uom^3 .

Erreur due à la non prise en compte de la réflexion au sol et sur la couche d'inversion thermique

Parmi les paramètres météorologiques qu'il faut introduire dans les modèles intervient la hauteur de la couche d'inversion thermique. La présence d'une couche d'inversion a comme effet sur le panache gaussien une réflexion, comme sur un miroir. Les concentrations calculées en aval de la réflexion sont donc plus importantes que s'il n'y avait pas de couche d'inversion.

Or, nous n'avons jamais introduit de hauteur d'inversion comme paramètre du modèle (nous avons toujours supposé qu'elle était très grande, de l'ordre de 5000 m), pour la simple raison que cette donnée n'était ni mesurée, ni accessible, même *a posteriori* dans les bases de données de l'IRM.

Le même type de réflexion (effet "miroir") peut être envisagé par rapport au sol, en estimant que le panache qui arrive au sol, ne sachant pas descendre plus bas, va "rebondir" sur la surface du sol et contribuer à l'augmentation de la concentration en aval de la réflexion. Il s'agit évidemment d'une approximation très grossière dans la mesure où une telle réflexion parfaite ne serait éventuellement observable que sur un sol parfaitement lisse et plat. Or, le sol n'est jamais tout à fait plat, et de plus, il est toujours couvert de végétation ou de matériaux qui absorbent une bonne partie de l'odeur.

La prise en compte des réflexions au sol ou sur la couche d'inversion sont des options des modèles, que nous avons toujours désactivées dans nos études.

Dans le modèle employé, l'effet de la réflexion sur la couche d'inversion ne se manifeste que très faiblement au niveau du récepteur, en l'occurrence, le nez humain, situé à moins de 2 m de haut. Seules des couches d'inversion très basses (inférieures à une dizaine de mètres d'altitude) peuvent éventuellement influencer de manière sensible la concentration de l'odeur. Comme de telles altitudes d'inversion sont rarement observées (tout au moins en pleine journée, aux moments correspondants à nos mesures), négliger leur effet ne constitue pas une erreur grave.

Il serait éventuellement souhaitable de disposer des occurrences de différentes hauteurs d'inversion comme entrée supplémentaire du climat moyen du site, de façon à en tenir compte lors du calcul des percentiles, mais ces données ne sont malheureusement pas disponibles.

Par contre, avec le même modèle de "serpentement" de Gifford couplé au modèle gaussien, la réflexion sur le sol a pour effet dans notre cas de multiplier par 1.4...1.5 la concentration de l'odeur. L'erreur commise est donc de 50 % en moins sur le débit estimé.

Il s'agit d'une erreur assez importante, qui se manifeste notamment dans le cas où l'on utilise un logiciel disposant d'une option qui permet de négliger la réflexion sur le sol et que l'on désire comparer les résultats obtenus à ceux d'un autre qui imposerait la réflexion.

Certes, le problème avec conditions limites (le sol en l'occurrence) doit logiquement fournir des concentrations plus élevées que le problème sans conditions limites, mais le facteur correctif réel n'est probablement pas aussi élevé lorsqu'on tient compte des capacités d'absorption du sol.

Par ailleurs, l'erreur est compensée lors du calcul des percentiles à l'aide du climat moyen, puisqu'elle agit alors dans le sens inverse. Si on utilise donc le même modèle pour ajuster le débit d'odeur et pour calculer les percentiles, l'erreur commise en omettant la réflexion au sol est négligeable.

Erreur due à une mauvaise estimation de la hauteur d'émission ou à la surélévation du panache

Dans le cadre de cette étude, nous avons toujours supposé que la hauteur d'émission était de 0 mètres, c'est-à-dire que l'émission d'odeur commençait au ras du sol. Or, l'odeur se dégage d'un tas d'ordure, parfois assez élevé par rapport au niveau du sol avoisinant. Il est donc possible qu'une erreur soit introduite à cause d'une mauvaise estimation de la hauteur d'émission.

De même, dans les modèles, il est possible de tenir compte de la surélévation du panache, en sortie de la cheminée d'émission. Lorsque l'effluent est canalisé, le panache peut subir une surélévation Δh par rapport à la hauteur réelle de l'émission (point le plus élevé de la cheminée), qui est due, soit à une différence de température, le gaz plus chaud que l'air ayant tendance à s'élever avant de se propager horizontalement, soit à une quantité de mouvement communiquée au gaz à l'intérieur de la cheminée, soit aux deux effets combinés.

Dans le cas d'émissions diffuses sans cheminée, comme les odeurs de CET, une éventuelle surélévation du panache pourrait être due à la température des déchets, notamment ceux qui ont déjà fermenté quelques jours, pouvant être légèrement supérieure à la température ambiante.

Nous n'en n'avons pas tenu compte dans notre étude : nous avons toujours supposé que la vitesse d'éjection était nulle et que la température des gaz émis était identique à celle de l'ambiance.

En modifiant dans le modèle la hauteur de l'émission de 0 à 5 m et/ou la température du gaz émis de 300 à 400 K, nous n'avons pas constaté de différence discernable : les erreurs imputables à la hauteur d'émission peuvent donc être considérées comme nulles dans notre cas.

Erreur due à la taille et à la forme de la zone d'émission diffuse

Une émission diffuse d'odeur, comme celle d'une surface de déchets, est simulée dans les logiciels par un réseau de sources ponctuelles. Dans notre cas, nous avons par exemple souvent considéré par défaut une zone carrée de 50 m x 50 m, non inclinée par rapport au nord et avec 10 sources ponctuelles sur chacune des dimensions, soit 100 sources au total sur toute la surface.

Dans la présente étude, relative à Froidchapelle, nous avons mesuré très exactement la zone en exploitation et l'avons simulé par une surface plus réaliste, en l'occurrence, un trapèze.

Cependant, quelle que soit la surface considérée, c'est toujours le débit d'odeur global, et non le flux par unité de surface, que nous avons retenu comme variable de sortie. La question que l'on peut se poser est : à égalité de débit global, existe-t-il une grande différence dans la zone de perception olfactive calculée pour différentes surfaces d'émission diffuses.

Nous avons fait varier la surface de 900 à 3600 m², nous avons modifié la forme de la zone (carré, rectangle, trapèze, triangle) : la forme globale du panache n'est guère modifiée et la distance maximum de perception (à quelques centaines de mètres du centre de la zone d'émission) ne change pas de plus de 1 %. Nous pouvons donc estimer négligeable l'erreur imputable à une mauvaise estimation de la taille et de la forme de la zone d'émission.

Synthèse des erreurs

Le tableau 2 synthétise les erreurs potentielles de la méthode. L'erreur relative est évaluée par rapport aux choix réalisés dans cette étude (modèle de Gifford couplé au modèle bi-gaussien, non prise en compte de la réflexion au sol, mât de mesure météo de 5 m, ...).

Cause de l'erreur	Type d'erreur	Erreur relative sur le débit d'odeur	Erreur relative sur le percentile
Perception sensitive sur le terrain	Aléatoire, dans les deux sens	±10 à ±15 %	±7 à ±10 %
Hauteur de mesure de la vitesse du vent	Systématique, surestimation	+5%	+3%
Détermination de la classe de stabilité	Aléatoire, dans les deux sens	<5%	<3%
Choix d'un modèle bi-gaussien	?	?	?
Choix d'un algorithme de modélisation des odeurs	Systématique, le sens dépend de l'algorithme	-85% à +52%	-60% à 35%
Fréquence des observations météorologiques	Systématique, sous-estimation si on considère un climat moyen	-47%	-31%
Choix de l'isoplèthe identifiée à la courbe limite de perception	Systématique, le sens dépend de l'isoplèthe choisie	-46% à +300%	-30% à +200%
Réflexion au sol ou sur la couche limite	Systématique, sous-estimation	-50%	-33%
Hauteur d'émission, surélévation du panache	Systématique, sous-estimation	<1%	<1%
Taille et forme de la zone d'émission diffuse	Systématique, le sens dépend de la zone	<1%	<1%

Tableau 2 : Synthèse des erreurs potentielles de la méthode employée.

Parmi ces dix erreurs, celles qui sont imputables aux choix méthodologiques sont de loin les plus importantes et rendent même pratiquement négligeables les deux premières, dont l'origine est la mesure sur le terrain. De tels choix méthodologiques, impliquant notamment un modèle qui, aussi sophistiqué soit-il, ne sera jamais qu'une imitation très éloignée de la réalité, entraînent inévitablement des erreurs par rapport à cette réalité, inconnue de l'expérimentateur. Ces erreurs méthodologiques doivent probablement être mises en évidence, afin de montrer la fragilité de la démarche et de relativiser l'importance des estimations de terrain. Néanmoins, à notre avis, elles ne doivent pas intervenir dans l'intervalle de confiance qu'on pourrait dessiner autour de la zone de nuisance estimée : tous ces choix sont argumentés et, une fois qu'ils sont réalisés, on peut considérer que la méthode est définie une fois pour toutes et qu'on ne reviendra plus sur ces options de base.

La préférence de Van Langenhove, de ne pas faire référence aux uo/m^3 , mais à des "sniffing unit par mètre cube" (su/m^3), permet, évidemment, de ne pas se soucier de ces erreurs méthodologiques. Les débits estimés par les équipes de Gand ne peuvent pas être comparés à des débits d'odeur évalués par d'autres méthodes, en unité-odeur par seconde, puisqu'il ne s'agit pas du même paramètre. Les choix réalisés définissent donc par eux-mêmes l'unité employée et on ne peut les contester. Néanmoins, l'objection tout aussi évidente que l'on peut opposer à une telle démarche est que les débits en su/s ne sont précisément comparables à aucun autre débit en uo/s mesurés par ailleurs, et qu'ils ne sont comparables qu'à ceux qui sont mesurés par les mêmes équipes, avec le même modèle et les mêmes choix méthodologiques.

Au risque de rendre notre méthode moins pertinente, nous considérerons qu'elle mesure bien des débits en uo/s . En effet, pour des odeurs diffuses, discontinues, très variables et pouvant provenir de différentes sources, comme c'est le cas sur les CET, il n'y a pas vraiment de méthode alternative pour évaluer le débit d'odeur global. Or, ce sera un débit en uo/s ou un percentile 98 faisant référence à $1 \text{ uo}/\text{m}^3$ qui pourra faire l'objet d'une imposition dans le cadre d'un permis d'exploiter, et non des "sniffing units" mesurés par une méthode tout à fait spécifique.

Ce qui nous incite à considérer notre méthode comme assez fiable est la relative cohérence avec les résultats d'autres études, réalisées sur des émissions d'odeurs de CET, avec d'autres techniques de mesure.

Ainsi, dans une étude réalisée pour Biffa, Frechien et OdourNet UK^[11] ont tenté d'évaluer les émissions d'un CET dans différentes conditions. Leurs résultats montrent que le processus de dépôt des immondices produit un flux d'odeur de l'ordre de $60 \text{ uo}/\text{m}^2\text{s}$, qui tombe entre 1 et $25 \text{ uo}/\text{m}^2\text{s}$ pour des zones de déchets non couvertes, quelques heures après le dépôt des immondices, et entre 0.5 et $4.7 \text{ uo}/\text{m}^2\text{s}$ pour des déchets couverts journalièrement.

Par ailleurs, Odotech a mesuré à l'émission sur un site d'enfouissement canadien^[12] des flux de $2.6 \text{ uo}/\text{m}^2\text{s}$ pour des déchets anciens et de $5.4 \text{ uo}/\text{m}^2\text{s}$ pour des déchets mixtes ou $3.5 \text{ uo}/\text{m}^2\text{s}$ pour la zone d'attente des remorques.

Enfin, le Certech, en février 2000^[13] a estimé un débit d'odeur global pour les émissions diffuses sur le CET de Mont-saint-Guibert d'environ $34\,000 \text{ uo}/\text{s}$.

Or, en moyenne sur les 47 observations que nous avons réalisées autour des CET, le débit global d'odeur de déchets vaut environ $43\,000 \text{ uo}/\text{s}$ et on pourrait grossièrement estimer que le flux d'odeur de déchets dérivé de nos résultats est situé entre 8 et $30 \text{ uo}/\text{m}^2\text{s}$.

Ces résultats sont assez semblables à ceux trouvés dans la littérature, en les surestimant peut-être très légèrement, ce qui est justifié par le fait que la plupart des erreurs "acceptables" dans le tableau ci-dessus vont dans le sens d'un débit d'odeur plus faible. Notre estimation pourrait dès lors être considérée comme une valeur "pire", bien que restant tout à fait vraisemblable.

L'idéal serait de valider la méthode en imposant un débit d'odeur connu sur un site donné, avec des conditions météorologiques connues, puis de tenter de retrouver ce débit par notre méthode de traçage sur le terrain et d'ajustement par modèle de dispersion. Malheureusement, ce type d'expérience n'est pas simple à réaliser en pratique, et nous n'avons pas trouvé dans la littérature de tableau d'observations de référence de ce type.

Dans les annexes de l'étude sur les élevages réalisée à Gand^[9], figure un tableau d'observations mentionnant pour chacune d'entre elles la distance maximale de perception olfactive, le climat moyen pendant la durée de l'observation et le débit d'odeur ajusté par le modèle. En utilisant ces données d'entrée, nous aurions, par le logiciel Tropos, avec les hypothèses choisies, estimé un débit d'émission pratiquement équivalent en moyenne, bien que pouvant s'écarter de 45% pour certaines observations ponctuelles par rapport au débit estimé par Gand. En général notre débit estimé est plus faible que celui de Gand pour des situations de climat neutre ou stable (à partir de la classe D) et il est

plus important pour des situations de climat plus instable (classe B). Néanmoins, ces faibles écarts moyens montrent que le choix du modèle et celui des hypothèses méthodologiques sont pertinents par rapport à ceux réalisés par le concepteur de la méthode.

Une seconde manière de valider la méthode *a posteriori* est de comparer la zone de nuisance déterminée par le percentile 98 aux plaintes enregistrées dans le voisinage : il y a souvent concordance entre les deux, même si le nombre de plaintes enregistrées n'est en général pas suffisant pour pouvoir en déduire une zone limite exacte.

Remarquons enfin que nous n'avons pas calculé un intervalle de confiance autour de la moyenne des débits estimés pour un site donné. Ainsi, pour la présente étude relative à Froidchapelle, le débit moyen est de $39\,334 \pm 11\,795$ uo/s si nous calculons, de part et d'autre de la moyenne, un intervalle de confiance à 95%. Or, cet intervalle de confiance, toujours très large, traduit surtout la variabilité des émissions, et pas l'erreur "mathématique" de la méthode (même si elle est incluse dans l'intervalle). Ce ne serait le cas que si le débit d'émission avait été rigoureusement identique d'une mesure à l'autre.

La plus grande limitation de cette approche est que la zone de nuisance n'est estimée que sur base d'une dizaine de mesures ponctuelles, en général réalisées au cours d'une période donnée, non représentative de toutes les conditions climatiques. Cette remarque est d'ailleurs valable pour n'importe quelle campagne de mesure de courte durée.

En résumé, nous pouvons conclure que la méthode préconisée s'avère assez pertinente pour déterminer le percentile 98, image de la zone de nuisance olfactive. Elle est surtout valable lorsque le résultat intermédiaire, c'est-à-dire le débit d'odeur, n'est pas utilisé comme variable de sortie et que le même modèle, avec les mêmes hypothèses, sont choisis à la fois pour l'ajustement du débit d'odeur et pour le calcul des percentiles. Dans le tableau 2 ci-dessus, en effet, la plupart des erreurs se compensent lorsque le modèle est utilisé une fois en sens inverse et une fois en sens direct.

Bien que nous préconisons cette méthode chaque fois que le climat est un peu perturbé et les émissions fluctuantes, elle sera d'autant plus pertinente que le climat et l'émission restent relativement stationnaires et que la détection des points-limites est réalisée le plus rapidement possible.

Conclusions

L'étude sur Froidchapelle a apporté un certain nombre de résultats qualitatifs et quantitatifs.

Qualitativement, dans le cas spécifique du CET de Froidchapelle, il semble que ce soit surtout l'odeur de déchets frais qui est perçue aux alentours du site, même si à proximité du CET soient également perçues des odeurs de lixiviats, de biogaz et de boues de station d'épuration. Peu de plaintes sont enregistrées.

Quantitativement, l'étude aura permis d'estimer un débit moyen d'émission de l'odeur de déchets sur le site de $39\,334$ uo/s, soit $142\,000\,000$ uo/h. En admettant comme vraisemblable la dimension de la surface d'émission ($4\,928\text{ m}^2$), ce débit représenterait un flux surfacique de 8 uo/s.m².

Cette valeur est du même ordre de grandeur que celles trouvées précédemment pour les autres CET wallons (entre 12 et 30 uo/s) et dans la littérature.

La zone de nuisance olfactive s'étend jusqu'à une distance maximum de 1500 m de la cellule exploitée. En ne reprenant dans le tableau 2 que les erreurs de mesure sur le site, l'intervalle de confiance serait de l'ordre de 150 m de part et d'autre de cette zone. Les maisons riveraines potentiellement atteintes sont presque exclusivement celles du village d'Erpion, au sud du CET.

Bibliographie

[1] NICOLAS, J. (7 Février 2002) *Campagne de mesure des odeurs sur le CET de Mont-Saint-Guibert. - Mise au point d'une méthode d'estimation des nuisances.*

[2] NICOLAS, J., PEREZ, E. (18 Avril 2002) *Campagne de mesure des odeurs sur le CET d'Hallembaye – Estimation des nuisances olfactives et ajustement de la méthodologie.*

- [3] NICOLAS, J., CHAPLAIN, A.S.. (12 Août 2002) *Campagne de mesure des odeurs sur le CET "Champ-de-Beaumont à Monceau-sur-Sambre – Estimation des nuisances olfactives.*
- [4] NICOLAS, J., CHAPLAIN, A.S. (17 Octobre 2002) *Campagne de mesure des odeurs sur le CET "Cour-au-Bois" à Braine-le-Château. – Estimation des nuisances olfactives et suggestion d'une méthode simplifiée.*
- [5] VAN LANGENHOVE, H., VAN BROECK, G. (2001) *Applicability of sniffing team observations : experience of field measurements.* – Water Science and Technology, **44** – 65-70
- [6] MOORTGAT, M., SCHAMP, N., VAN LANGENHOVE, H. (1992) *Assessment of odour nuisance problem in Flanders : a practical approach.* – Biotechniques for Air Pollution Abatement and Odour Control Policies. A.J. Dragt and J. van Ham (eds.) Elsevier Science Publishers B.V., the Netherlands.
- [7] OdourNet UK Ltd (2001) *Odour Impacts and Odour Emission Control Measures for Intensive Agriculture.* – E.P.A. Report – ISBN 1-84095-075-7
- [8] PAGE, T., GUY, C. (1997) *Odor dispersion modeling* - Air & Waste Management Association's 90th annual meeting & exhibition, June 8-13, 1997, Toronto, Ontario, Canada.
- [9] HENDRKS, J., ANDRIES, A., SAEVELS, P., LERIBAU, C., VRANKEN, E., VINCKIER, C., BERCKMANS, D., DE BRUYN, G., BARON, M., VAN LANGENHOVE, H. (2001) *Ontwikkeling van een eenvoudige procedure voor de bepaling van geur- en ammoniakemissies van agrarische constructies ten behoeve van een aangepaste milieureglementering in Vlanderen – Deel 2 – Meetprocedure voor ammoniak- en geuremissies van agrarische constructies.* Rapport Programma Beleidsgericht Onderzoek, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap – 166 p + bijlage
- [10] YAMARTINO, R. J. (1984). *A comparison of several "single-pass" estimators of the standard deviation of wind direction.* J. Climate Appl. Meteor., **23**,:1362-1366.
- [11] FRECHIEN, F.B. (1995) *A new model for estimation of odour emissions from landfill and composting facilities.* Proceedings Sardinia 95 Fifth International Landfill Symposium. CISA Publisher, Cagliari.
- [12] ODOTTECH (2001) *Caractérisation des émissions atmosphériques et évaluation de l'impact-odeur du lieu d'enfouissement sanitaire (L.E.S) de la région intercommunale Argenteuil Deux-Montagnes (RIADM) - Volet D d'un rapport d'Odotech (Montréal-Canada) préparé pour la RIADM.*
- [13] CERTECH (2000) *Mesures olfactométriques sur le Centre d'Enfouissement Technique de Mont-saint-Guibert- Deuxième étape : évaluation des sources diffuses.* Rapport réalisé le 4/2/2000 pour l'ISSEP.