



HAL
open science

Évaluation sur site de différentes méthodes de mesure des émissions gazeuses d'une installation de compostage

P. Mallard, I. Zdanévitch, F. Pradelle, E Frejafon

► To cite this version:

P. Mallard, I. Zdanévitch, F. Pradelle, E Frejafon. Évaluation sur site de différentes méthodes de mesure des émissions gazeuses d'une installation de compostage. [Rapport de recherche] irstea. 2008, pp.134. hal-02591809

HAL Id: hal-02591809

<https://hal.inrae.fr/hal-02591809v1>

Submitted on 15 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Projet EMISITE : évaluation sur site de différentes méthodes de mesure des émissions gazeuses d'une installation de compostage

Rapport final

INERIS



NUMTECH
L'ATMOMODÉLISATION

août 2011

Rapport préparé pour l'ADEME, conjointement par le Cemagref, l'INERIS et NUMTECH,
dans le cadre du programme « Emissions atmosphériques du compostage »

Titre : Évaluation sur site de différentes méthodes de mesure des émissions gazeuses d'une installation de compostage

Title: *On-site assessment of different methods to measure gaseous emissions from a composting plant*

Auteurs : Pascal MALLARD, Isabelle ZDANEVITCH, Frédéric PRADELLE, Émeric FREJAFON

Ont contribué à la réalisation des travaux :

- du Cemagref : Pascal MALLARD, Jean-Claude BENOIST, Jean-Philippe BLANQUART, Mylène LAUNAY, Eric LE SAOS
- de l'INERIS : Isabelle ZDANEVITCH, Emeric FREJAFON, Francis GUILLOT, Morgane DALLE, Christian MALVAUX, Augustin RENAUD, Adrien DERMIGNY, Denis VAN ELSUVE
- de NUMTECH : Frédéric PRADELLE, Emmanuelle LAFONT
- de Trace Environnement (analyses de COV) : Isabelle DENIS

Les auteurs tiennent à remercier pour leur aide les responsables et le personnel d'exploitation des deux sites de compostage sur lesquels ont porté les expérimentations.

N° de contrat ADEME : 0675c0081

Date du contrat : 19 décembre 2006

Durée du contrat : 20 mois

Nom du responsable ADEME : Olivier THÉOBALD

Confidentialité : néant

Résumé :

Les émissions gazeuses sont une des principales causes des impacts environnementaux du compostage. Les méthodes de mesure en vraie grandeur de ces émissions restent en développement, s'agissant des sources diffuses comme la surface des andains ou lors des opérations de retournement ou de criblage. Le projet présenté ici visait à contribuer au progrès de ces méthodes, en testant comparativement sur site quatre d'entre elles : la chambre à accumulation, la chambre à renouvellement, le tunnel ventilé et une méthode indirecte, la modélisation inverse. Les gaz étudiés ont été principalement le dioxyde de carbone, le méthane, le protoxyde d'azote et l'ammoniac. La modélisation inverse n'a porté que sur l'ammoniac. La thermographie infrarouge a été testée également afin de visualiser les zones d'émissions gazeuses en fonction de leur intensité. En parallèle, des sondages ont été réalisés pour mesurer les concentrations gazeuses au sein des andains, et un bilan matière a été effectué pour déterminer la perte de carbone liée à la biodégradation au cours de la période d'essai. Deux sites ont ainsi été étudiés, l'un de compostage d'ordures ménagères prétraitées en andains avec aération passive, l'autre de compostage de boues et broyats de bois en casiers sous aération forcée. Les deux sites se sont révélés très différents, aussi bien quant à la nature des gaz émis qu'en termes de conditions de mesure. En particulier, la perméabilité du produit et le vent apparaissent comme les principaux facteurs déterminants pour les émissions et pour la qualité des mesures. Au-delà des quelques difficultés de mise en œuvre rencontrées, les deux campagnes ont fourni un nombre important de données d'émissions. Elles ont montré l'étendue des écarts de mesure existant entre méthodes ou, pour une même méthode, en fonction de ses paramètres de fonctionnement. Pour les méthodes par prélèvement, la perturbation des conditions de pression au voisinage de la source par l'équipement de prélèvement s'avère jouer beaucoup sur la représentativité de la mesure, y compris pour des différences de pression extrêmement faibles (de l'ordre de 0,1 Pa). Des investigations complémentaires seront cependant nécessaires pour mieux comprendre les écarts constatés entre méthodes. La mesure des émissions d'ammoniac, du fait de la solubilité de ce gaz dans l'eau et de ses mécanismes de volatilisation, demande des précautions particulières de prélèvement et d'analyse, qui n'avaient pas été prises ici. Pour ce gaz, en revanche, le suivi des concentrations ambiantes à distance de l'installation avec un faisceau optique (DOAS), associé à une modélisation inverse des flux émis (RDM) tenant compte des conditions de vent, apparaît comme une méthode prometteuse, même si la réalisation d'un second essai devrait permettre de mieux en apprécier les potentialités.

Mots-clés : compostage, émissions gazeuses, métrologie, dioxyde de carbone (CO₂), méthane (CH₄), protoxyde d'azote (N₂O), ammoniac (NH₃), composés organiques volatils (COV), chambre à accumulation, chambre à flux, tunnel à balayage, spectroscopie optique différentielle (DOAS), modélisation inverse (RDM)

Abstract:

Gaseous emissions are one of the main causes for environmental impacts of composting. Real scale measurement methods for these emissions remain under development, regarding diffuse sources like windrows or turning and sieving operations. The aim of the work here was to contribute to the development of these methods, by testing comparatively four of them on site: static chamber, dynamic flux chamber, wind tunnel and reverse modelling. The gases studied were mainly carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O) and ammonia (NH₃). Reverse modelling only dealt with ammonia. Infrared thermography was also tested, in order to identify emission areas according to their intensity. Gaseous concentrations inside the compost were systematically measured. The compost was analysed before and after emissions measurements in order to assess the quantity of carbon lost by biodegradation during this time. Two composting processes were studied in this way, one in passively aerated windrows on pre-treated municipal solid waste, the other one by forced aeration on sewage sludge mixed with wood chips. The two plants appeared to be very different, both on gaseous emissions and on the conditions of measurement. The compost permeability and the wind are probably the main factors explaining these differences. Apart from some practical difficulties encountered, the experimentations provided a number of emissions factors. They showed how different the results could be between different methods or, for a given method, according to its operating conditions. For direct methods, the modification of the pressure just above the compost induced by the air sampling device seems to be crucial for the representativeness of the measure, even for a very light disturbance (on the order of 0.1 Pa). But further investigations are needed to better understand the differences obtained between methods. The measure of ammonia emissions requires particular care, because of the solubility in water and of the volatilization mechanisms of this gas. This was not applied here. For this gas however, reverse modelling of emissions, based on the monitoring of ambient concentrations in the vicinity of the plant by a differential optical absorption spectrometry, turns out to be a promising method, even if a second experiment would allow to better assess its possibilities.

Keywords: composting, gaseous emissions, metrology, carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O), ammonia (NH₃), volatile organic compounds (VOC), static chamber, flux chamber, wind tunnel, differential optical absorption spectrometry (DOAS), reverse dispersion modelling (RDM)

Sommaire

SOMMAIRE.....	7
ACRONYMES.....	11
INTRODUCTION : CONTEXTE ET FINALITÉS DE L'ÉTUDE	13
Objectifs généraux.....	13
Rapide état de l'art.....	13
Objectifs spécifiques et contenu de l'étude.....	15
MOYENS ET MÉTHODES.....	17
Sites d'étude	17
Vue d'ensemble des expérimentations réalisées	17
Campagne d'avril 2007	18
Description du site.....	18
Réalisation et localisation des mesures.....	19
Campagne d'octobre 2007.....	22
Description du site.....	22
Réalisation et localisation des mesures.....	23
Méthodes de mesure des émissions gazeuses.....	25
Mesures sur source canalisée (site A).....	25
Chambre à accumulation	25
Principe général.....	25
Calcul du flux	26
Gammes des flux accessibles	27
Réalisation des mesures.....	27
Chambre à renouvellement.....	27
Tunnel ventilé.....	30
Analyses de COV	32
Suivi DOAS et modélisation inverse.....	32
Description de la méthodologie.....	32
Description de l'analyseur DOAS	32
Description des mesures DOAS réalisées sur le site B.....	34
Configuration du modèle de dispersion.....	36
Investigations connexes.....	39
Caractérisation des produits et bilans matière	39
Localisation des émissions par thermographie infrarouge	40
Mesure des concentrations interstitielles par sondage.....	40
RÉSULTATS POUR CHAQUE MÉTHODE	43
Caractérisation des produits et bilans matière	43
Site A.....	43
Site B.....	46

Localisation des émissions par thermographie infrarouge	48
Concentrations interstitielles obtenues par sondage	51
Site A	51
Cartographie des émissions	51
Concentrations moyennes	54
Suivi après retournement	54
Site B	55
Mesures directes à la chambre à accumulation	56
Site A	56
Influence de l'exposition sur les flux surfaciques	57
Site B	58
Mesures directes à la chambre à renouvellement	61
Site A	61
Site B	65
Mesures directes par tunnel ventilé	66
Analyses de composés organiques volatils	68
Site A	68
Site B	70
Estimation des flux surfaciques de COV	71
Emissions gazeuses des tubes de pré-compostage (site A)	73
Suivi DOAS et modélisation inverse (site B)	75
Site A	75
Site B	78
Résultats DOAS	78
Concentrations mesurées par le DOAS	79
Concentrations simulées par le modèle ADMS	79
Application de la méthode de « modélisation inverse »	81
Interprétation des résultats et perspectives	83
SYNTHÈSE ET COMPARAISONS	87
Essais de bilans à l'échelle des sites	87
Site A	87
Phase de précompostage en tubes rotatifs	87
Phase de compostage en andains retournés et de maturation	87
Extrapolation à l'ensemble du site A	89
Site B	89
Facteurs d'émissions moyens	89
Estimation des émissions globales du site	92
Comparaison entre les sites A et B	92
Comparaison des facteurs d'émission moyens	92
Emissions de COV	93
Comparaisons entre méthodes	94
Mesures d'émissions et bilans matière	94
Localisation des émissions et thermographie infrarouge	95
Mesures d'émissions et données de sondage	95
Mécanismes d'émission	95

Etude de l'oxydation du méthane	96
Chambre à accumulation, chambre à renouvellement, tunnel ventilé	98
Site A	98
Site B	100
Interprétation des écarts constatés	102
Méthodes directes et modélisation inverse	102
Comparatif qualitatif entre les 4 méthodes testées	103
Enseignements, recommandations, lacunes	105
Variabilité des émissions et mesure	105
Représentativité des mesures directes	105
Suivi DOAS et modélisation inverse : des potentialités à confirmer	106
Thermographie infrarouge	106
Intérêt et difficultés du bilan matière	107
Les spécificités de l'ammoniac	107
Conclusion générale et perspectives	108
ANNEXES	109
Résultats bruts des analyses sur composés	109
Site A	109
Site B	110
Détail des mesures de flux par accumulation et des résultats de sondage sur le site A. 113	
Caractéristiques techniques du modèle de dispersion ADMS4	123
1. Aspects techniques : modélisation atmosphérique	123
2. Modules intégrés au logiciel ADMS	125
3. Validation et références	126
Table des illustrations	127
Tableaux	127
Figures	129
Références	133

Acronymes

- ADMS[®] : Atmospheric Dispersion Modeling System
- BLS : Backward Lagrangian stochastic (type de modélisation inverse)
- DOAS : Differential Optical Absorption Spectroscopy (absorption dans l'ultra-violet)
- DV : déchets verts
- FID : Flame Ionization Detector
- GC : gas chromatography
- HCT : hydrocarbures totaux
- IHF : Integrated Horizontal Flux (méthode micrométéorologiques de mesure des émissions)
- IR : infrarouge
- MO : matière organique
- MS : matière sèche
- nd : non disponible
- PID : Photo-Ionization Detector
- RDM : Reverse Dispersion Modeling
- US EPA : United States Environmental Protection Agency

Introduction : contexte et finalités de l'étude

Objectifs généraux

Le compostage bénéficie d'une image de procédé « propre » vis-à-vis de l'environnement. Ce mode de traitement peut cependant, sans que cela remette forcément en cause son intérêt, aboutir à un transfert de pollution du produit traité vers l'atmosphère. En effet, une bonne partie de la matière organique biodégradée est émise dans l'atmosphère sous forme gazeuse. Parmi les composés émis, certains ne posent pas problème comme la vapeur d'eau ou le dioxyde de carbone (biogénique), tandis que d'autres sont potentiellement polluants ou nuisants : méthane (CH₄) et protoxyde d'azote (N₂O) pour l'effet de serre, ammoniac (NH₃) pour l'eutrophisation et l'acidification des milieux, hydrogène sulfuré (H₂S) et composés organiques volatiles (COV) pour les odeurs ou leur toxicité. La comparaison du compostage avec d'autres filières de traitement doit tenir compte de ces effets potentiels. Certains auteurs vont ainsi jusqu'à recommander d'éviter le compostage des fumiers lorsque leur enfouissement direct dans le sol est possible (Parkinson, Gibbs *et al.*, 2004). Autre exemple, le bilan « effet de serre » du compostage peut s'avérer négatif, selon les hypothèses de calcul, par rapport aux autres filières de traitement des déchets ménagers (Eco-Emballages, ADEME, 2001).

Or, les émissions gazeuses associées au compostage sont encore assez mal connues, à la fois en termes de compréhension des mécanismes sous-jacents et de quantification des émissions réelles. Celles-ci sont extrêmement variables d'un site à l'autre, en volume et en composition, en fonction de la nature et des propriétés physiques des déchets traités, ainsi que des conditions de traitement comme l'aération, l'humidité et la température, et fluctuent au cours du temps selon l'état d'avancement de la biodégradation et les conditions environnantes, notamment le vent pour les installations ouvertes (Mallard, Gabrielle *et al.*, 2005). Faute de pouvoir les mesurer en continu sur toutes les installations et dans toutes les configurations envisageables, la modélisation de ces émissions apparaît nécessaire. Cela suppose à la fois des études en laboratoire pour comprendre les mécanismes d'émissions et leurs facteurs déterminants, et des mesures en grandeur réelle permettant de déterminer les ordres de grandeur, de diagnostiquer les installations et de caler les modèles d'émission.

Les mesures d'émissions gazeuses sur sites de compostage ont été peu pratiquées jusque récemment. Si les sources canalisées (sortie de dispositif d'aération) ne posent pas de réel problème méthodologique, il n'en va pas de même pour les émissions surfaciques, pour des raisons que nous détaillerons plus loin. Pour ces dernières, des méthodes de mesure fiables et de mise en œuvre aisée restent à mettre au point et à évaluer. C'est dans cette perspective globale que se situe la présente étude.

Rapide état de l'art

La mesure des émissions d'ammoniac liées à l'épandage des effluents d'élevage a fait l'objet de nombreux travaux de recherche, à compter surtout des années 1980 (Shah, Westerman *et al.*, 2006). Ces travaux se sont étendus ensuite au stockage des lisiers et fumiers et aux émissions associées d'ammoniac, mais aussi de gaz à effet de serre et, dans une moindre mesure, de composés odorants. Ils ont concerné également les émissions du sol suivant l'épandage d'engrais minéraux et de produits phytosanitaires. D'autres travaux ont porté sur la quantification du biogaz (à forte proportion de méthane) issu des installations de stockage de déchets.

Pour ces applications, une grande diversité de méthodes de mesure, plus ou moins élaborées, a ainsi vu le jour (Shah, Westerman *et al.*, 2006 ; Trégourès, Beneito *et al.*, 1999). Coexistent deux grands types de

méthodes : (i) des méthodes directes, consistant à capter une partie ou la totalité des gaz émis par la source, (ii) des méthodes indirectes dont le principe est de remonter au terme source à partir de la mesure des concentrations ambiantes et d'hypothèses de dispersion atmosphérique des gaz émis. Parmi les premières, on peut distinguer essentiellement la chambre à accumulation, la chambre à renouvellement et le tunnel ventilé (wind tunnel). Dans la chambre à accumulation, on mesure l'augmentation des concentrations liée à la diffusion des composés gazeux émis. Dans la chambre à renouvellement, les gaz émis sont « portés » par un courant d'air propre. Le tunnel ventilé permet de reproduire l'effet du vent sur les émissions, il est particulièrement adapté aux émissions d'ammoniac qui y sont sensibles. Comme exemples de dispositifs, on peut citer la chambre à flux de l'US EPA dévolue aux mesures sur installations de stockage et souvent citée en référence (Klenbusch, 1986), le tunnel ventilé de (Wang, Jiang *et al.*, 2001) amélioré vis-à-vis du mélange de l'air et de son prélèvement, et la chambre à flux et à recirculation d'air de (Reichman, Rolston, 2002) comme dispositif hybride spécialement intéressant.

Les méthodes indirectes sont les méthodes micrométéorologiques, elles ont le gros avantage par rapport aux méthodes par prélèvement d'être non intrusives, dans le sens où elles ne perturbent ni les émissions ni le procédé lui-même. Parmi elles, on peut citer les trois suivantes. La méthode par gaz traceur consiste à comparer les concentrations ambiantes des gaz recherchés et d'un gaz traceur émis en quantité connue à l'emplacement de la source (Béline, Sneath *et al.*, 2004). La méthode par intégration des flux horizontaux (IHF) procède par sommation des différences de concentrations, mesurées à différentes hauteurs, entre l'aval et l'amont de la source par rapport au vent. La modélisation inverse se base sur un suivi des concentrations en un point ou plusieurs au voisinage de la source, pour remonter au flux émis via la modélisation de la dispersion des gaz liée aux conditions atmosphériques (Wilson, Flesch *et al.*, 2001; de Haro Marti, Sheffield *et al.*, 2007).

L'effort de recherche sur la mesure des émissions gazeuses a été bien moindre, à ce jour, en ce qui concerne le compostage. La perméabilité du compost fait qu'une partie importante des émissions a lieu par convection (et plus encore dans le cas d'une aération forcée positive), et que les écoulements d'air associés sont extrêmement sensibles aux perturbations induites par les méthodes directes. En particulier, les chambres à accumulation et à flux à faible débit « bloquent » les émissions sortantes et ne peuvent donc rendre compte valablement des flux convectifs, en valeur absolue. Sur site industriel, les volumes manipulés rendent peu envisageable une mesure par prélèvement intégral des émissions, contrairement à ce qui peut être fait sur un tas de fumier ou une fosse de stockage ou à l'échelle du mésocosme (Fukumoto, Osada *et al.*, 2003 ; Morand, Peres *et al.*, 2005 ; Parkinson, Gibbs *et al.*, 2004). Dans le cas des méthodes indirectes, la difficulté peut provenir de l'impossibilité d'isoler la source visée (un andain, par exemple) des autres sources d'émissions sur l'installation ou à l'extérieur, ou de la complexité des écoulements d'air au voisinage de la source. Il peut s'avérer alors plus simple de faire porter la mesure sur l'ensemble de l'installation (Van Langenhove, Van Broeck, 2001).

Il n'existe pas, à notre connaissance, de publication scientifique méthodologique relative à la mesure des émissions du compostage qui prenne en compte ces spécificités. Les appareillages employés sont souvent la chambre à accumulation ou à renouvellement, utilisés soit sans grande précaution quant à la qualité des résultats fournis, soit uniquement à des fins comparatives (Czepiel, Douglas *et al.*, 1996 ; Day, Krzymien *et al.*, 1998). Outre celui de (Reichman, Rolston, 2002) cité ci-dessus, un des dispositifs de mesure directe le plus adapté trouvé dans la littérature est sans doute celui de (Romain, Godefroid *et al.*, 2005), qui mesurent sur des andains de déchets ménagers en aération passive un flux sortant de $15 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$. (Sommer, McGinn *et al.*, 2004) comparent, sur un tas de fumier en « compostage » de 3 mètres de diamètre, les mesures des émissions de NH_3 , CH_4 et N_2O par IHF et modélisation inverse (modèle de type BLS), avec celles par boîtes à accumulation. L'originalité de la méthode IHF mise en œuvre est le montage sur un dispositif rotatif restant parallèle au vent des sondes de mesure de concentration. Les deux méthodes indirectes apparaissent concordantes, et donnent logiquement des valeurs d'émissions de 5 à 8 fois supérieures à celles obtenues avec les boîtes d'accumulation, celles-ci ne mesurant que les flux diffusifs. A noter également, un travail réalisé en 2001 de comparaison de trois méthodes sur une plate-forme de compostage de déchets verts : la chambre à flux, la méthode par gaz traceur, et une méthode associant les principes du gaz traceur et de l'IHF (Garibay, Wang, 2002). Les gaz traceurs utilisés sont les mêmes que ceux mesurés, à savoir l'ammoniac et le méthane. En l'occurrence, les résultats obtenus sur le méthane et les COV entre les trois méthodes sont parfaitement concordants.

Objectifs spécifiques et contenu de l'étude

Compte tenu du manque de recul sur la mesure des émissions surfaciques du compostage, l'ambition de la présente étude est d'apporter une contribution à la mise au point et à l'évaluation de méthodes de mesures adaptées. Le travail a consisté à tester comparativement, en conditions réelles, plusieurs de ces méthodes, afin de mettre en évidence leur potentialités et limites d'utilisation, la qualité des résultats obtenus, leur éventuelle complémentarité, ainsi que les besoins de recherche ou de développement supplémentaires.

Les mesures réalisées contribuent aussi à l'avancée des connaissances sur les caractéristiques des émissions du compostage, de leur évolution au cours du traitement et de leur variabilité spatiale et temporelle.

Considérant que la configuration des installations de compostage fait partie des contraintes fortes d'adaptation des méthodes, il a été choisi d'opérer sur site industriel. Deux sites ont été retenus pour les essais, mettant en œuvre des procédés de compostage différents et donc susceptibles d'entraîner aussi des différences dans la pratique et sur les résultats des méthodes testées. Le site A est une installation de tri-compostage sur ordures ménagères. Après pré-compostage et tri, le compostage a lieu en andain avec aération passive. Le site B est un site de co-compostage de boues et structurant, en casier et sous aération forcée.

Les méthodes de mesure choisies ont, soit été utilisées sur d'autres applications, soit fait l'objet d'expérimentations préalables à l'échelle d'andains expérimentaux (Mallard, Peu *et al.*, 2006). Elles sont au nombre de quatre, trois directes et une indirecte :

- une chambre à accumulation, méthode bien maîtrisée dont il s'est agi de mesurer l'intérêt pour l'estimation rapide des émissions et de leur variabilité spatiale, ainsi que pour la mesure de flux de composés gazeux émis en faible concentration,
- une chambre à renouvellement aménagée spécialement, dans l'objectif de fournir une mesure localisée et aussi représentative que possible des émissions réelles,
- un tunnel ventilé de plus grande taille, de mise en œuvre plus malaisée mais permettant de simuler l'effet du vent sur les émissions et a priori de perturber le moins possible les émissions et le procédé,
- une méthode par modélisation inverse, afin d'en évaluer la faisabilité sur site de compostage et de fournir une mesure des émissions non perturbées.

Il a paru intéressant d'essayer d'associer aux mesures localisées une cartographie de l'intensité des émissions surfaciques obtenue par thermographie infrarouge – méthode utilisée déjà avec plus ou moins de bonheur pour les émissions diffuses d'installations de stockage (Lewis, Yuen *et al.*, 2003). Également, des mesures de concentrations gazeuses au sein du compost ont été réalisées, afin de mieux appréhender les mécanismes d'émissions et donc de mieux interpréter les résultats obtenus. Enfin, un échantillonnage du compost a été effectué en début et en fin de période de mesure, dans le but de rapprocher les émissions de CO₂ mesurées des pertes en carbone liées à la biodégradation.

Selon les méthodes et les analyseurs utilisés, les mesures d'émissions ont porté sur des gaz simples : CO₂, CH₄, N₂O, NH₃, plus quelques analyses de COV. Ces différents gaz ont des mécanismes d'émissions propres à chacun, et donc des émissions potentiellement différentes en volume et en localisation. La modélisation inverse n'a été réalisée que sur l'ammoniac, gaz qui s'avère particulièrement délicat à mesurer par des méthodes directes du fait de son comportement à l'émission (sensibilité aux mouvements d'air) et de sa solubilité dans l'eau. Compte tenu du coût d'analyse et du caractère avant tout méthodologique de ce projet, les COV n'ont été identifiés, et leur concentration mesurée pour les plus abondants, que sur quelques prélèvements de gaz (5 par site).

Moyens et méthodes

Sites d'étude

Vue d'ensemble des expérimentations réalisées

Comme indiqué en introduction, deux campagnes de mesure sur site ont eu lieu : l'une en avril 2007 sur une installation de compostage en andains d'ordures ménagères prétraitées (site A), la seconde en octobre-novembre 2007 sur une plate-forme de co-compostage de boues d'épuration en casiers aérés (site B). Le tableau ci-dessous synthétise les expérimentations réalisées sur chacun des sites. En particulier, la mesure par modélisation inverse n'a été mise en œuvre que sur le site B.

Tableau 1 : Récapitulatif des mesures effectuées (nombre) et des gaz analysés

	Site A	Site B
Méthodes directes		
Chambre à accumulation (CO ₂ , CH ₄)	« Cartographie » extensive des émissions des andains (94)	Mesure aux emplacements repérés, selon l'état de l'aération (32)
Chambre à renouvellement (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃)	Sur différents andains en différents emplacements (14)	Mesure aux emplacements repérés (13)
Tunnel ventilé (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃)	Sur différentes sections d'andains (4)	Sur différentes sections d'andains (7)
Sources canalisées (CO ₂ , O ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃ , CO, H ₂ S)	Analyse de l'air extrait des tubes de précompostage (11)	Sans objet.
Méthode indirecte		
Mesure d'émissions de NH ₃ par flux optique (DOAS)	Suivi des concentrations au voisinage d'un andain (pas de modélisation associée)	Suivi des concentrations et des conditions météorologiques durant 1 mois (à pas de temps de 15 minutes)
Investigations connexes		
Mesure des concentrations interstitielles par sondage	Cartographie extensive des concentrations dans les andains (110)	Sondage aux emplacements repérés, selon l'état de l'aération (32)
Caractérisation du produit et bilan matière	Sur un andain, prélèvement en 4 emplacements, en début et en fin de période	Échantillonnage du produit sur un casier, lors de son remplissage puis de son vidage, avant et après les mesures ponctuelles
Localisation des émissions par thermographie infrarouge	Couverture de l'ensemble des andains.	Couverture du casier balisé et des emplacements repérés sur celui-ci.
Analyses de COV	4 sur chambre à accumulation, 1 sur chambre à renouvellement	2 sur chambre à accumulation, 2 sur chambre à renouvellement, 1 sur sondage

Campagne d'avril 2007

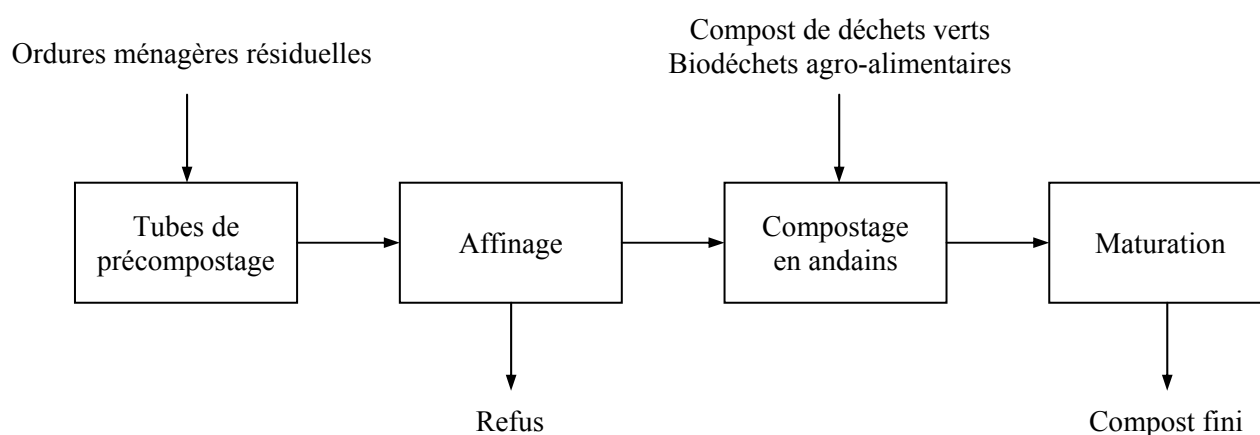
Description du site

Le site A est une installation de tri-compostage d'ordures ménagères (OM) dont le synoptique simplifié est donné ci-après. Le temps de séjour dans les deux tubes de pré-compostage est de quelques jours. Le déchargement (partiel) des tubes vers la chaîne d'affinage a lieu durant la journée, pendant 4 heures chacun, un tube après l'autre, soit 8 heures au total. Pour chaque tube, la trappe de vidange située à l'extrémité « aval » reste donc ouverte 4 heures par jour. Le compost frais d'ordures ménagères, une fois affiné, est mélangé à du compost de déchets verts (DV) criblé, dans une proportion respectrice de 2:1 en masse, plus une faible part de biodéchets issus de transformation alimentaire.

Le compostage en andain est réalisé sous hangar, durant 1 mois, en aération passive, à raison de deux retournements par semaine. Les andains mesurent environ 1,7 m de haut et 5,8 m de large sur 50-60 m de long. Le retournement est effectué à l'aide d'un retourneur autoporté à enjambement.

Le compost est ensuite laissé en maturation à l'air libre, en andains de plus grande taille (2,6 m de haut et 10 m de large), sans retournement. La production de compost selon ce procédé est de l'ordre de 10 000 t/an.

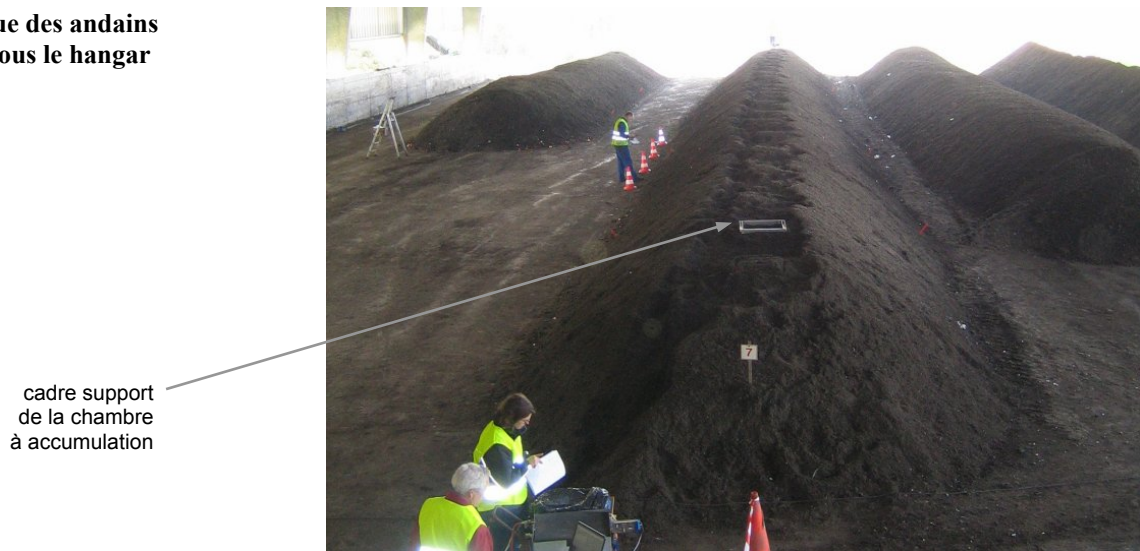
Figure 1 : Synoptique de l'installation de compostage du site A



Selon les données de l'exploitant, les caractéristiques des andains étudiés sont les suivantes. L'andain Mat 2 est un andain en maturation.

Tableau 2 : Constitution des andains étudiés sur le site A

N° andain		5	6	7	Mat 2
Emplacement		sous hangar	sous hangar	sous hangar	extérieur
Dates de constitution		13/3 au 23/3	26/3 au 30/3	2/4 au 10/4	février
Composition (t)	compost frais OM	162	135	160	546
	compost DV criblé	64	55	67	
	biodéchets	24	9	13	

Figure 2 : Vue des andains sous le hangar

Réalisation et localisation des mesures

Les mesures d'émissions surfaciques ont concerné essentiellement la phase de compostage actif en andains (sous hangar). Les flux gazeux émis ont été mesurés également sur un andain en maturation (stocké à l'extérieur), ainsi qu'en sortie d'aération de chacun des tubes de pré-compostage.

Les mesures à la chambre à accumulation et les prélèvements de gaz par sondage ont été réalisés sur la totalité des andains en compostage et sur un andain extérieur en maturation, selon un maillage serré (plan de la Figure 4). Différentes vues infrarouges des andains ont été prises. Les mesures par chambres à renouvellement, tunnel à balayage et DOAS ont été effectuées de façon plus localisée (Figure 5). Figurent également sur le plan les emplacements sur lesquels des échantillons de produit ont été prélevés pour analyse, juste après retournement, à 8 jours d'intervalle.

Au cours de la période de mesure, les andains ont été retournés à 4 reprises, autour de midi, le 16, le 19, le 24 et le 26 avril.

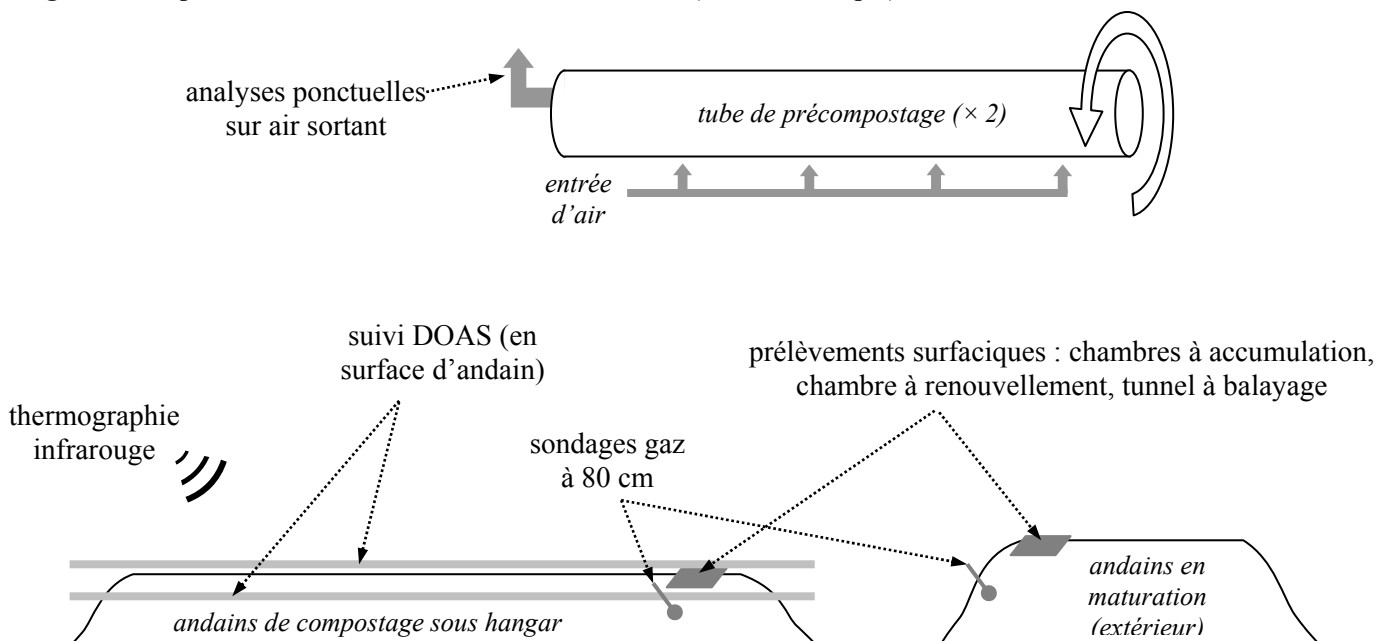
Figure 3 : Emplacement des mesures réalisées sur le site A (vue schématique)

Figure 4 : Implantation schématique des points de mesure de flux à la chambre à accumulation et des sondages sur le site A

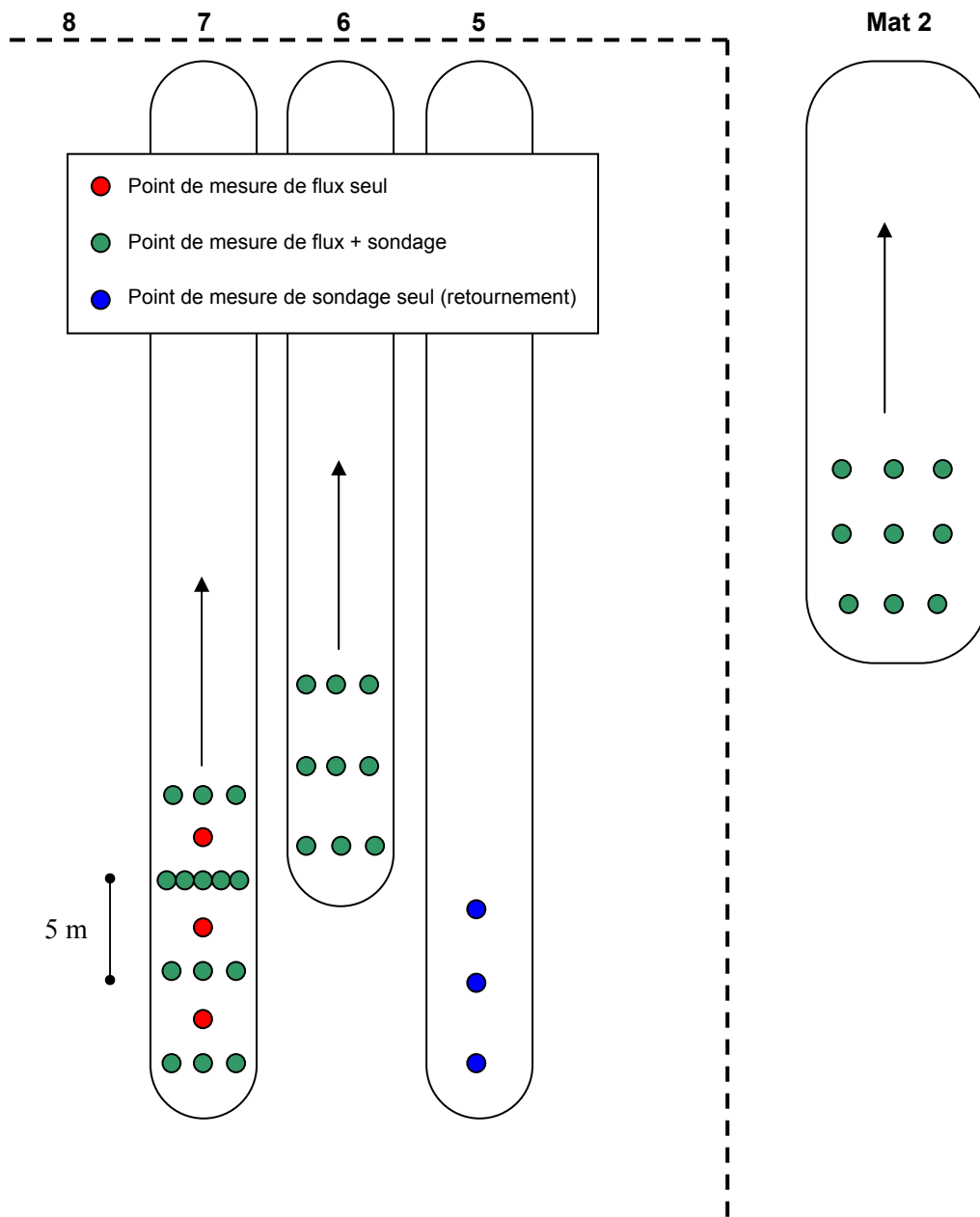
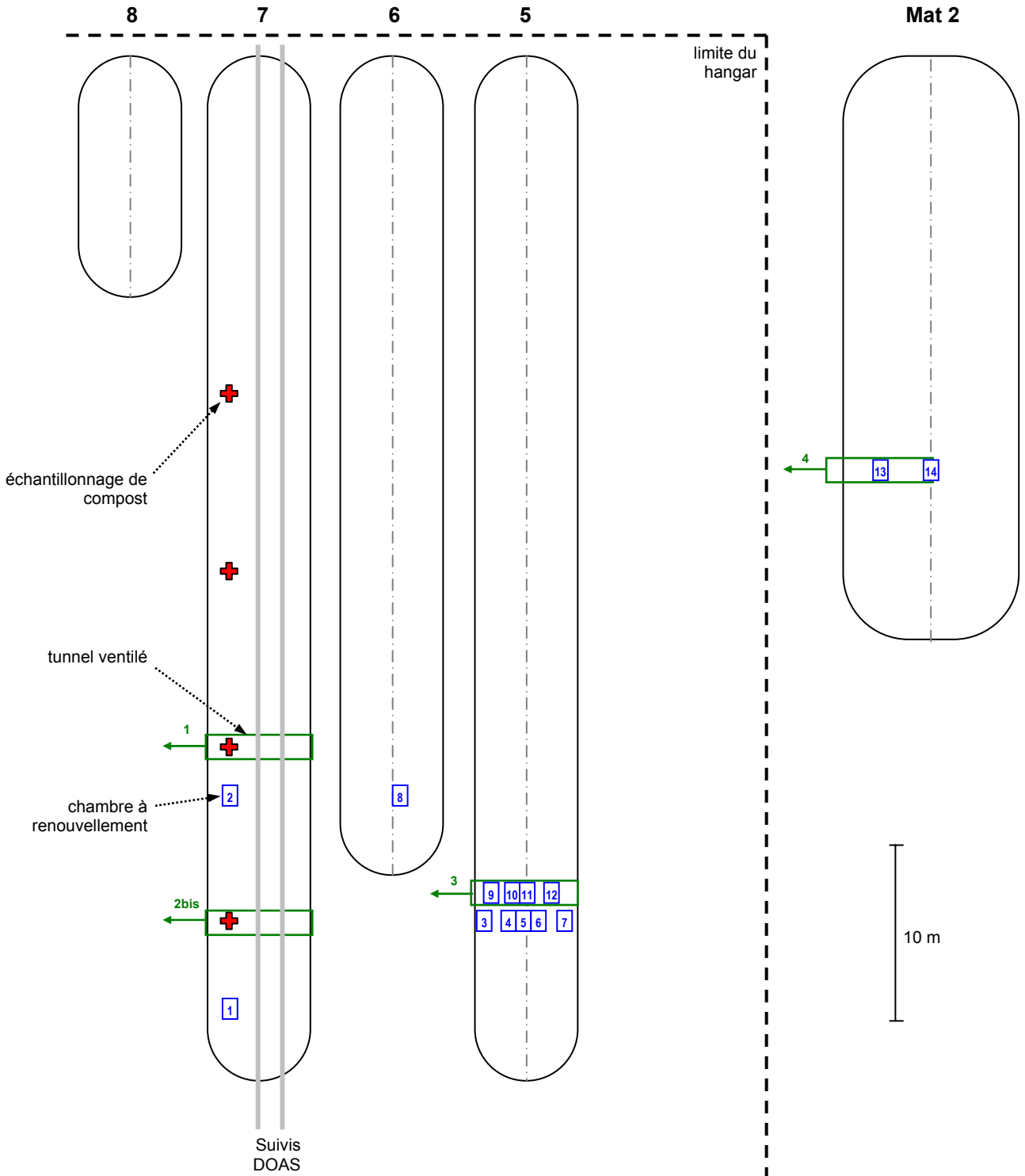


Figure 5 : Positionnement des échantillonnages de compost, des mesures d'émissions à la chambre à renouvellement et au tunnel ventilé et des mesures DOAS, sur les andains du site A



Campagne d'octobre 2007

Description du site

Le site B est une plate-forme de compostage de boues en casiers avec aération forcée positive (soufflage). Les déchets traités sont des boues d'épuration urbaines et de papeterie, parfois des résidus d'industries agro-alimentaires (glaces). Ils sont mélangés avec des écorces et palettes broyées, un peu de déchets verts. Le total composté est de l'ordre de 10 000 t/an.

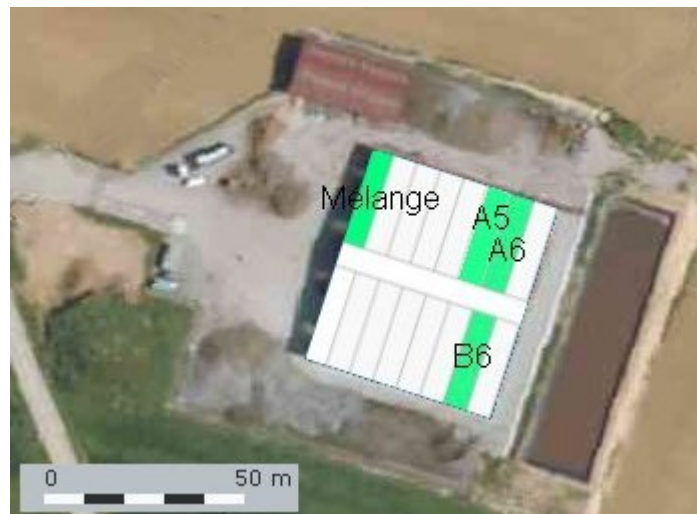
Figure 6 : Vue des casiers de compostage du site B (rangée sud)



L'installation comprend 14 casiers de 24×5 m, placés sous hangar. La fermentation en casier dure 4 semaines au minimum, sans retournement. L'aération forcée est mise en marche par intermittence une heure sur deux, avec un débit de 250-300 m³/h (chiffre donné par l'exploitant). Après fermentation, le compost est criblé puis stocké à l'extérieur. Les refus de criblage sont recyclés comme structurant.

Les mesures sur site se sont déroulées de mi-octobre à fin novembre. Durant cette période, seuls 3 casiers étaient actifs : B6, A6 et A5, mis en fonction respectivement le 16 octobre, le 24 octobre et le 15 novembre. La figure suivante visualise ces casiers et l'aire de mélange des boues avec le structurant, qui sont a priori les principales zones d'émissions.

Figure 7 : Localisation des principales zones d'émissions supposées durant la période des mesures sur le site B (casiers en fonctionnement et aire de mélange)



Quelques autres casiers contenaient des produits plus anciens (quelques mois) en attente de criblage, dont le casier A7 (à côté du A6). Une opération de criblage a eu lieu pendant la semaine de présence sur place (voir ci-après).

Réalisation et localisation des mesures

Les différentes mesures se sont étagées dans le temps comme suit :

- Echantillonnage du produit pour bilan matière, au remplissage du casier B6 le 16 octobre, et lors de son vidage (anticipé) le 31 octobre.
- Thermographie infrarouge, sur l'andain B6, le 23 octobre.
- Mesures à la chambre à accumulation et sondages, sur les casiers B6 et A6, du 23 au 25 octobre.
- Mesures à la chambre à renouvellement et au tunnel à balayage, sur les casiers B6 et A6, plus une mesure sur A7, du 23 au 26 octobre et les 29 et 30 octobre.
- Suivi DOAS et météorologique, du 23 octobre au 23 novembre.

Globalement, les essais se sont déroulés dans des conditions froides et venteuses rendant difficile les mesures d'émissions directes.

Afin de faciliter les comparaisons entre données ponctuelles, des repères numérotés de 1 à 8 ont été placés sur l'andain B6, et des emplacements de mesure matérialisés à l'aide de piquets et notés de A à O. Les phases avec et sans aération ont été distinguées au cours des mesures.

Les profils des deux andains B6 et A6 sur lesquels ont principalement porté les mesures sont représentés ci-après. La surface développée de l'andain B6 est estimée à 140 m², celle de A6 à 90 m², en excluant du calcul la partie de produit ancien laissé en fond de casier. Leurs volumes respectifs sont de 220 m³ et 135 m³, en adoptant pour A6 les mêmes ratios que ceux mesurés pour B6 (les profils verticaux de A6 n'ont pas été mesurés).

Figure 8 : Profils en travers de l'andain B6, en deux endroits

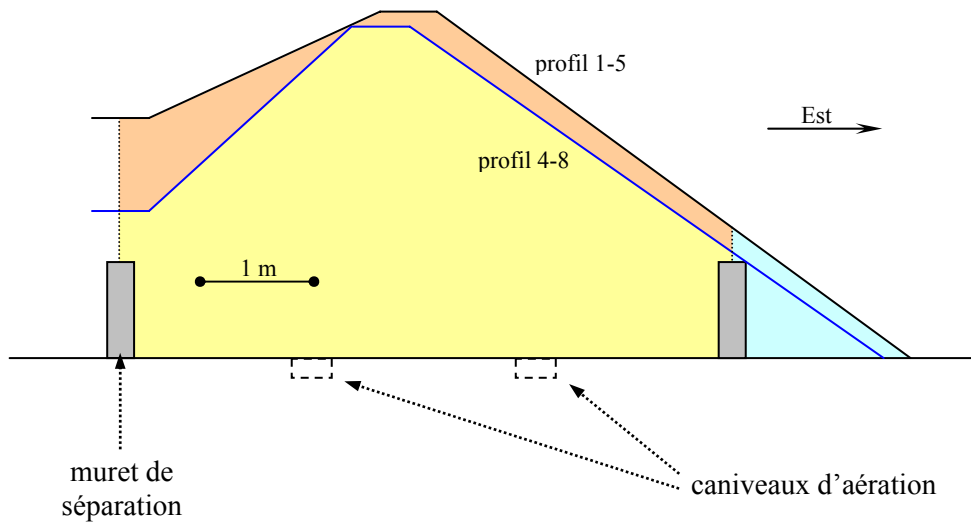
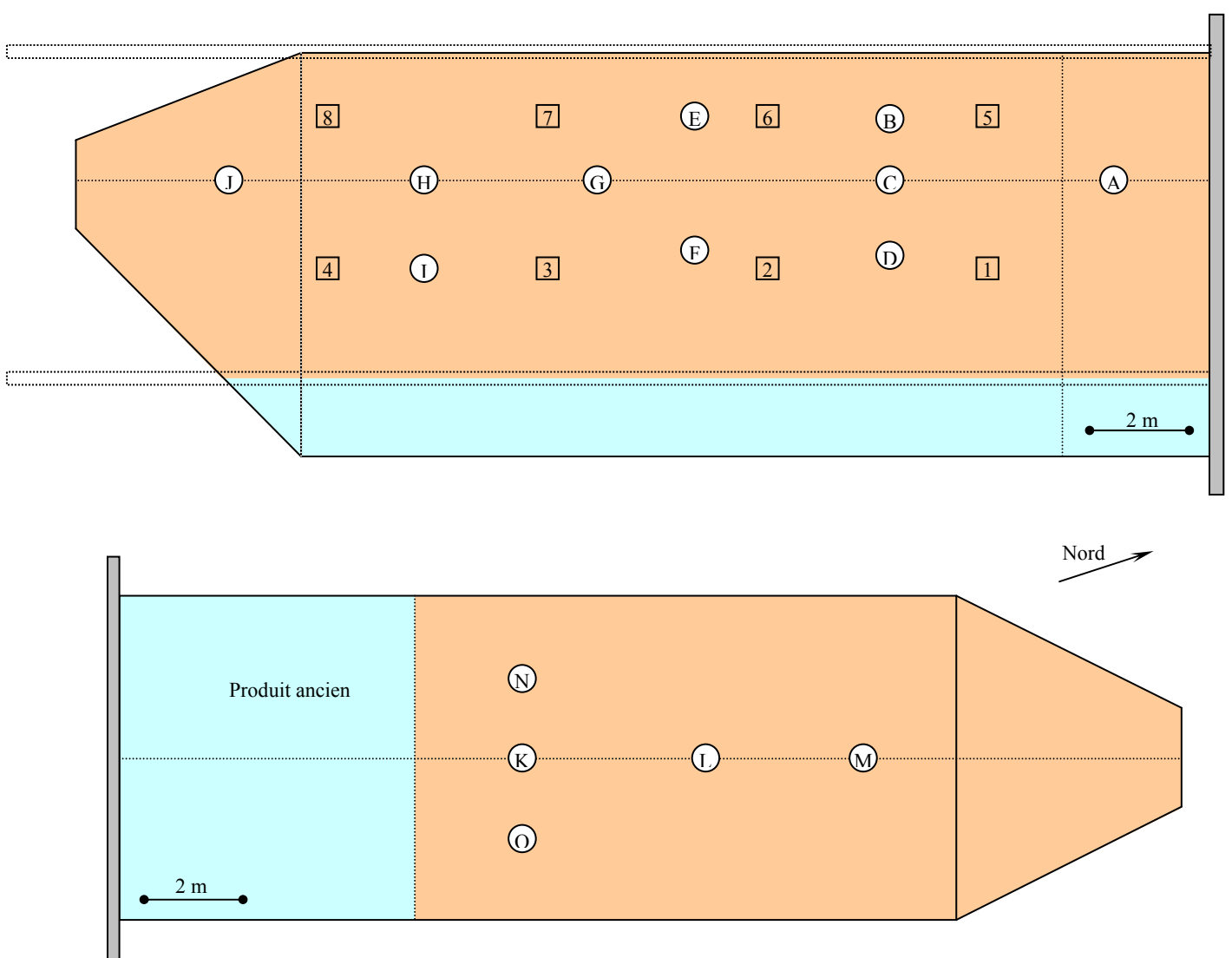


Figure 9 : Surface développée des andains B6 et A6, vue d'en haut, et localisation des points de mesure



CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Remarque : aucune mesure n'a été réalisée sur le compost stocké après criblage, faute de disposer d'un tel stock au moment des essais. Pour réaliser un bilan à l'échelle de la plate-forme, de telles mesures seraient nécessaires, en particulier pour les gaz émis en traces, le compost issu du criblage pouvant n'être pas tout à fait stabilisé.

Méthodes de mesure des émissions gazeuses

Mesures sur source canalisée (site A)

Les tubes de pré-compostage sont tenus en dépression et l'air aspiré côté chargement. L'air entre par des ouvertures aménagées tout au long du tube, et par la trappe de vidage durant sa période d'ouverture. Sur chaque tube, les mesures ont été réalisées sur la cheminée d'extraction d'air située à l'amont du ventilateur, d'un diamètre de 30 cm. Un petit trou y a été percé (\varnothing 12 mm) pour y faire passer un anémomètre à boule chaude et le tube de prélèvement de gaz.

Pour la mesure des débits, deux demi-profil de vitesse d'air ont été relevés sur la cheminée d'extraction du tube 1, et un demi-profil pour le tube 2, en considérant que l'écoulement était symétrique. Ces profils ont été ensuite utilisés pour déterminer le coefficient multiplicateur permettant de calculer le débit d'air dans la cheminée à partir de la seule vitesse d'air mesurée au centre du tube (à 15 cm du bord).

Les prélèvements d'air ont été réalisés à l'aide d'une canne en PVC, de diamètre 12 mm, percée en plusieurs points, branchée sur une pompe à membrane, introduite dans la cheminée et maintenue en place quelques minutes. Les échantillons d'air étaient stockés en sac Tedlar et analysés dans l'heure à l'aide des analyseurs INNOVA 1412 pour CO_2 , N_2O , NH_3 , CH_4 , et par détecteur multi-gaz Dräger pour CO et H_2S sur quelques prélèvements.

Chambre à accumulation

Principe général

La chambre à flux à accumulation (brevet INERIS) est composée d'une enceinte carrée en plexiglas de 50 cm de côté, d'un volume de 30 litres, qui est disposée sur une embase plantée dans le compost, de façon à éliminer les problèmes de planéité de la surface. L'analyse de l'évolution de la concentration des gaz à suivre dans la chambre est réalisée grâce à l'utilisation d'analyseurs à réponse rapide (de l'ordre de la seconde) avec une cadence d'acquisition de 1 à 2 secondes. Les analyseurs utilisés actuellement sur cette chambre sont les suivants :

- un analyseur à ionisation de flamme (FID pour « flame ionisation detector ») de type AUTOFIM II (Telegan/Crowcon), qui mesure tous les hydrocarbures dont le méthane, avec une gamme de mesure allant de 1 à 10 000 ppm (1 % v/v) ; la calibration de cet analyseur est réalisée par rapport au méthane ;
- un analyseur multi-paramètres de type ECOPROBE 5 (RS Dynamics) qui comprend un spectrophotomètre infrarouge à plusieurs canaux pour les gaz suivants : méthane, hydrocarbures totaux incluant le méthane, gaz carbonique. Pour l'ensemble de ces gaz, la gamme de mesure va d'environ 500 ppmv à 60 % v/v ; la calibration est faite par rapport au méthane pour les deux canaux méthane et HCT, et par rapport au CO_2 pour le canal CO_2 . Cet analyseur comporte également un détecteur à photo-ionisation (PID) dont le signal n'a pas pu être utilisé sur ce site car il était souvent en saturation, et une cellule électrochimique pour mesurer l'oxygène, avec une gamme de mesure théorique de 0 à 100 % v/v. Cet analyseur sert également à mesurer la concentration des gaz méthane/ CO_2 /oxygène lors des sondages.

Figure 10 : Dispositif de mesure de flux : analyseur FID posé sur la chambre à accumulation, analyseur multi-paramètres (IR + PID) tenu à la main



Au deuxième plan, on voit une deuxième embase posée, prête à recevoir la chambre. Chaque mesure dure ainsi moins de 5 minutes.

La concentration des gaz recherchés est mesurée en quasi-continu dans la chambre, les analyseurs pompant l'air de la chambre. La sortie des analyseurs est renvoyée vers la chambre de façon à ce que le volume ne soit pas en dépression. Le volume pompé par les analyseurs, de l'ordre de 0,2 l/min, (en particulier le FID, qui est une mesure destructive) est suffisamment faible par rapport au volume de la chambre (env. 30 l) pour que l'on puisse négliger la perte de matière due aux analyseurs.

Calcul du flux

L'augmentation de concentration dans la chambre est exprimée en ppm/minute. Rapportée au volume et à la surface de la chambre, cette mesure permet de calculer directement (à un facteur expérimental près, selon la porosité du compost) le flux surfacique en fonction du temps, en ml de gaz par m² et par minute, selon la formule suivante :

$$F = C_{ch} \times \frac{\Delta C_{(ppm)}}{\Delta t \times k}$$

où k est un facteur déterminé expérimentalement selon la porosité du sol : de 0,90 pour un sol peu poreux (argile compactée) à 0,80 pour un sol très poreux (sable...).

Le facteur de géométrie de la chambre est : $C_{ch} = \frac{V}{S}$

où V : volume de l'ensemble (chambre + embase), et S = surface couverte par l'embase

Remarque : les flux sont exprimés en unités volumiques plutôt que massiques, afin de pouvoir comparer les émissions des différents gaz, le volume d'une mole de chacun des gaz étant le même.

Cette chambre a été étalonnée sur banc de mesure à émissions contrôlées ; et a fait l'objet de campagnes d'intercomparaison, en particulier le programme « ECLAT » de l'ADEME. Cette méthode, à mise en œuvre rapide, est également utilisée par de nombreux auteurs pour étudier par exemple la respiration (Jensen, Mueller *et al.*, 1996) et les émissions de radon au niveau du sol (Lehmann, Ihly *et al.*, 2004), c'est-à-dire des flux plutôt faibles.

Confirmation de l'émission de méthane : cette méthode de mesure a été utilisée initialement pour mesurer les émissions diffuses de biogaz (constitué de méthane et de gaz carbonique) sur les casiers recouverts de centres de stockage de déchets ménagers. Sur les andains de compostage, différents hydrocarbures peuvent être émis en même temps que le méthane. Cependant le méthane est largement majoritaire dans les

émissions, ce qui est confirmé par les deux mesures (FID et IR) effectuées en parallèle : sur l'analyseur IR tout d'abord puisque l'on a deux longueurs d'onde, l'une correspondant au méthane seul, l'autre aux hydrocarbures dont le méthane. Les deux signaux sont quasiment égaux (aux erreurs de mesure près), ce qui confirme qu'il y a très peu d'émissions d'hydrocarbures autres que le méthane. De plus, la comparaison sur certains points à forte émission entre l'analyseur FID et l'analyseur IR donne des résultats comparables, ce qui là encore confirme que le méthane constitue bien l'émission d'hydrocarbure majoritaire.

Gammes des flux accessibles

Les pentes extrêmes quantifiables sont les suivantes :

- Pour le méthane sur l'analyseur FID, la pente minimum est de 1,5 ppm/min, soit un flux minimal de l'ordre de 0,2 ml/m²/min ; la pente maximale est d'environ 4 000 ppm/min (l'analyseur ayant une gamme de mesure maximum de 10 000 ppm), ce qui correspond à un flux de méthane de 540 ml/m²/min soit 0,5 l/m²/min.
- Pour le gaz carbonique mesuré par l'analyseur IR Ecoprobe, la pente minimum quantifiable est de 25 ppm/min, soit un flux minimum de CO₂ de 3 ml/m²/min ; en réalité, les flux minimum réellement mesurés, par exemple sur le casier de stockage n°1 des refus de tri avant compostage du site A, recouvert d'argile et revégétalisé, vont de 7 à 15 ml/m²/min. La pente la plus élevée effectivement mesurée sur un site à ce jour est de 15 700 ppm/min, ce qui correspond à un débit de CO₂ de 2200 ml/m²/min soit plus de 2 litres/m²/min.
- Pour le méthane, des flux supérieurs à 0,5 l/m²/min sont a priori mesurables à l'aide du canal « méthane » de l'analyseur IR Ecoprobe ; la différence de mesure des flux de méthane sur la chambre à accumulation, en comparant les valeurs obtenues avec le FID et l'Ecoprobe, sont de 20 % relatifs en moyenne (voir en annexe les résultats sur le site A, andain 6).

Réalisation des mesures

La mesure de flux en un point prenant quelques minutes, de nombreux points de mesure peuvent être réalisés sur un temps court, ce qui permet d'établir des cartographies de flux sur une surface. Nous avons ainsi cartographié les émissions de méthane et de gaz carbonique sur trois andains d'âges différents du site A.

Nous avons réalisé des points de mesure de flux sur des lignes le long de différents andains, d'abord au sommet, tous les 2,5 à 5 mètres, puis tous les 5 mètres de chaque côté. Nous avons ainsi selon la longueur de l'andain entre 19 et 45 points de mesure.

Sur le site B, les mesures ont porté sur les emplacements repérés, en distinguant les phases de fonctionnement et d'arrêt de l'aération forcée.

Chambre à renouvellement

La chambre à flux, que nous appellerons « à renouvellement » pour la distinguer des chambres à balayage destinées à reproduire l'effet du vent, est constituée d'une caisse en polyéthylène de 56,5×76 cm de base et 22 cm de haut (dimensions intérieures), équipée :

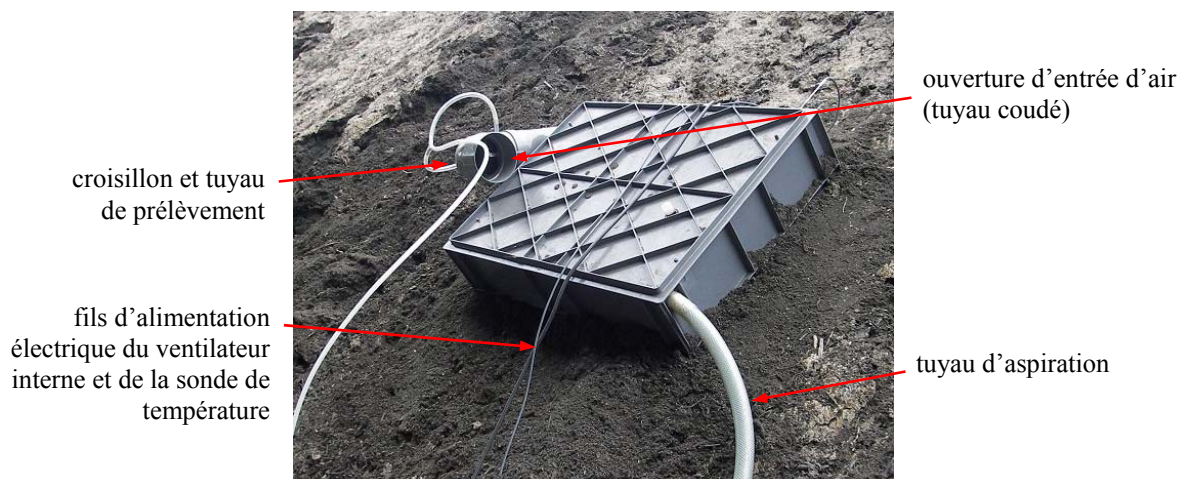
- d'une entrée d'air de large dimension (∅ 12 cm) afin de limiter les différentiels de pression,
- d'un ventilateur à l'intérieur destiné à homogénéiser l'air, réglé à l'aide de traçages à la fumée pour créer le moins possible de courants d'air parasites,
- et d'une ouverture par où se fait l'extraction d'air à débit contrôlé.

L'aspiration d'air est réalisée à l'aide d'un aspirateur ménager et d'un dispositif de régulation du débit par tubes ajourés emboîtés. La vitesse d'air est mesurée dans ce dispositif avec un anémomètre à boule chaude, ce qui donne le débit sur la base d'un calibrage initial.

L'air est échantillonné à l'entrée à l'aide de deux tubes percés en plusieurs points disposés en croix dans l'ouverture, et à la sortie dans le tuyau d'aspiration, et transmis à l'analyseur par deux tuyaux polyamide branchés sur des pompes à membrane de 4 l/min. Un bidon en plastique de 5 litres placé entre l'échantillonnage d'air à l'entrée et la pompe de prélèvement permet de moyenniser le prélèvement avec un taux de renouvellement du même ordre que celui de la chambre elle-même, sachant que le débit de circulation d'air est réglable entre 20 et 300 l/min. En pratique, il s'avère que les concentrations en entrée sont suffisamment peu variables, et le plus souvent négligeables par rapport aux concentrations de l'air sortant, pour que leur tamponnage par le bidon intermédiaire ne soit pas nécessaire. Ce bidon, utilisé sur le site A, a donc été supprimé ensuite.

Une bouteille en verre est placée sur le circuit de prélèvement à l'amont de chaque pompe, pour recueillir les condensats.

Figure 11 : Conception de la chambre à renouvellement, en configuration 1



Les concentrations en entrée et sortie sont mesurées à l'aide d'un analyseur multi-gaz photo-acoustique INNOVA 1412, configuré ici pour la mesure de CO₂, CH₄, N₂O, NH₃, SF₆ (gaz parfois utilisé comme traceur) et H₂O. Une électrovanne permet de connecter l'analyseur au circuit de prélèvement, soit de l'entrée, soit de la sortie de la chambre.

Figure 12 : Analyseur multi-gaz INNOVA 1412 (façade)



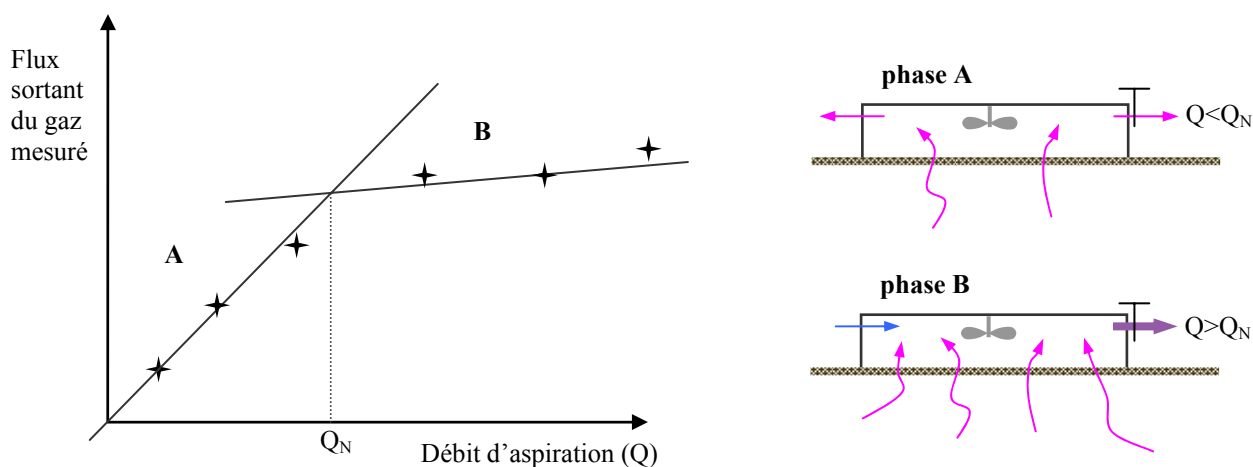
Avec 5 gaz analysés, c'est-à-dire sans SF₆, la durée d'analyse est d'un peu moins d'une minute. Un point faible de l'analyse photo-acoustique est les interférences entre gaz, même si ces effets sont censés être compensés par l'appareil. De ce fait, les sensibilités théoriques indiquées dans le tableau ci-après sont vraisemblablement optimistes.

Tableau 3 : Gamme de mesure à la chambre à renouvellement avec l'analyseur multi-gaz INNOVA 1412

Gaz	seuil de détection ppm	maximum ($s \times 10^5$)	flux correspondants dans la chambre à 100 l/min (ml/min/m ²)
CO ₂	1,7	17%	0,4 - 40000
CH ₄	0,3	3%	0,1 - 7000
N ₂ O	0,025	0,25%	0,006 - 600
NH ₃	0,35	3,5%	0,1 - 8000

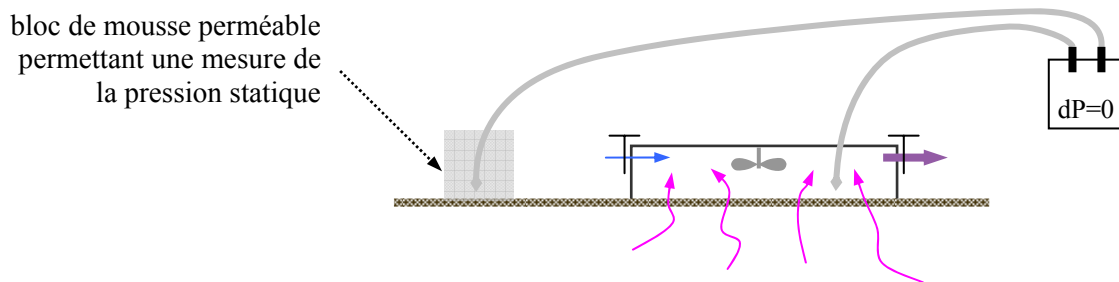
La chambre à renouvellement a été utilisée dans deux configurations, avec l'entrée soit libre (configuration 1, utilisée sur les sites A et B et représentée ci-dessus), soit contrôlée par un ventilateur à vitesse réglable (configuration 2, utilisée sur le site B). Afin de déterminer si la présence de la chambre induit une surpression ou une dépression locale, un manomètre sensible à 0,1 Pa (marque ASHCROFT, modèle CXLdp) a été utilisé pour mesurer la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur de la chambre, selon le schéma de la Figure 14. La configuration 2 donne un fonctionnement moins dépendant du vent, celui-ci pouvant induire, dans la configuration 1, une surpression ou une dépression dans la chambre selon sa force et son orientation par rapport à l'entrée.

En configuration 1, le principe de la mesure est de déterminer le flux gazeux sortant du gaz considéré (CH₄, par exemple) pour différents débits d'aspiration. Tant que le débit d'aspiration est inférieur au débit convectif issu de l'andain (phase A sur la Figure 13), l'air aspiré est celui venant de l'andain et le flux sortant augmente proportionnellement au débit. En « entrée », le flux gazeux est en réalité sortant. Quand le débit d'aspiration dépasse le débit convectif issu de l'andain (phase B), l'air aspiré est un mélange du gaz provenant de l'andain et d'air extérieur « propre » passant par l'ouverture d'entrée. Le flux sortant du gaz mesuré continue néanmoins à augmenter, du fait de la dépression croissante créée dans la chambre et de la mobilisation consécutive de gaz supplémentaire dans l'andain, mais de façon plus modérée. Graphiquement, la rupture de pente entre les phases A et B dans l'augmentation du flux sortant en fonction du débit marque à la fois le débit convectif « naturel » de l'andain et le facteur d'émission. En pratique, cette rupture de pente est plus ou moins facile à détecter.

Figure 13 : Schéma de principe de la mesure par la chambre à renouvellement en configuration 1 (Q débit d'aspiration, Q_N débit convectif « naturel » émis)

En configuration 2, il s'agit simplement de régler le ventilateur d'entrée et le débit d'aspiration de façon à annuler la différence de pression entre l'extérieur et l'intérieur de la chambre. On considère alors que la présence de la chambre ne modifie pas le flux convectif naturel.

Figure 14 : Schéma de principe de fonctionnement de la chambre à renouvellement en configuration 2



Tunnel ventilé

Le tunnel ventilé, ou « à balayage », fonctionne sensiblement selon le même principe que la chambre à renouvellement : une circulation d'air est assurée dans le tunnel par aspiration à l'aide d'un ventilateur placé à une des extrémités. Ce courant d'air est censé reproduire l'effet du vent balayant la surface du compost. Le flux gazeux émis est calculé par différence des concentrations mesurées entre l'entrée et la sortie du tunnel, multipliée par le débit d'air mesuré en sortie.

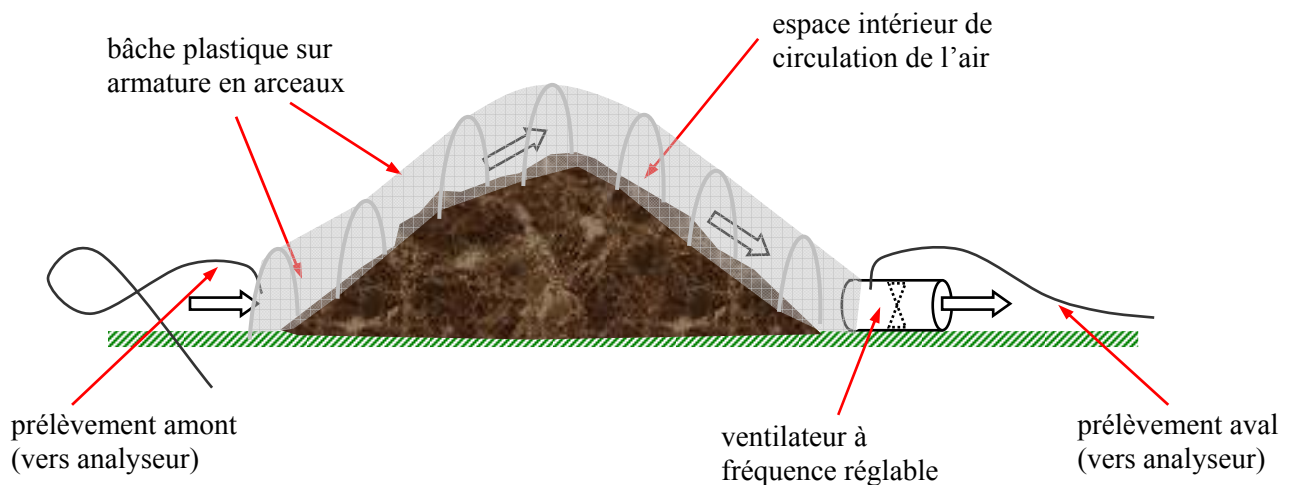
Deux tunnels de construction similaire mais de tailles différentes ont été utilisés :

- l'un d'une largeur de 1,4 m pour 0,66 m² de section, sur le site A,
- l'autre d'une largeur de 2,2 m pour 1,0 m² de section, sur le site B.

Le tunnel le plus grand a été construit pour s'adapter à la taille des andains (il est aussi plus long), pour limiter la perte de charge à l'entrée, et pour limiter les possibles effets de bord. Mais la différence de mesure entre les deux tunnels sur un même emplacement n'a pas été testée.

Un variateur de fréquence permet de régler le débit du ventilateur entre 0,1 et 0,55 m³/s, cette dernière valeur correspondant à une vitesse d'air moyenne à l'intérieur du tunnel de 0,83 m/s pour le petit tunnel et 0,55 m/s pour le plus grand.

Figure 15 : Schéma de principe du tunnel ventilé



L'analyseur est le même que celui utilisé avec la chambre à renouvellement (INNOVA 1412). Les gammes de mesure sont données dans le tableau suivant

Tableau 4 : Gamme de mesure au tunnel ventilé avec l'analyseur multi-gaz INNOVA 1412

Gaz	Fourchette de flux gazeux à 500 l/s en ml/min/m ²
CO ₂	3 - 300000
CH ₄	0,6 - 60000
N ₂ O	0,05 - 5000
NH ₃	0,6 - 60000

Figure 16 : Tunnel ventilé (petit modèle) en cours de mesure sur le site A

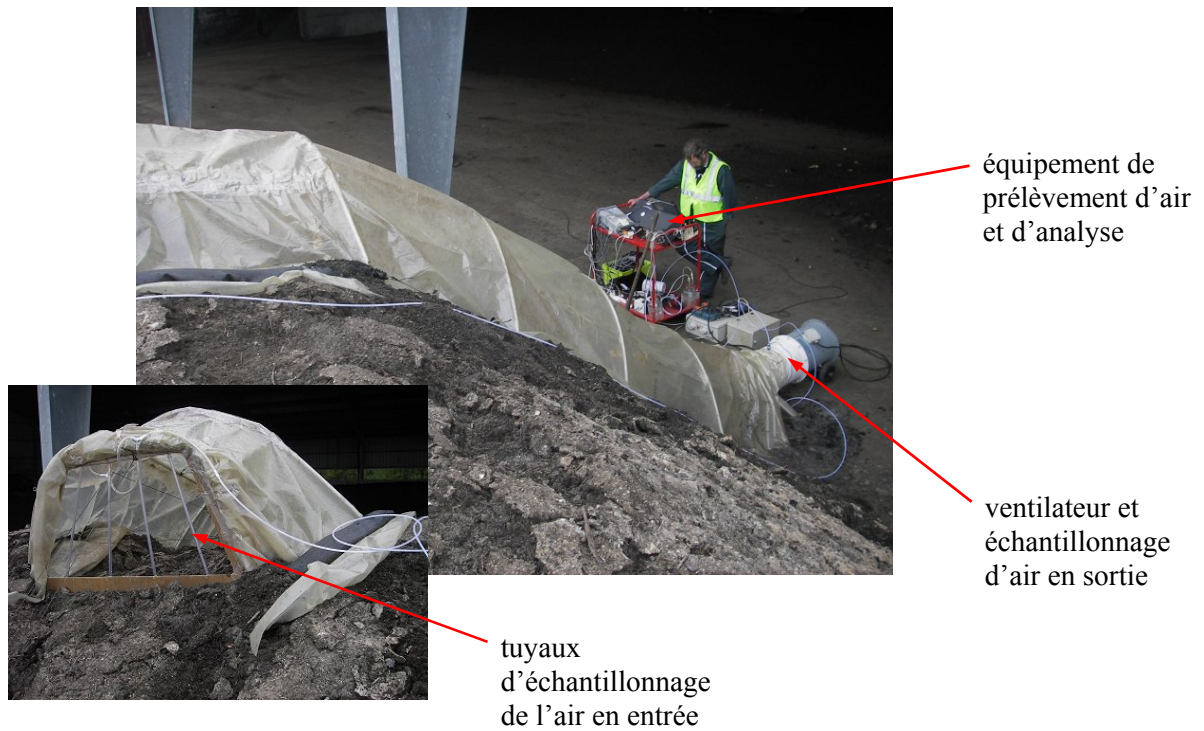


Figure 17 : Tunnel ventilé (grand modèle) en fonctionnement sur le site B



Analyses de COV

Les prélèvements sont réalisés par pompage sur un tube contenant différents adsorbants de type carbone graphités (Air Toxics), à 100 ml par minute pendant 10 minutes, soit un volume prélevé de 1 litre. L'air est pompé sur la chambre à accumulation, à la fin d'une mesure de flux, ou sur les autres dispositifs de prélèvement (chambre à renouvellement, cheminée, sondage).

L'analyse est réalisée par thermodésorption à 290 °C (désorbeur Turbomatrix de Perkin Elmer), suivie d'une chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse, qui permet l'identification de nombreux composés. L'exploitation est réalisée à l'aide du logiciel Turbomass et de la bibliothèque NIST. La limite de détection est de l'ordre de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Suivi DOAS et modélisation inverse

Description de la méthodologie

La méthode de « modélisation inverse » utilisée (ou méthode de « mesure indirecte ») repose sur l'utilisation simultanée de résultats de mesures de concentration dans l'air réalisées en continu dans l'environnement du site, et sur des calculs de dispersion atmosphérique effectués sur la même période. Cette méthode repose sur l'hypothèse qu'il existe une relation linéaire entre les flux d'émission des sources et la valeur de la concentration observée en un point donné. Cette hypothèse est valide tant que le mécanisme de dispersion ne met pas en jeu de processus fortement non linéaires, telle qu'une réaction chimique rapide du polluant émis, ou un flux d'émission fortement discontinu. Une régression linéaire entre les valeurs de concentrations simulées par le modèle de dispersion (modèle dans lequel on impose une émission continue unitaire) et les valeurs mesurées permet d'évaluer le terme source. Plus concrètement, à partir d'une droite de régression du type :

$$[\text{concentrations mesurées}] = A \times [\text{concentrations modélisées}] + B,$$

la pente de la droite de régression fournit la valeur du terme source, et l'ordonnée à l'origine le niveau de fond.

Cette méthode est dérivée de la méthode « RDM » (Reverse Dispersion Modelling), actuellement en cours de normalisation (prEN 15445¹) et destinée à être utilisée pour évaluer les émissions diffuses de poussières dans le domaine de la fonderie. Une variante simplifiée de cette méthode a donc été appliquée ici sur le site de compostage B, afin d'estimer l'ordre de grandeur des émissions d'ammoniac à l'échelle du site. L'intérêt de cette approche est justement qu'elle est non intrusive permet une évaluation à l'échelle globale du site à partir de mesures réalisées dans l'environnement, contrairement aux méthodes de mesure *in situ* qui perturbent les émissions « naturelles » et nécessitent une extrapolation plus ou moins complexe (suivant la configuration du site) pour avoir accès aux émissions totales à l'échelle d'un site.

Description de l'analyseur DOAS

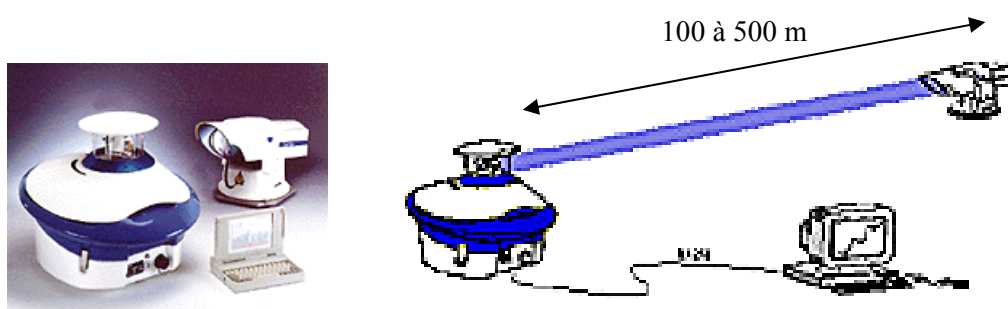
La spectrométrie d'absorption optique différentielle, connue sous son acronyme anglais DOAS, fait partie des méthodes de mesure à long trajet optique, utilisant un émetteur et un détecteur distants l'un de l'autre de plusieurs centaines de mètres. Cette technique, décrite dans de nombreuses publications ou rapports, utilise les propriétés de certaines espèces chimiques telles que le radical NO_3 , le radical hydroxyle OH, l'ozone, le

¹ DRAFT prEN 15445 - Fugitive and diffuse emission of common concern to industry sectors – Fugitive dust emission rate estimates by Reverse Dispersion Modelling - Decembre 2005, basée sur (Vrins, 1994), (Vrins, 1996) et (Wingès, 1990)

dioxyde d'azote, le SO_2 , le NO , le benzène... à absorber une partie du rayonnement lumineux dans le proche ultraviolet et le visible. Par ailleurs, ces molécules se caractérisent également par des structures d'absorption résolues distinguables de l'absorption continue du milieu. Cela se traduit par des sections efficaces spécifiques qui permettent d'identifier le constituant et d'en déterminer la concentration intégrée sur le trajet optique. La technique DOAS utilise donc les propriétés optiques des molécules afin d'obtenir leurs concentrations respectives intégrées le long du trajet optique séparant l'émetteur du récepteur.

L'INERIS possède un DOAS configuré pour le suivi de l'ensemble des polluants accessibles par ce moyen de mesure : ozone, dioxyde de soufre, monoxyde d'azote, dioxyde d'azote, benzène, toluène, m-xylène, acide nitreux, formaldéhyde, phénol, ammoniac, etc. Il s'agit d'un instrument bistatique où l'émetteur et le récepteur sont séparés d'une distance pouvant être définie entre moins de 100 m à plus de 500 m.

Figure 18 : DOAS SANOA : à gauche l'unité de réception et à droite l'unité d'émission



Le tableau ci-après fourni par le constructeur ENVIRONNEMENT SA, détaille les principales limites de détection attendues sur un trajet optique de 300 m, pour l'ensemble des polluants accessibles.

Tableau 5 : Limites de détection du DOAS, sur un trajet optique de 300m

Limite de détection ppb (*)		
Dioxyde de soufre	SO_2	0,2
Dioxyde d'azote	NO_2	0,6
Ozone	O_3	0,6
Benzène	C_6H_6	0,9
m-xylène	C_8H_{10}	0,6
p-xylène	C_8H_{10}	0,8
o-xylène	C_8H_{10}	0,8
Toluène	C_7H_8	0,8
Formaldéhyde	CH_2O	1,1
Phénol	$\text{C}_6\text{H}_5\text{-OH}$	0,3
Styrène	C_8H_8	0,8
Acide nitreux	HNO_2	0,9
Oxyde d'azote (**)	NO	1,5
Ammoniac (**)	NH_3	3,5
nombreux autres gaz disponibles		

* Seuils de détection mesurés sur une distance de 300 mètres.

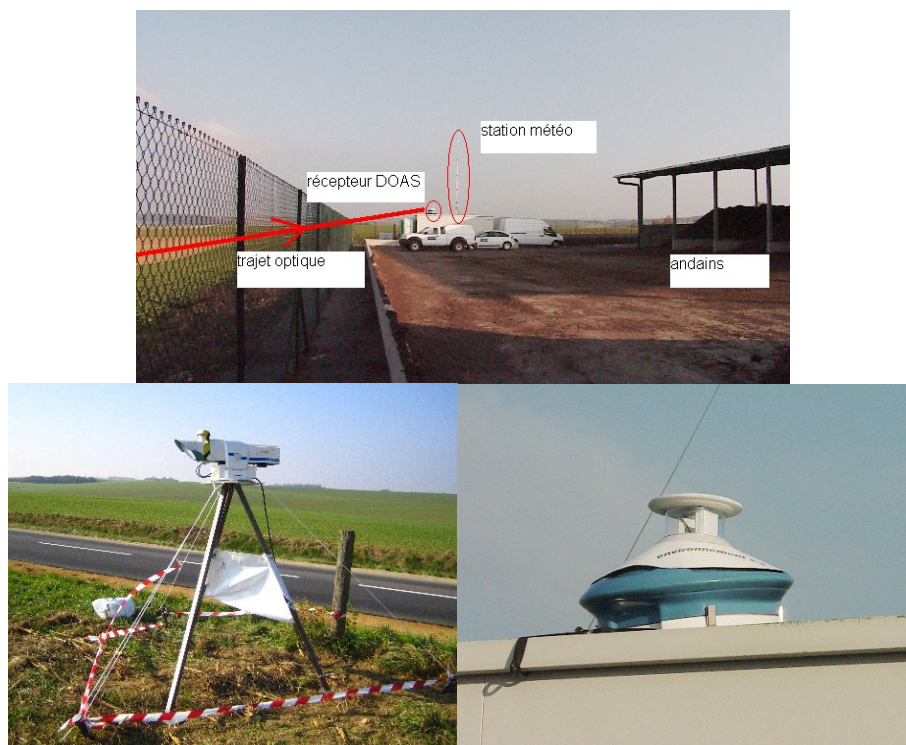
** Sur 250 mètres

Pour ce qui concerne les émissions du compostage, des études de faisabilité réalisées sur le site A, ont montré l'adéquation de notre DOAS pour le suivi du SO_2 , des NO_x et surtout de l'ammoniac : faisabilité de suivi en continu des émissions générées sur toute la longueur d'un andain. Fort de ce retour d'expérience, nous avons donc proposé de coupler une barrière optique DOAS avec un outil de modélisation afin de pouvoir estimer les flux globaux émis par le site B ainsi que leurs variabilités.

Description des mesures DOAS réalisées sur le site B

Le DOAS de l'INERIS était installé à proximité immédiate du site, dans la direction N/O. L'émetteur DOAS était situé dans un champ, sur un trépied, à proximité de la route. Le récepteur DOAS se trouvait sur le toit d'un abri de chantier, à quelques mètres des andains. Il a effectué, dans cette configuration, une mesure intégrée sur 212 mètres du 27 octobre 2007 au 27 novembre 2007.

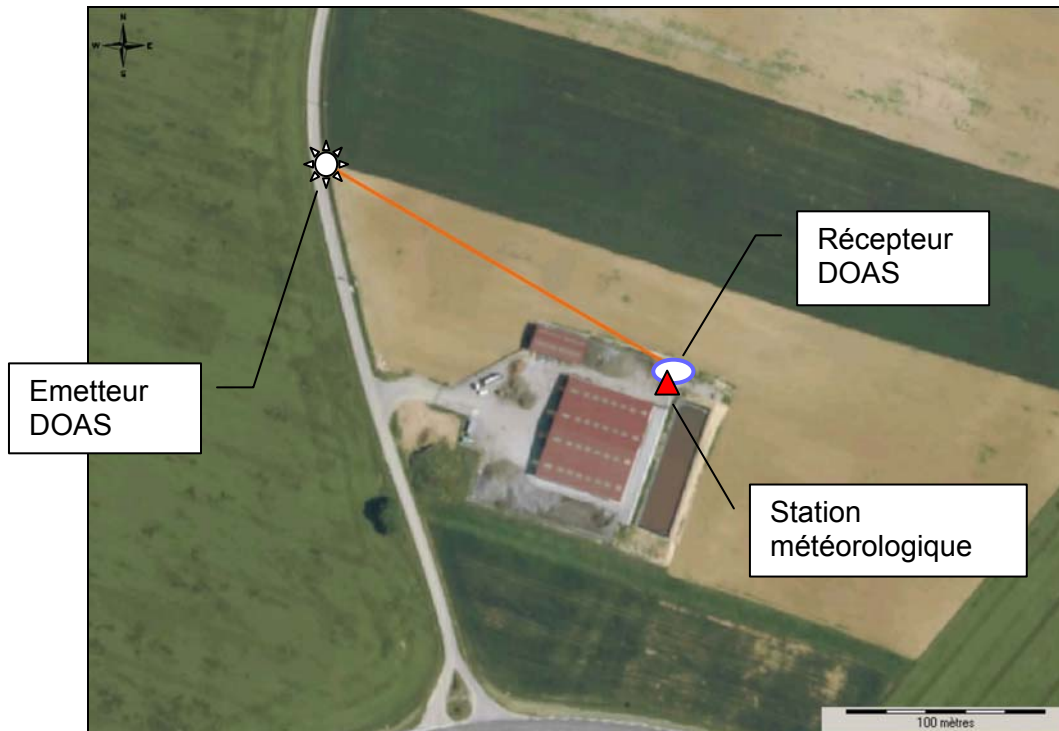
Figure 19 : Photos du dispositif de mesure DOAS et de son implantation



De cette manière le DOAS devait suivre en continu les polluants gazeux émis par le site en situation de vent majoritaire (SO). Ce suivi des concentrations a porté sur plus de 15 polluants. Cependant, l'analyse des données a porté uniquement sur le NH_3 , seul gaz pour lequel nous avons constaté une forte variabilité des concentrations au cours de la période de mesure.

Les mesures de concentration d'ammoniac dans l'air ont été réalisées sur une période d'un mois (23 octobre au 23 novembre 2007). Les concentrations ont été mesurées par le système DOAS (spectrométrie d'absorption optique différentielle), configuré pour fournir des concentrations en ammoniac intégrées sur un pas de temps d'un quart d'heure, durant toute la période. Le DOAS intègre les concentrations sur le trajet optique représenté sur la Figure 20 suivante. La hauteur du faisceau optique est comprise entre 1,5 m (émetteur, nord-ouest du site) et 3,5 m (récepteur, proximité du site) au dessus du sol.

Figure 20 : Localisation du système de mesure (le trait orange représente le trajet optique du DOAS)

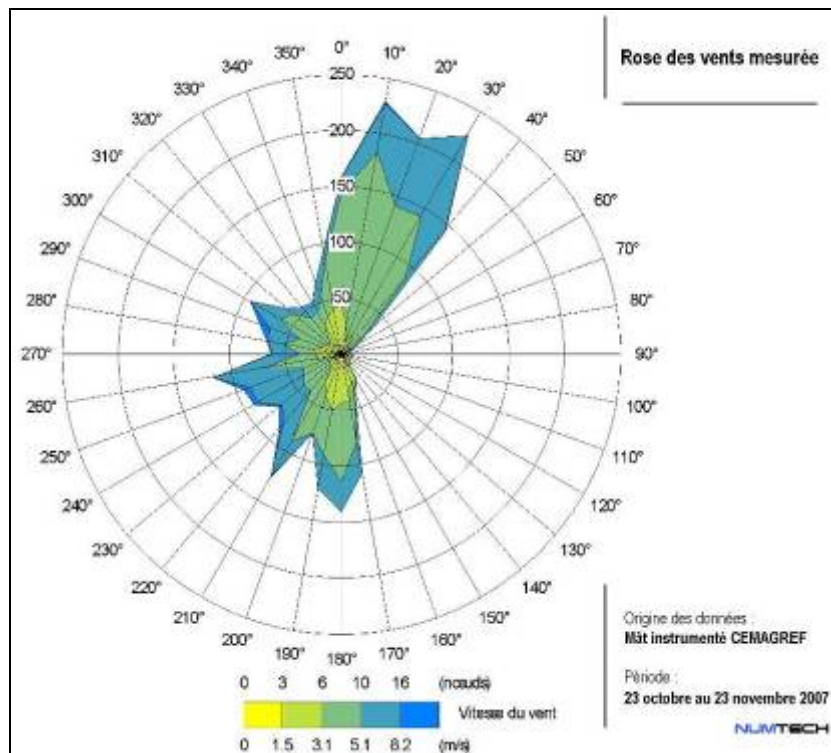


Ces mesures de concentrations ont été accompagnées de mesures météorologiques (vent et température) réalisées au niveau du récepteur DOAS (proximité directe au nord du site), sur un mât instrumenté d'une dizaine de mètres. Les relevés ont été intégrés sur la même période que les mesures de concentrations (un mois), avec la même fréquence d'acquisition d'un quart-horaire. Les mesures de vent (vitesse et direction) ont été réalisées à l'aide d'un capteur sonique (Vaisala WXT510).

La Figure 21 présente la rose des vents relative à la période de mesure. On remarque que les vents dominants proviennent principalement des secteurs nord/nord-est, mais que la composante sud à ouest est également significative. Les directions pour lesquelles les émissions de l'installation peuvent venir impacter le faisceau du DOAS de manière directe (secteurs de vent compris entre 125° à 270°) sont relativement fréquentes, même si elles ne sont pas majoritaires². Les vents de nord-ouest et sud-est sont quant à eux très peu représentés sur la période (conformément à l'historique Météo France). Concernant la vitesse du vent, des vitesses plutôt élevées ont été relevées durant la période de mesure, notamment pour la composante nord. Les vents faibles (de vitesse inférieure à 1,5 m/s) sont globalement peu fréquents (7% des données mesurées). Les températures mesurées sur la période sont plutôt fraîches (dominance du vent du nord), avec $5,5^{\circ}\text{C}$ en moyenne.

² A noter que la rose des vents fournie par Météo France sur les 5 dernières années pour les mois d'octobre - novembre à la station la plus proche (Ligneville) montrent des vents de sud nettement majoritaires, ce qui explique le choix d'implantation du DOAS au nord de l'installation

Figure 21 : Rose des vents observés durant la campagne de mesure



Configuration du modèle de dispersion

Le modèle de dispersion atmosphérique utilisé est le modèle ADMS4 (Carruthers, 1994). Il s'agit d'un modèle gaussien à trajectoire de « seconde génération », spécialement développé pour évaluer l'impact des rejets atmosphériques d'une grande variété de sources industrielles sur des zones plus ou moins complexes. Une description technique du modèle de dispersion ADMS4 est détaillée en annexe. Les principales options de modélisation sont décrites ci-dessous.

Zone modélisée

Les calculs de dispersion ont été réalisés sur un domaine d'étude de 500 m de côté, centré sur l'installation (grille de calcul cartésienne centrée sur l'installation). Afin de pouvoir comparer les résultats du modèle aux valeurs données par le DOAS (mesures intégrées sur le parcours du faisceau optique), les calculs de concentrations ont été réalisés sur une série de 35 points répartis le long du trajet optique du DOAS (Figure 22), puis moyennés pour obtenir une seule valeur intégrée tous les quarts d'heure.

Figure 22 : Localisation des points de calcul***Prise en compte de la nature des sols***

La nature des sols, pouvant influencer la progression des panaches, a été caractérisée grâce à un paramètre de rugosité. Ce paramètre, couramment utilisé dans les modèles de dispersion atmosphérique, représente la nature rugueuse des obstacles occupant le sol. Il a la dimension d'une longueur variant entre 0,001 mètres (surface désertique) et environ 1,5 mètre pour les sols urbains les plus denses. Pour cette étude, la zone d'intérêt étant située entre l'installation et le faisceau du DOAS, une valeur de rugosité faible de 0,1 mètre correspondant à un sol agricole dégagée a été utilisée (Figure 23). Même si l'environnement du site est relativement vallonné, le domaine a été considéré comme plat compte tenu des distances mises en jeu (la hauteur des émetteurs/récepteurs a cependant été considérée).

Figure 23 : Occupation des sols dans l'environnement du site

Données météorologiques

Les données météorologiques fournies en entrée du modèle proviennent des mesures réalisées par l'INERIS durant la campagne de mesures du DOAS. Les paramètres utilisés sont la direction et la vitesse du vent, ainsi que la température. Afin d'intégrer la stabilité atmosphérique dans les calculs, ces données ont été étoffées par des données de nébulosité (couverture nuageuse), mesurées par Météo France à fréquence tri-horaire à la station départementale de Nancy-Essey (située à une cinquantaine de kilomètres du site). Ces données ont été interpolées (interpolation linéaire) afin d'obtenir des données quart-horaires³.

Modélisation des sources d'émission d'ammoniac

Les principales sources émettrices d'ammoniac sont les andains localisés sous le bâtiment principal. Pendant la période de la campagne, quatre zones émettrices principales ont été identifiées (Figure 24) :

- la zone « Mélange »,
- la zone « A5 », susceptible d'émettre à partir du 15 novembre,
- la zone « A6 », susceptible d'émettre à partir du 24 octobre,
- la zone « B6 », susceptible d'émettre à partir du 16 octobre.

Figure 24 : Localisation des sources modélisées sur le site B



Afin de travailler sur une période où l'émission est la plus homogène possible à l'échelle du site (hypothèse de la méthode), nous avons choisi de travailler sur la période qui débute le 25 octobre à 0h (considérant que l'émission de la source « A6 » est stabilisée) et se termine au 14 novembre 2007. La zone A5, susceptible d'émettre à partir du 15 novembre, n'est donc pas prise en compte dans les calculs.

³ A noter que ces données de nébulosité ont une variabilité spatiale et temporelle relativement faible

Les andains émetteurs sont constitués de compost de boues et structurant stocké sous forme de tas entreposés en rangées sous un hangar de 5m de haut. On considère que l'émission se fait à température ambiante.

Les andains ont été modélisés par trois sources volumiques de 2,5 m de haut. Le bâtiment étant complètement ouvert, il n'a pas été intégré dans le modèle. Différentes configurations de modélisation ont été testées, celle-ci semblant être la plus réaliste. Par ailleurs, des tests ont montré que les résultats obtenus étaient relativement peu sensible à la modélisation de la source et du bâtiment (sources ponctuelles, volumiques, surfaciques,...). L'hypothèse est faite que toutes les sources émettent avec le même flux constant (par unité de volume de l'andain), même si la zone « Mélange » est certainement une source moins importante que les autres. Conformément à la méthode de modélisation inverse retenue ici (basée sur la méthode « RDM »), les émissions des sources prises en compte ont été ajustées pour que l'ensemble du site émette avec un flux constant unitaire de 1 g/s d'ammoniac.

Investigations connexes

Caractérisation des produits et bilans matière

L'objectif du bilan matière était de rapprocher les mesures d'émissions de CO₂ de la perte de carbone liée à la biodégradation, qui se retrouve pour l'essentiel sous forme de CO₂. Le compost a donc été échantillonné, autant que c'était possible, en début et en fin de période de présence sur site.

Le prélèvement et la préparation des échantillons pour analyse ont été différents entre les deux sites, pour des contraintes pratiques.

- Sur le site A, les dates d'échantillonnage, le 16 et le 24 avril, encadrent bien la période de mesure des émissions. Le produit a été prélevé sur l'andain 7, à 9 m, 19 m, 29 m et 39 m de l'extrémité sud de l'andain. Le prélèvement a été effectué à la pelle à plusieurs niveaux dans le flanc ouest de l'andain, immédiatement après retournement, en considérant que le retournement avec l'enjambeur rend le produit suffisamment homogène (au fur et à mesure que l'enjambeur avance, le rotor soulève l'ensemble du produit pour le faire retomber derrière la machine). Ce n'est sans doute pas tout à fait exact, les fragments les plus gros et les plus légers ayant tendance à retomber en dernier et rouler sur les flancs, mais le fait que l'échantillonnage soit pratiqué de la même manière à chaque fois limite le biais. Deux échantillons d'une dizaine de kg ont été prélevés à chaque cote et aux deux dates.
- Sur le site B, le mélange de boues et structurant à composter a été prélevé au remplissage du casier B6, le 16 octobre, 1 semaine avant le début des mesures. Le casier est rempli au chargeur et contient une cinquantaine de godets. A quatre reprises au premier quart du remplissage, 4 à la moitié et 4 au dernier quart, un échantillon de compost a été prélevé par déversement partiel du godet sur une poubelle, soit 12 poubelles au total, numérotées 1-4 pour le début de l'andain (fond du casier), 5-8 pour le milieu et 9-12 pour le devant. Le contenu de chaque poubelle a été quarté, de sorte à constituer deux échantillons de 10 à 15 kg. Le casier a été vidé en fin de période de mesure (hors suivi DOAS) le 31 octobre, afin de procéder de la même manière à l'échantillonnage du compost. Les numéros 1-4 du 16 et du 31 octobre sont pris sensiblement à la même profondeur du casier, et idem pour les numéros 5-8 et 9-12.

Dans les deux cas, les échantillons ont été séchés à l'étuve à 65°C pour mesure de la matière sèche, pour certains après quelques jours en chambre froide à 4°C. Le compost du site B, assez grossier, a été broyé au broyeur à marteau équipé d'une grille de 20 mm, ce qui n'a pas été nécessaire pour celui du site A, suffisamment fin. Chaque échantillon a été réduit au diviseur rotatif en sous-échantillons de 50 à 100 grammes. Sur deux de ces sous-échantillons, la teneur en matière organique a été mesurée, par calcination à 550 °C. Un troisième a été broyé au cyclobroyeur à moins de 1 mm pour l'analyse du carbone total, réalisée sur deux prises d'essai, à l'aide d'un analyseur de carbone SKALAR Primacs.

Au préalable, sur deux échantillons du site A et deux du site B, un essai a été réalisé avec 4 analyses de matière organique par échantillon, et 10 de carbone réparties sur 4 sous-échantillons, afin de déterminer l'incertitude de sous-échantillonnage et d'analyse.

Le bilan carbone a été calculé à partir des équations suivantes.

$$(1) \frac{\Delta MS}{MS_i} = \frac{MO_i - MO_f}{1 - MO_f}$$

$$(2) \frac{\Delta C}{MS_i} = C_i - C_f \left(1 - \frac{\Delta MS}{MS_i}\right)$$

en notant : ΔMS la perte de matière sèche, ΔC celle de carbone
 MS_i la masse sèche initiale
 MO_i la teneur en matière organique initiale, MO_f la teneur finale
 C_i la teneur en carbone initiale, C_f la teneur finale

Sur la base des résultats d'analyse et de l'incertitude associée, un calcul de type Monte Carlo a permis de déterminer finalement une fourchette de valeurs probables pour les pertes de carbone.

Localisation des émissions par thermographie infrarouge

La source principale de rayonnement infrarouge est la chaleur, ou rayonnement thermique. Tout objet, dont la température est supérieure au zéro absolu [-273,15 degrés Celsius ou 0 Kelvin], émet un rayonnement dans la bande infrarouge. Plus l'objet est chaud, plus la quantité de rayonnement est importante. La thermographie infrarouge consiste donc à capter ce rayonnement, à le quantifier afin de permettre la lecture des valeurs de température à distance, sans contact, de manière non destructive et sur des objets en fonctionnement. Les caméras infrarouges sont des capteurs qui reçoivent le rayonnement émis naturellement par les objets. Ce flux est proportionnel à la puissance quatrième de la température de l'objet et son spectre d'émission en longueur d'onde varie avec cette température. L'ensemble du phénomène est décrit par la loi de Planck.

La caméra que nous avons utilisée pour les mesures de température de la surface des andains, la FLIR 2000, couvre une large gamme de températures, jusqu'à plusieurs centaines de degrés Celsius, et est d'habitude utilisée pour des mesures sur des phénomènes de type incendie. Cependant, sa précision au niveau des températures proches de l'ambiante (de 15 à 50 °C) est suffisante pour discriminer des variations de température de l'ordre du degré.

L'objectif de ces mesures était d'essayer de localiser sur la surface des andains les zones de plus forte émission, supposées être plus chaudes du fait de la température des gaz provenant de l'intérieur de l'andain.

Mesure des concentrations interstitielles par sondage

Les gaz au sein du compost sont prélevés grâce à l'introduction d'une sonde à gaz de type « Draeger ». Cette sonde est composée :

- d'un tube externe en inox d'une longueur d'un mètre et d'un diamètre de 4 cm environ, possédant une tête pointue et des orifices sur le côté du tube près de la tête ; à l'autre extrémité du tube, une tête de frappe est vissée provisoirement, de façon à introduire le tube dans le produit à l'aide d'une masse ;
- d'un tube interne également en inox, qui est introduit dans le tube externe après démontage de la tête de frappe ; ce tube interne présente une bonne étanchéité de façon à éviter l'aspiration d'air extérieur lors du prélèvement ; ce tube est relié par l'intermédiaire d'un tube souple en Téflon, muni d'un filtre anti-poussières, à l'entrée de l'analyseur multi-paramètres Ecoprobe 5 décrit précédemment.

Mesure de l'oxygène lors des sondages : la mesure, qui est réalisée par une cellule électrochimique, est également effectuée lors des essais avec la chambre à accumulation. Cependant dans ce cas, la valeur de l'oxygène est quasiment celle de l'air, soit 20,9 % v/v. L'examen de cette valeur pour les mesures par sondages, ainsi que la dépression au niveau de l'appareil, permet en principe de vérifier la qualité de la mesure : des valeurs d'oxygène faible et de dépression relativement élevées certifient que le sondage n'a pas fait rentrer d'air extérieur. Ici, sur les andains de compostage, la mesure de la concentration en oxygène permet de vérifier si l'on est toujours en conditions aérobies ; cela n'est semble-t-il pas toujours le cas, aussi cette valeur sera examinée au même titre que les concentrations en méthane et gaz carbonique.

Figure 25 : Mesure in-situ des gaz du produit par sonde et analyseur multi-paramètres Ecoprobe 5



De même que pour les calculs de flux surfaciques de méthane et de gaz carbonique, les concentrations sont exprimées en unités volumiques plutôt que massiques afin de pouvoir comparer les valeurs pour les différents gaz, le volume d'une mole de chacun des gaz étant le même.

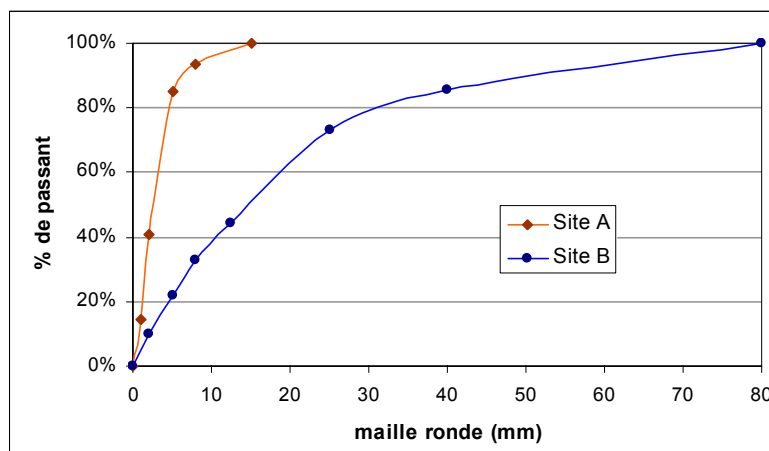
Réalisation des mesures : la mesure des concentrations en un point de sondage prend 2 minutes d'acquisition (plus le temps de déplacement de la sonde). Nous avons donc réalisé un point de sondage quasiment pour chacun des points de mesure de flux (cf. partie suivante). Nous avons ainsi cartographié les concentrations en méthane, en gaz carbonique et en oxygène sur trois andains d'âges différents. Les valeurs moyennes sur chaque andain sont données dans le Tableau 11, les cartographies sont reportées sur les figures qui suivent.

Résultats pour chaque méthode

Caractérisation des produits et bilans matière

Comme mentionné précédemment, les produits sont d'aspect très différents entre le site A et le site B : fin et homogène pour le premier (il est issu pour sa majeure partie d'un criblage à 10 mm), grossier et hétérogène pour le second. L'analyse granulométrique montre bien cette différence, qui joue beaucoup, à la fois sur les émissions gazeuses, et sur leur mesure.

Figure 26 : Courbes granulométriques du produit en compostage sur les sites A et B



Ces différences de caractéristiques se retrouvent en termes de composition et de bilan matière. Nous verrons cependant que l'homogénéité du produit sur le site A à l'échelle d'un andain n'est pas vérifiée.

Site A

Les résultats bruts d'analyse sur les 4 couples d'échantillons (du 16 et du 24 avril) de l'andain 7 sont donnés dans les graphiques ci-après, y compris les répétitions.

Figure 27 : Pourcentage de matière sèche sur les échantillons de compost du site A

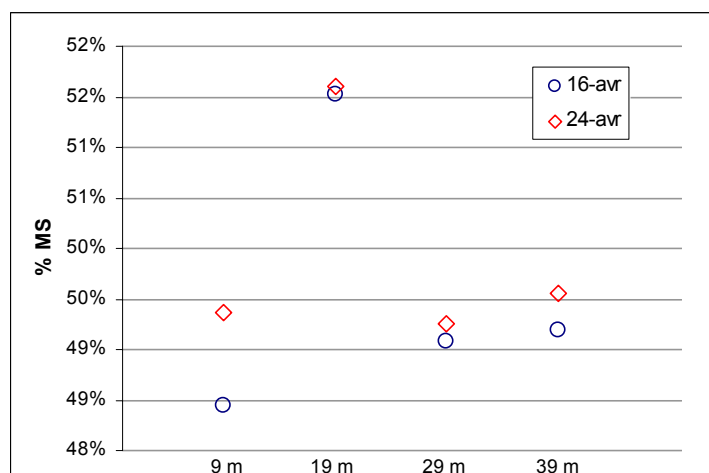
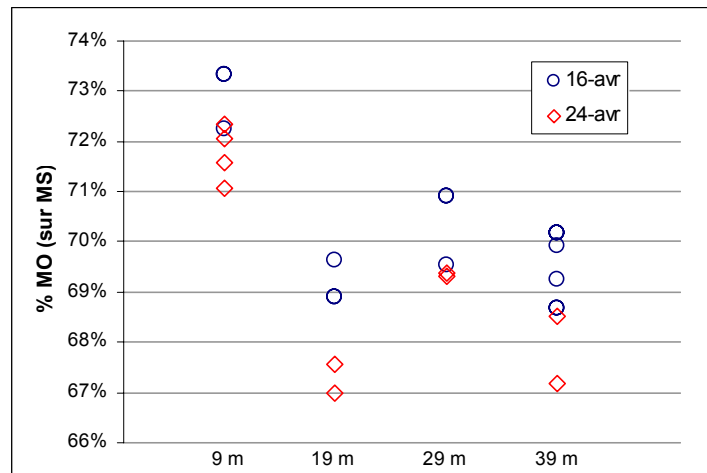
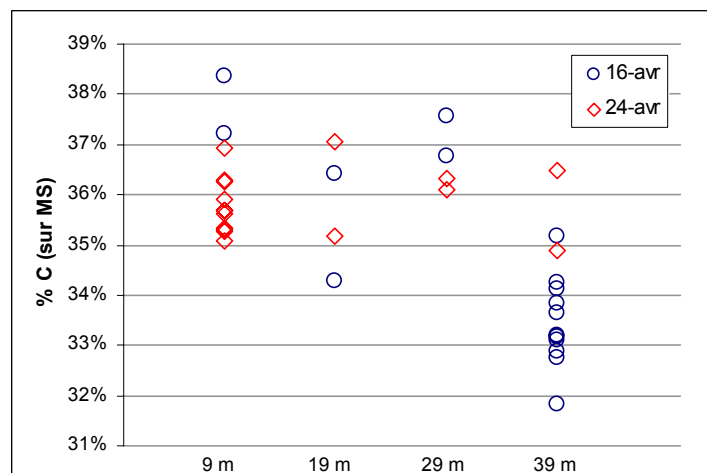


Figure 28 : Pourcentage de matière organique sur les échantillons de compost du site A**Figure 29 : Teneur en carbone des échantillons de compost du site A**

En ordres de grandeur, le taux de matière sèche est de 50%, la teneur en matière organique de 70%, et celle de carbone de 35%. Les écarts entre échantillons, pour une même date, ne sont que de quelques pourcents, mais ces écarts sont importants car l'évolution de la composition du produit entre le 16 et le 24 avril est de même ampleur.

On observe néanmoins une baisse significative sur la matière organique (MO) entre le 16 et le 24 avril. Sur le carbone, l'incertitude d'échantillonnage et d'analyse est trop grande pour mesurer une évolution.

On voit aussi qu'il est nécessaire de raisonner par « tranche » d'andain pour caractériser une évolution, c'est-à-dire qu'il ne faudrait pas comparer, par exemple, l'échantillon à 9 m du 24/4 avec celui à 19 m du 16/4.

Dans le calcul de bilan matière par tranche, la variance est calculée sur la base de la variabilité des résultats d'analyses, laquelle traduit les incertitudes associées à l'analyse proprement dite et à la préparation des échantillons (sous-échantillonnage, en particulier). Elle ne tient donc pas compte du biais d'échantillonnage initial, dans le sens où l'échantillon pris le 24 avril ne peut pas correspondre exactement au produit prélevé le 16, malgré les précautions prises. Et il est difficile de dire dans quelle mesure les écarts constatés sur les

pertes en carbone d'une tranche à l'autre sont dus à cet artefact ou correspondent bien à une différence du taux de biodégradation.

Pour le bilan moyen sur les 4 tranches, la variance de mesure est prise égale à la somme de la variance de mesure pour chaque échantillon et de la variance entre échantillons, ramenée au nombre d'échantillons (4 par date).

Tableau 6 : Moyennes et écarts-types utilisés pour le calcul des incertitudes du bilan matière pour le site A

		9 m	19 m	29 m	39 m	Moyenne
MO (% MS)	16/4	72,8% ± 0,7%	69,3% ± 0,7%	70,2% ± 0,7%	0,0% ± 0,7%	70,4% ± 0,9%
	24/4	0,0% ± 0,7%	67,3% ± 0,7%	69,3% ± 0,7%	67,8% ± 0,7%	69,1% ± 1,1%
CT (% MS)	16/4	37,8% ± 0,9%	35,3% ± 0,9%	37,2% ± 0,9%	0,0% ± 0,9%	36,0% ± 1,0%
	24/4	0,0% ± 0,9%	36,1% ± 0,9%	36,2% ± 0,9%	35,7% ± 0,9%	35,9% ± 0,5%

Le tableau suivant présente le résultat en termes de bilan carbone, par tranche et en moyenne. Pour les correspondances, on a estimé la surface d'andain à 400 m² (6,9 × 60), pour une masse totale de 240 t (fournie par l'exploitant).

Dans le même ordre d'idée, les variations du rapport entre les pertes de MO et celles de carbone résultent en grande partie des imprécisions de mesure. Ce rapport, en effet, devrait être sensiblement constant.

Il faut donc bien retenir qu'on obtient ici avant tout un ordre de grandeur des émissions moyennes de CO₂, estimées à 1000 ml/m²/min (3 kg/m²/j), à un facteur 2 près. Cette valeur, bien que moyennée et imprécise, a l'avantage d'être juste et de pouvoir par conséquent servir de référence vis-à-vis des mesures d'émissions gazeuses.

Tableau 7 : Bilan matière sur l'andain 7 du site A, entre le 16 et le 24 avril, à un niveau de confiance de 90%

		9 m	19 m	29 m	39 m	Moyenne
Perte relative de matière sèche		3,6% ± 5%	6,0% ± 5%	2,7% ± 5%	5,1% ± 5%	4,6% ± 7%
Perte de carbone en % de la MS initiale		3,3% ± 3%	1,3% ± 3%	2,0% ± 3%	0% ± 3%	1,7% ± 3%
Perte de carbone moyenne en kg/t MS/j		4,1 ± 3,5	1,7 ± 3,5	2,5 ± 3,5	0,0 ± 3,5	2,6 ± 4
Emission de CO ₂ correspondantes	ml /m ² /min	1600 ± 1400	700 ± 1400	1000 ± 1400	0 ± 1400	900 ± 1500
	g/m ² /j	4500 ± 3600	1800 ± 3600	2600 ± 3600	0 ± 3600	2300 ± 4000

Site B

Les résultats pour le site B sont présentés de la même manière, à la différence que les échantillons élémentaires sont au nombre de 12 pour chaque date, au lieu de 4. Par ailleurs, contrairement à ce que la présentation des graphiques incite à faire, il ne faut pas chercher de correspondance entre l'échantillon *i* du 16 octobre et celui de même numéro du 31. Tout au plus les groupes d'échantillons 1-4, 5-8 et 9-12 sont ils chacun à rattacher à une zone de l'andain, respectivement au fond, au milieu et sur le devant du casier.

Figure 30 : Pourcentage de matière sèche sur les échantillons de compost du site B

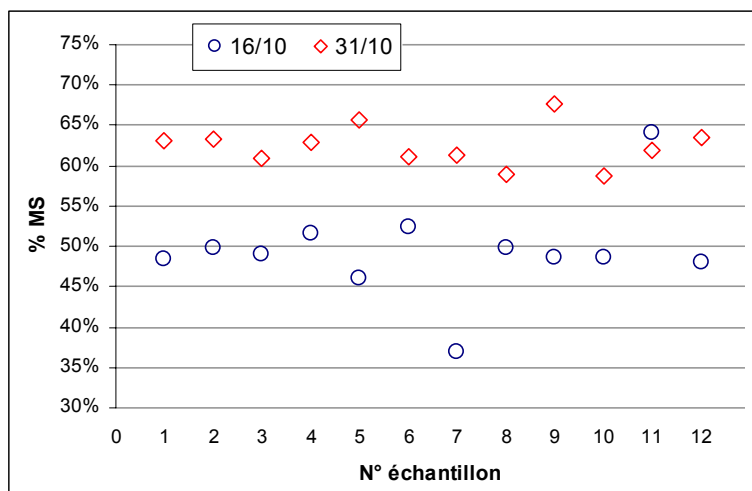
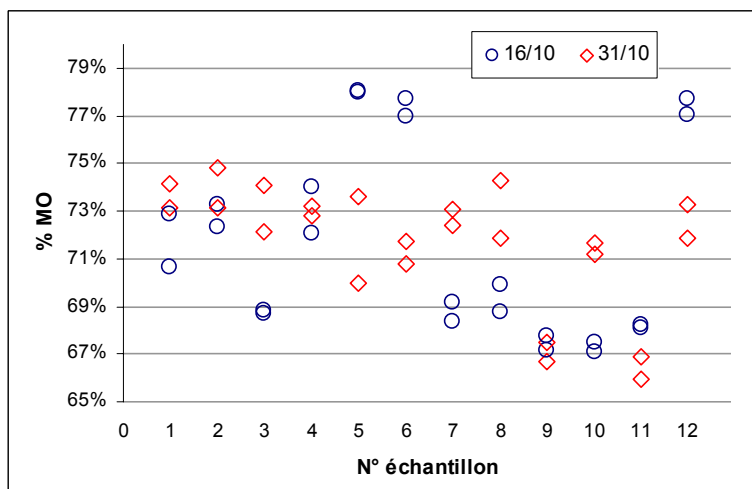
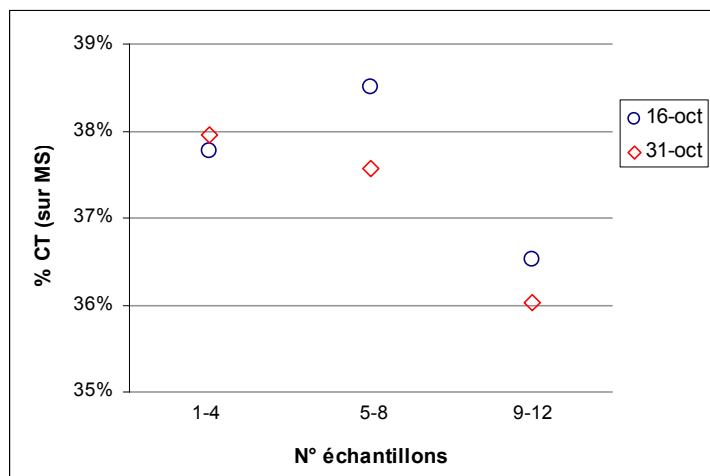


Figure 31 : Pourcentage de matière organique sur les échantillons de compost du site A



Au vu des écarts entre échantillons constatés sur la matière organique, nous n'avons fait l'analyse du carbone que par groupes d'échantillons (graphique suivant), sans grand espoir d'en tirer davantage qu'une valeur moyenne et qu'une estimation sommaire de la variabilité.

Figure 32 : Teneur en carbone des échantillons de compost du site B



Les moyennes et écarts-types utilisés pour le calcul d'incertitudes et le bilan matière sont donnés dans le tableau suivant. Le calcul donnant un pourcentage de perte de MO et de carbone sensiblement nul, seule la valeur haute de la fourchette est donnée pour le bilan matière. On ne dispose donc ici que d'un maximum, et non d'un ordre de grandeur des pertes (donc des émissions).

Tableau 8 : Moyennes et écarts-types utilisés pour le calcul des incertitudes du bilan matière pour le site B

		MO (% MS)	CT (% MS)
Ecart-type d'analyse		1,0%	1,0%
Nombre d'échantillons analysés		12	3
Ecart-type entre échantillons	16-oct	4,0%	1,0%
	31-oct	2,5%	1,0%
Ecart-type total	16-oct	1,2%	0,8%
	31-oct	0,8%	0,8%

Tableau 9 : Bilan matière sur le casier B6 du site B, entre le 16 et le 31 octobre, à un niveau de confiance (unilatéral) de 90%

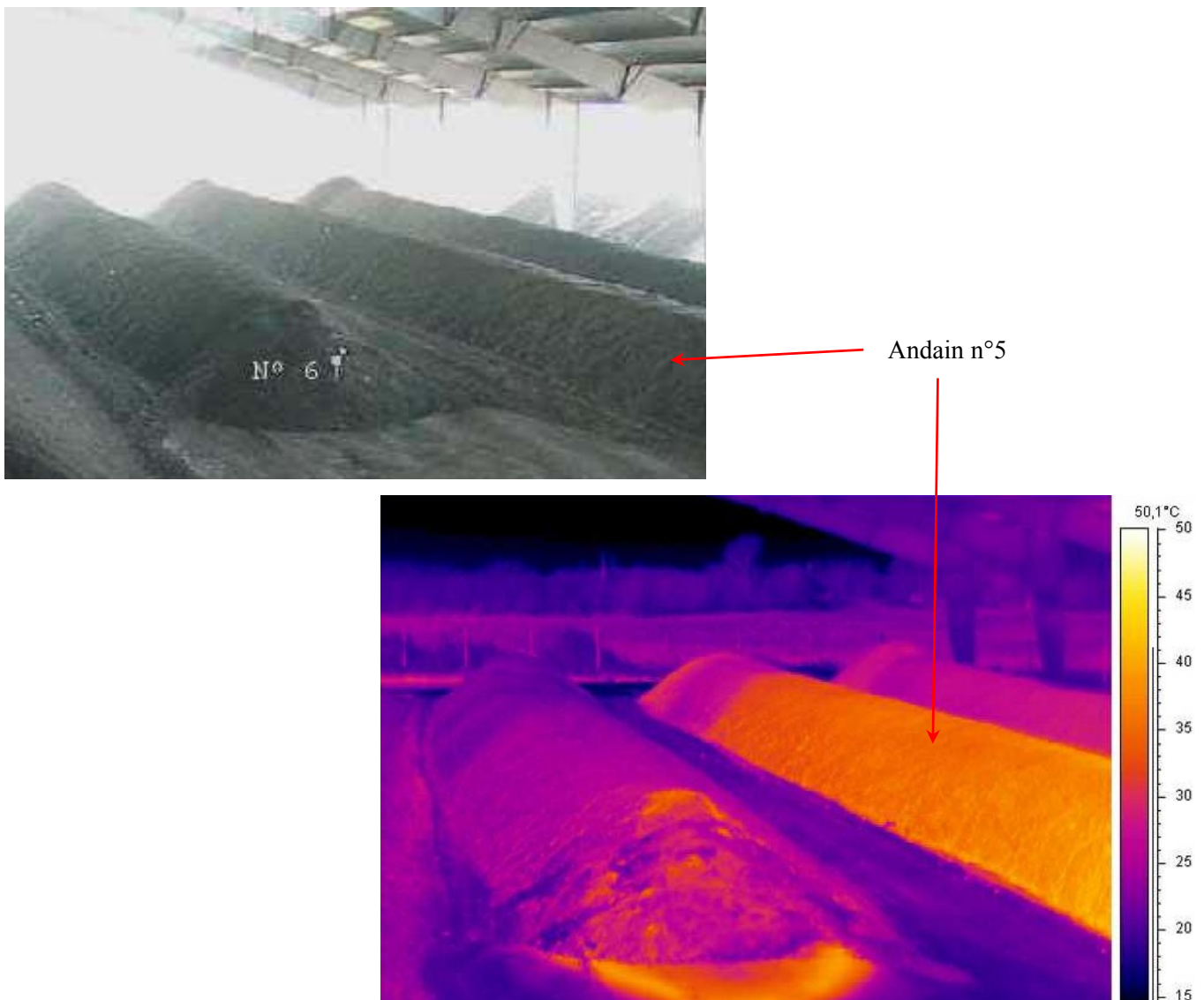
		Echantillon moyen
Perte relative de matière sèche		< 6,5%
Perte de carbone en % de la MS initiale		< 3%
Perte de carbone moyenne en kg/t MS/j		< 2
Emission de CO ₂ correspondantes	ml /m ² /min	< 1200
	g/m ² /j	< 3000

Localisation des émissions par thermographie infrarouge

Sur le site A, nous avons effectué des mesures de température le long des andains, quand c'était possible : les flancs extérieurs des andains 7 et 5, la proximité des andains les uns par rapport aux autres ne permettant pas de mesurer la température sur la longueur de tous les andains. Nous avons doublé ces prises de vues par des photos numériques classiques, prises sous le même angle. Nous avons également réalisé des prises de vues plus générales, où plusieurs andains figurent sur la même prise de vue. C'est le cas des prises de vues présentées sur la Figure 33. Les deux images ont été prises au même moment (l'après-midi du premier jour) et montrent que certains andains sont manifestement plus chauds que les autres, en fonction du retournement (qui avait eu lieu le jour même) et de l'âge des andains.

La prise de vue générale à la caméra infrarouge montre que l'extrémité la plus proche de l'andain 6 est plus chaude que le reste de la longueur de l'andain. A cet emplacement, le produit a en effet été repris au chargeur après le passage du retourneur, peu de temps avant la prise de vue.

Figure 33 : Vue générale du hangar sur le site A, en photographie classique et par caméra infrarouge



Sur le site B, les mesures ont été réalisées sur l'andain B6. Différentes vues ont été prises pour tenter de cartographier la surface de l'andain, afin de déterminer les points chauds en surface. Les emplacements repérés pour les mesures d'émissions ont fait l'objet de zoom.

En plusieurs points, la température de surface a été relevée à l'aide d'un pyromètre, afin de la comparer aux données de la caméra infrarouge.

Tableau 10 : Relevé de températures prises par la caméra IR et le pyromètre sur différents points et supports

Positionnement	T °C caméra	T °C pyromètre
mur béton côte aération	6,1	6
repère 1	5,9	7
entre repère 1 et 2 sur prélèvement	20,4	22
crête de l'andain à l'aplomb du repère 1	40,4	30
repère 4	2,0	3
sommet de la tête de l'andain	19,0	16
sur le repère 4	2,2	3
point de prélèvement entre 3 et 4	16,0	20
partie basse mur béton entre le repère 4 et 3	6,8	5,6
poteau métallique entre 3 et 2	5,6	6,4
sur le repère 3	4,7	5
point de prélèvement entre 2 et 3	20,2	18
sur le repère 2	3,0	4
sur le repère 1	5,0	6,2

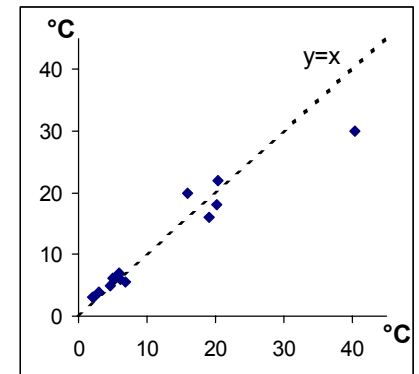
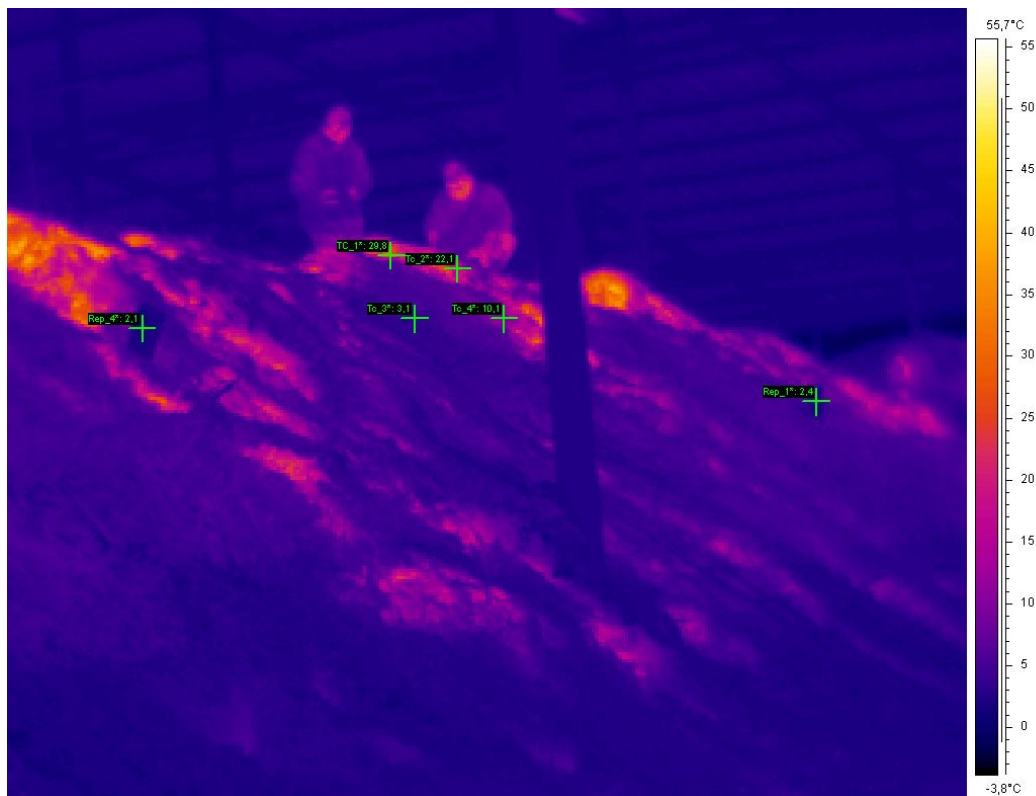
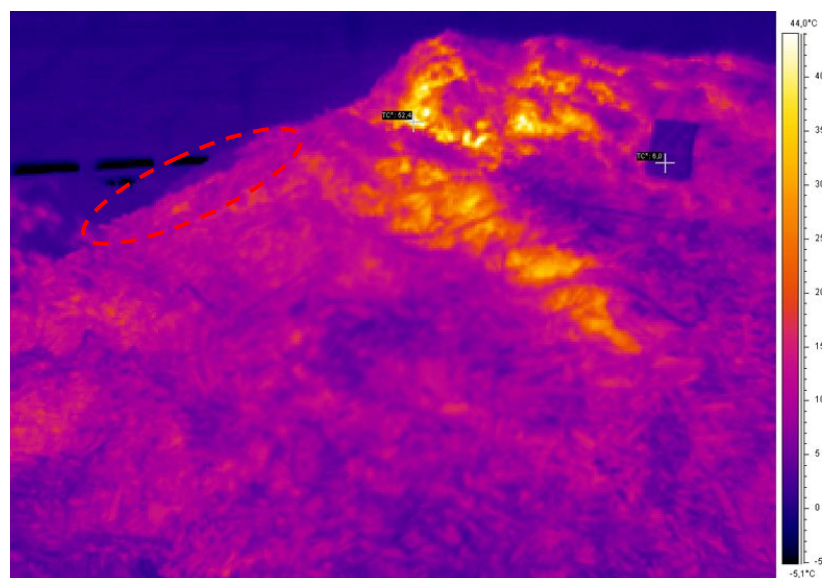


Figure 34 : Vue rapprochée de l'andain B6, avec la localisation des points de contrôle au pyromètre



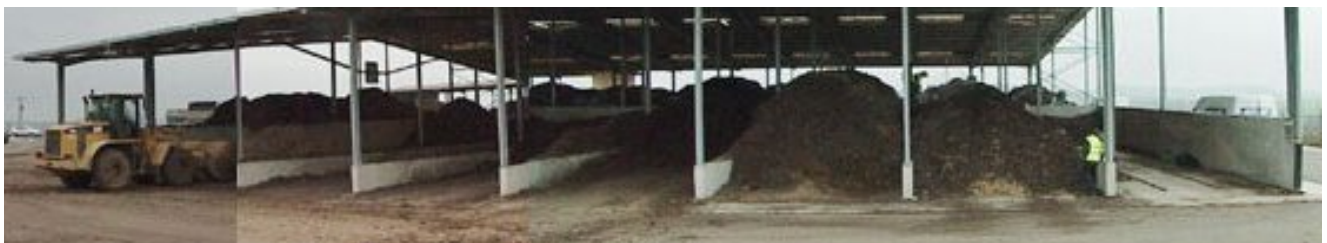
On localise les zones chaudes sur le sommet de l'andain. Les parties chaudes que l'on voit sur le flanc de l'andain correspondent à des marques de pas ayant mis à jour du compost de sub-surface.

Figure 35 : Zoom sur l'emplacement J à l'extrémité de l'andain B6 (repère 4 à droite)



CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Figure 36 : Vue d'ensemble des casiers de compostage, côté sud (le B6 est à droite)

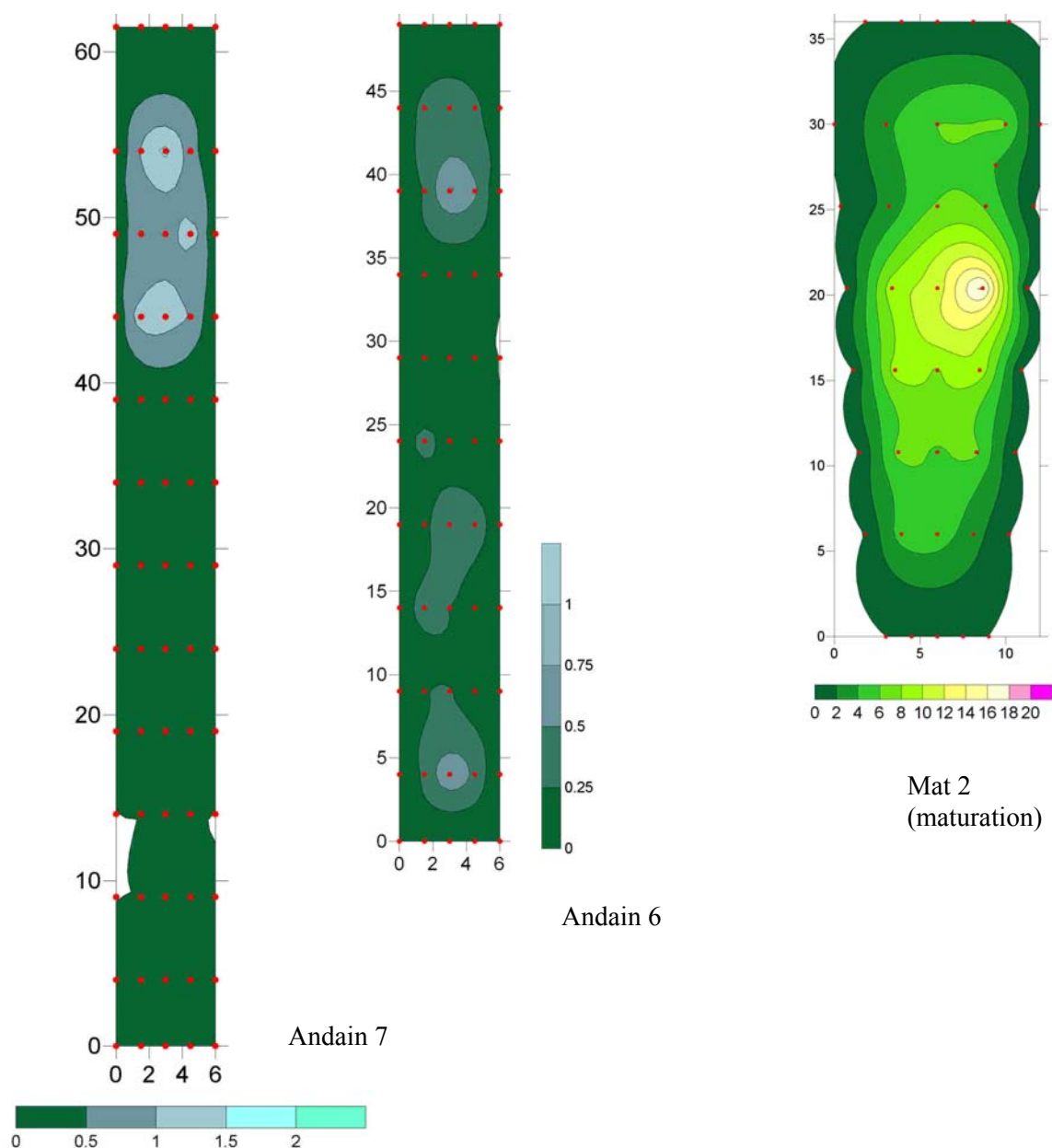


Concentrations interstitielles obtenues par sondage

Site A

Cartographie des émissions

Figure 37 : Cartographie des teneurs en méthane à 80 cm de profondeur (en %) sur les andains du site A

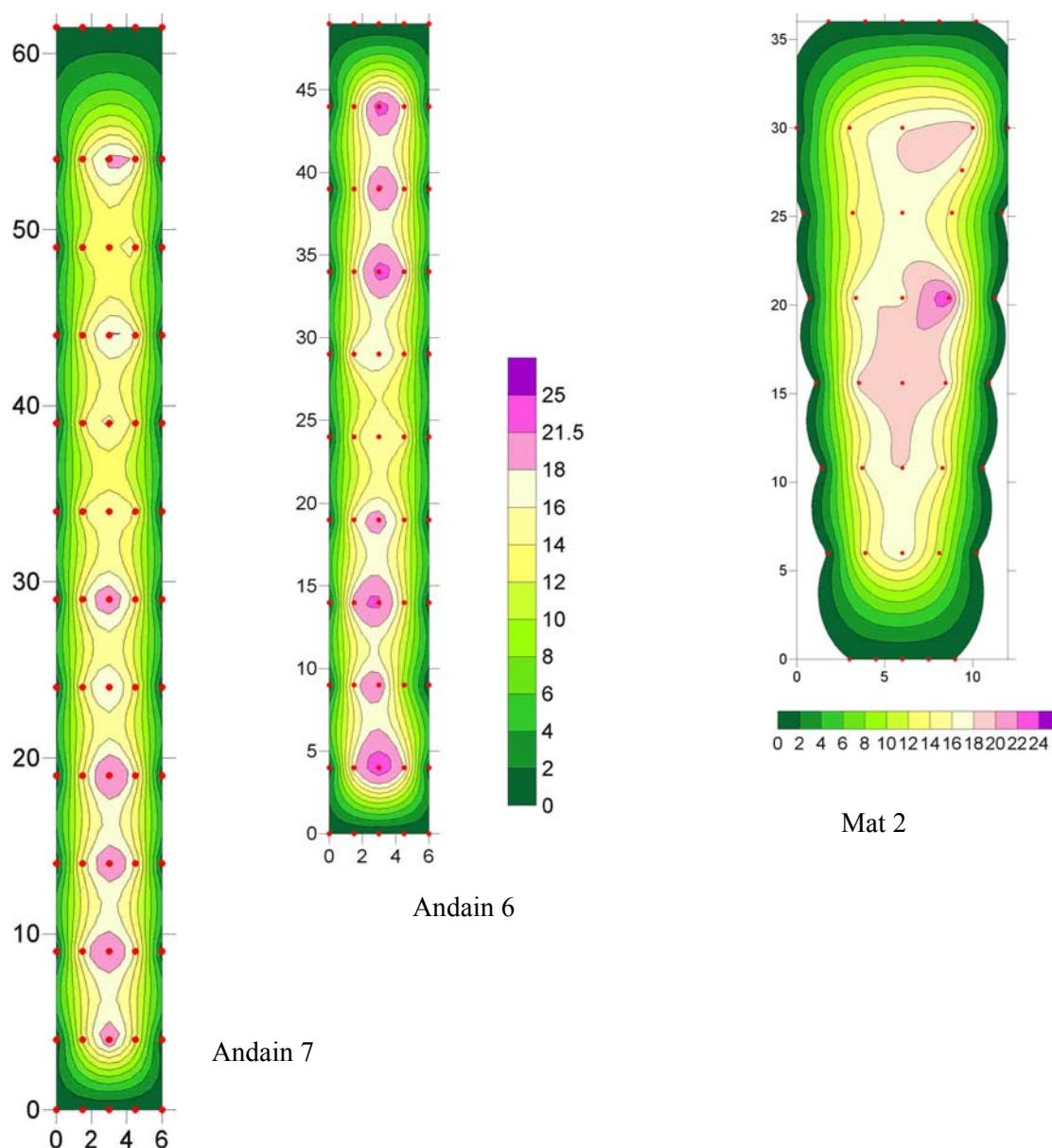


Les concentrations en méthane au sein des andains retournés régulièrement sont relativement faibles, puisqu'elles dépassent rarement 1 % v/v et sont en moyenne de 0,3 à 0,4 % v/v. Il n'y a pas de différence entre les andains 6 et 7 dont l'âge du compost est cependant différent.

En revanche, l'andain extérieur MAT 2, qui a été déposé deux mois avant les mesures et n'est pas retourné, montre des concentrations en méthane beaucoup plus élevées puisqu'elles sont en moyenne de 6,9 % v/v, et qu'un point montre une concentration de 18 % v/v, qui ressemble à celle d'un biogaz d'installation de

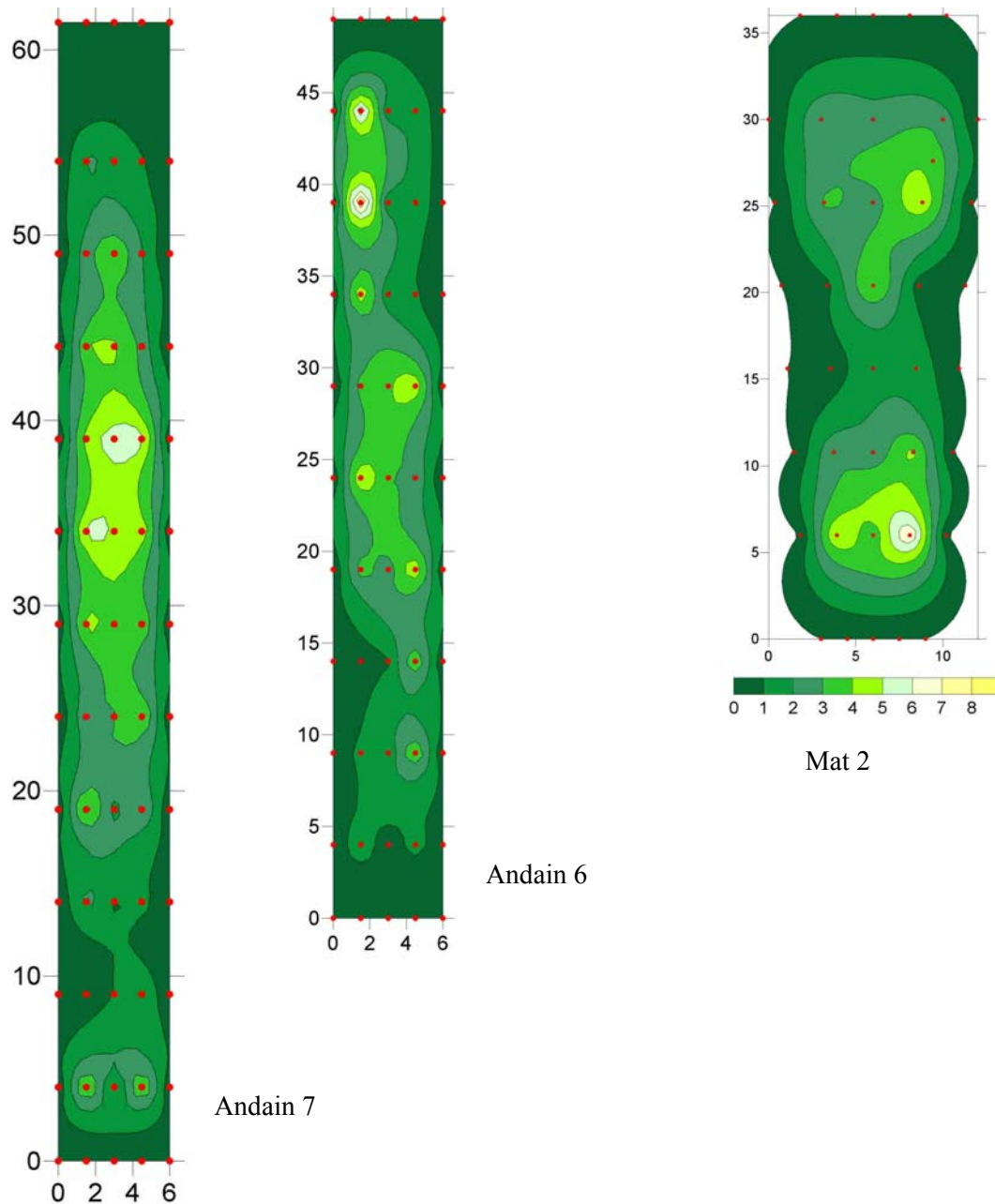
stockage de déchets. Sur ce point, la concentration en gaz carbonique est également un peu plus élevée que sur les autres points de cet andain : on se trouve en présence de réactions anaérobies conduisant à la formation de biogaz contenant du méthane. L'andain MAT 2 étant plus épais, il est probable que le pourcentage d'oxygène au sein de celui-ci soit en moyenne plus faible que celui révélé par la sonde placée à la profondeur de 80 cm : l'oxygène semble diffuser au sein du premier mètre (en moyenne), mais il est probable que le niveau plus profond soit anoxique, ce qui expliquerait la formation plus importante de méthane, en particulier au centre de l'andain.

Figure 38 : Cartographie des teneurs en CO₂ à 80 cm de profondeur (en %) sur les andains du site A



Les valeurs de concentrations en gaz carbonique (et également en oxygène, voir la figure suivante) sont très semblables sur les trois andains qui ont des âges très différents, ce qui indique une relative stabilité du processus de compostage. Comme pour les flux surfaciques, les concentrations sont plus importantes sur les sondages réalisés aux sommets des andains par rapport aux flancs.

Figure 39 : Cartographie des teneurs en oxygène à 80 cm de profondeur (en %) sur les andains du site A



Comme pour le gaz carbonique, les concentrations en oxygène sont assez semblables sur les trois andains (dont un pourtant n'est pas retourné régulièrement), quoique distribuées plus inégalement. Les valeurs ne sont pas nulles dans l'ensemble, ce qui indique qu'il reste de l'oxygène disponible pour continuer le compostage. Cependant, la production de méthane sur l'andain MAT 2 montre que les réactions aérobies et anaérobies peuvent cohabiter au sein d'un même andain. L'oxygénation est plus élevée sur les extrémités et la formation de méthane plus élevée au centre de ce dernier.

Il est également à noter une zone sur le flanc gauche, à l'extrémité de l'andain 6, qui présente des concentrations en oxygène (de 7 à 8,5 % v/v) un peu plus élevées qu'ailleurs sur cet andain. Cette zone correspond à des flux surfaciques de gaz carbonique également plus élevés (voir Figure 42), ce qui démontre une zone de compostage plus active. Malheureusement compte-tenu de la configuration des andains, nous ne disposons pas d'une mesure de température de ce flanc de l'andain 6 par thermographie infrarouge.

Concentrations moyennes

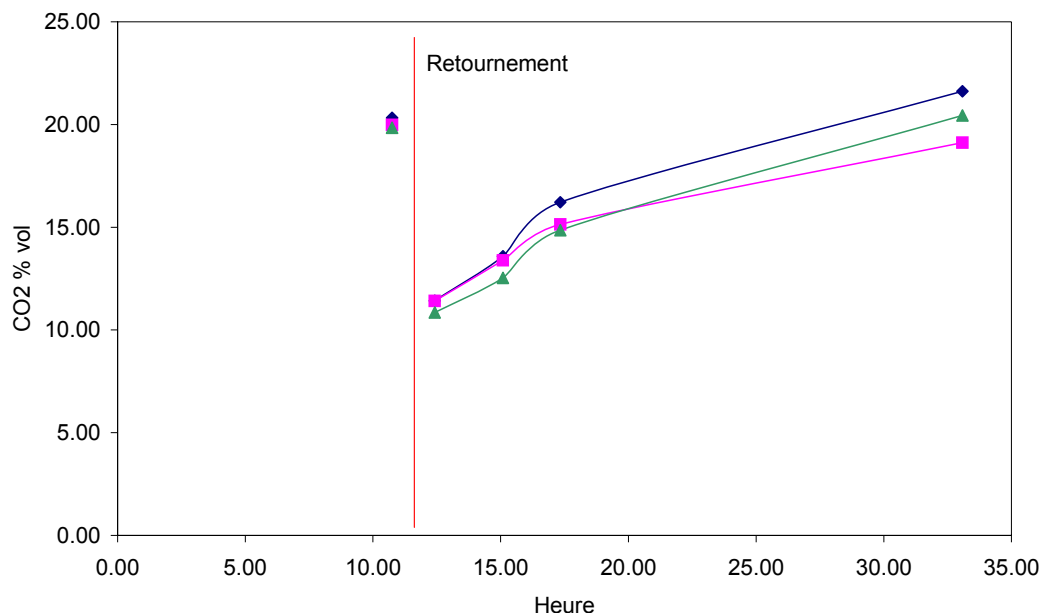
Tableau 11 : Concentrations moyennes en CH₄, CO₂ et O₂ à 80 cm de profondeur sur 3 andains

	Andain n° 7	Andain n° 6	Andain Mat 2
Méthane, % v/v	0,42	0,30	6,91
Gaz carbonique, % v/v	16,2	17,3	16,6
Oxygène, % v/v	3,16	2,89	2,95

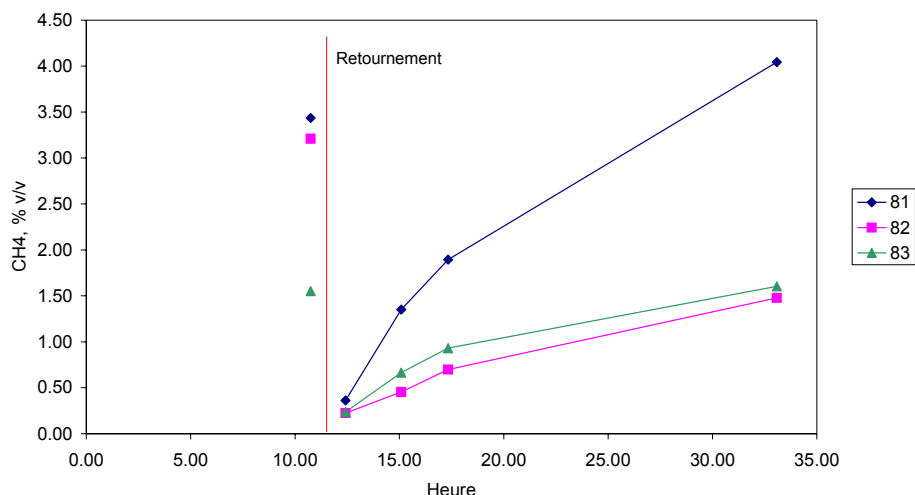
Suivi après retournement

Sur l'andain 5, nous avons pu réaliser trois points de sondage distants chacun de 5 mètres, le long du sommet de l'andain. Ces points de sondage ont fait l'objet de mesures des concentrations en méthane, gaz carbonique et oxygène, juste avant, et à plusieurs reprises échelonnées dans le temps, après le retournement de l'andain par le retourneur mécanique du site. Les valeurs d'oxygène ne sont pas données, car sur cet andain particulier, ces valeurs n'ont pas varié : elles étaient quasiment nulles. En revanche les valeurs des concentrations en méthane et gaz carbonique ont pu être corrélées au retournement.

Figure 40 : Evolution des concentrations en CO₂ après retournement de l'andain 5



Juste après le retournement de l'andain, les concentrations en gaz carbonique chutent fortement, et remontent progressivement pour retrouver leur valeur initiale au bout de 24 heures environ. Les trois points de mesure ont un comportement similaire.

Figure 41 : Evolution des concentrations en méthane après retournement de l'andain

En ce qui concerne le méthane (dont les concentrations sont plus faibles que le CO₂), le comportement est encore plus net : après retournement, les valeurs tombent à zéro, et remontent à leur niveau initial, pour deux des trois points, au bout de 24 heures. Un point (le 82, situé entre les deux autres) ne retrouve pas son niveau d'origine alors que le point 81 atteint le niveau précédemment mesuré, au bout d'environ 30 h, et dépasse par la suite celui-ci. Des zones plus propices à la dégradation anaérobie persistent sur l'andain 5 du fait de la reprise assez rapide des émissions de méthane.

Ce suivi après retournement montre la variabilité des émissions gazeuses, y compris sur des échelles de temps réduites.

Site B

Les mesures de gaz carbonique et d'oxygène obtenues sur sondages sont données dans les deux tableaux suivants. Au contraire du site A, aucune concentration en méthane n'a été détectée en profondeur, l'analyseur utilisé (Ecoprobe) n'étant pas assez sensible. Les relativement fortes concentrations d'oxygène sont à rapprocher des faibles concentrations de méthane.

Il semblerait que l'absence de ventilation favorise des concentrations en CO₂ plus élevées au sein de l'andain, mais cela n'est pas vrai sur l'andain récent, pour lequel l'apport d'air semble plutôt favoriser la production de CO₂ (donc le compostage).

Tableau 12 : Teneurs en O₂ interstitiel, avec et sans aération forcée, en % volumique

Point	Andain B6										Andain A6				Moy.	E.-type
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	M		
% O ₂ / off	18,4	18,1	18,5	18,9	18,3	19,3	15,4	18,7	19,1	18,0	18,7	18,8	14,8		18,1	1,4
% O ₂ / on	19,8	18,9	18,8	20,1	18,7	20,8					7,8	13,8	18,9	17,3	17,5	3,9

Tableau 13 : Teneurs en CO₂ interstitiel, avec et sans aération forcée, en % volumique

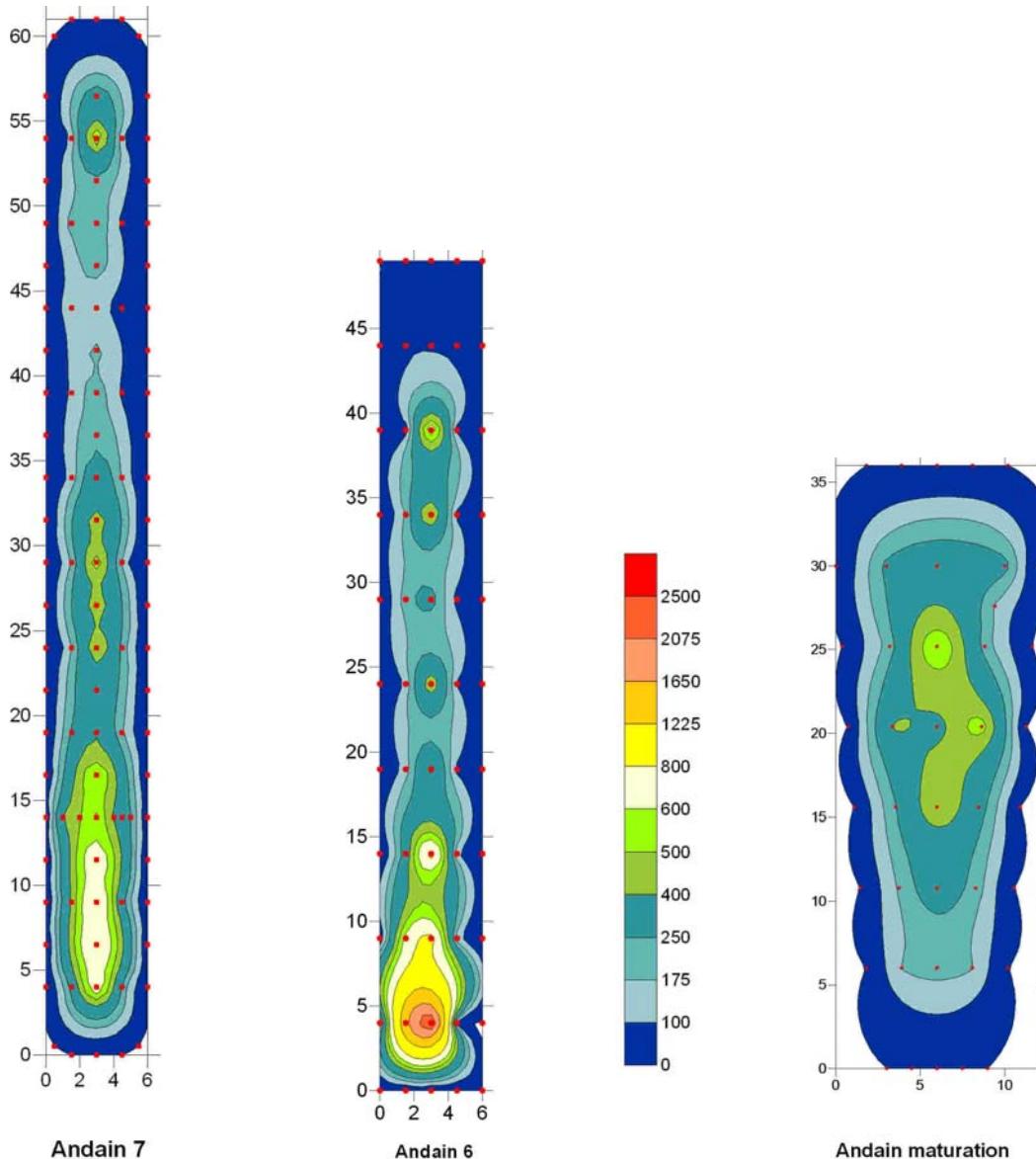
Point	Andain B6										Andain A6		
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
% CO ₂ / off	0,36	0,53	0,27	0,16	0,51	0,15	2,21	0,19	0,06	0,78	0,32	0,29	2,85
% CO ₂ / on	0,23	0,58	0,07	0,09	0,60	0,08	0,73	0,30	0,07	0,15	7,35	4,77	2,57

Mesures directes à la chambre à accumulation

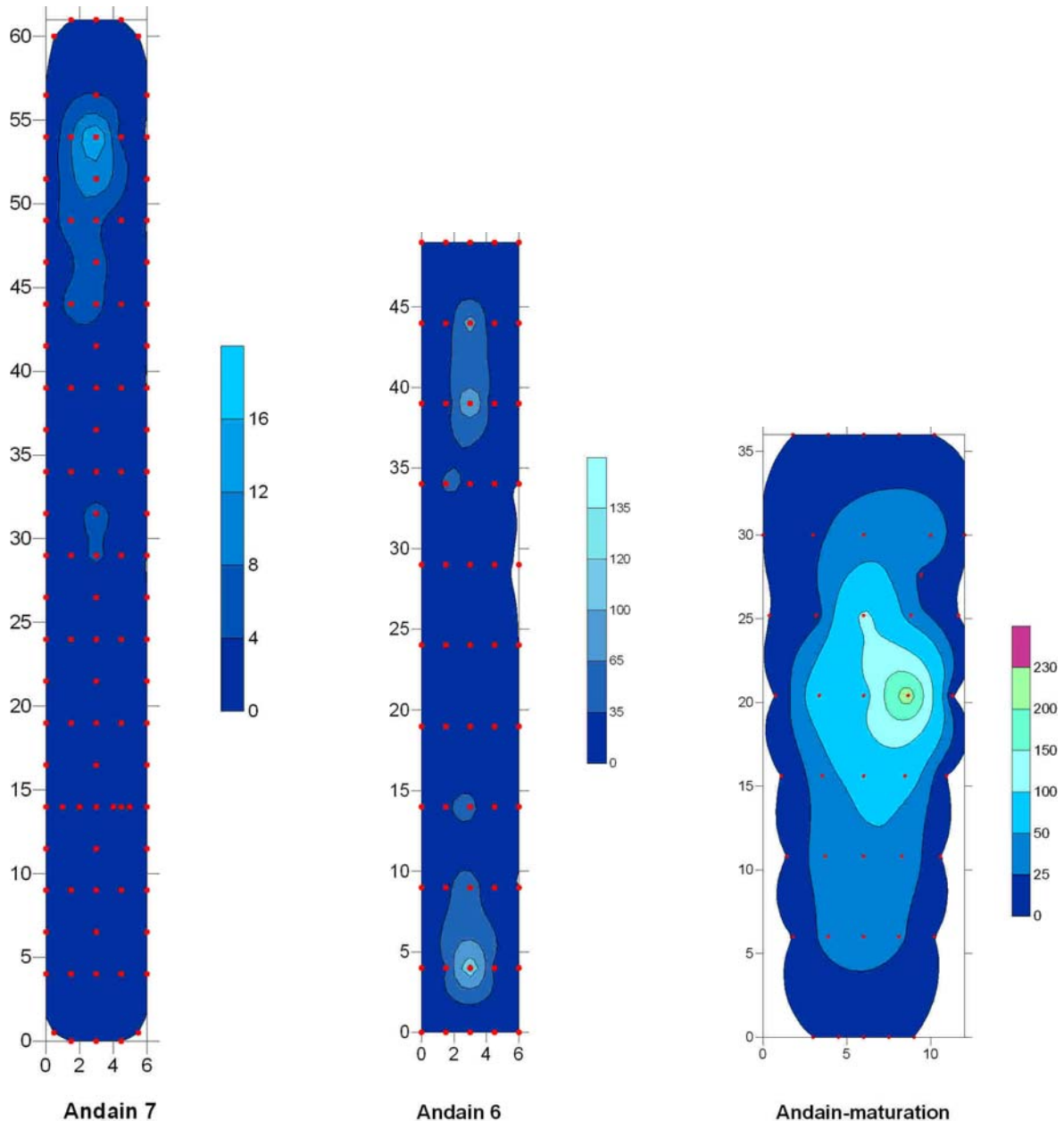
Site A

Sur les figures, les points de mesure (en rouge) sont repérés par leur position sur la surface de l'andain. Les points qui bordent l'andain ne servent qu'à définir l'enveloppe de la surface : la valeur de flux équivalente pour ces points est donnée comme nulle.

Figure 42 : Cartographies comparées des flux surfaciques de CO₂ émis sur le site A (en ml/m²/min)



S'agissant du compostage, le principal gaz attendu au niveau des émissions surfaciques est le gaz carbonique. Les émissions de gaz carbonique sont très semblables d'un andain à l'autre bien qu'ils aient des âges différents, les valeurs moyennes mesurées étant de l'ordre de 320 à 400 ml/m²/min, et les valeurs individuelles généralement comprises entre 100 et 600 ml/m²/min. Sur les deux andains retournés régulièrement par la machine automatique, les émissions sont plus importantes pour une des deux extrémités des andains, ce qui est cohérent avec les mesures de température par caméra infrarouge. En revanche, pour l'andain extérieur, qui ne subit pas les retournements réguliers, seule la géométrie semble jouer : les flux sont plus importants au sommet de l'andain.

Figure 43 : Cartographies comparées des flux surfaciques de méthane émis sur le site A (en ml/m²/min)

Les émissions de méthane à la surface des andains s'accroissent avec l'âge de l'andain : ainsi les émissions sur l'andain 7 (moins de 15 jours lors des mesures) sont inférieures d'un facteur 15 à celles de l'andain extérieur Mat 2, âgé d'environ 2 mois lors des mesures. L'andain 6, ayant un âge intermédiaire, montre également des émissions moyennes entre ces deux extrêmes.

Influence de l'exposition sur les flux surfaciques

Les andains sont disposés, même sous le hangar dont les côtés sont ouverts, selon une orientation sensiblement nord-sud. Le matin de bonne heure, un des flancs des andains est exposé au soleil. De même, lorsque le vent se lève l'après-midi, il souffle de façon presque perpendiculaire au flanc est des andains. Le Tableau 14 montre l'effet de la géométrie de l'andain, mais également de l'exposition. Ainsi, les émissions sont plus fortes au sommet de l'andain. Elles sont également plus faibles sur le flanc exposé au vent et au soleil. L'explication la plus probable est que le vent latéral déplace les émissions (liées aux flux convectifs) vers le flanc ouest. Il se peut que la répartition des flux soit due à un effet de tirage thermique lié à l'ensoleillement, ou encore à l'état de siccité de la surface du compost.

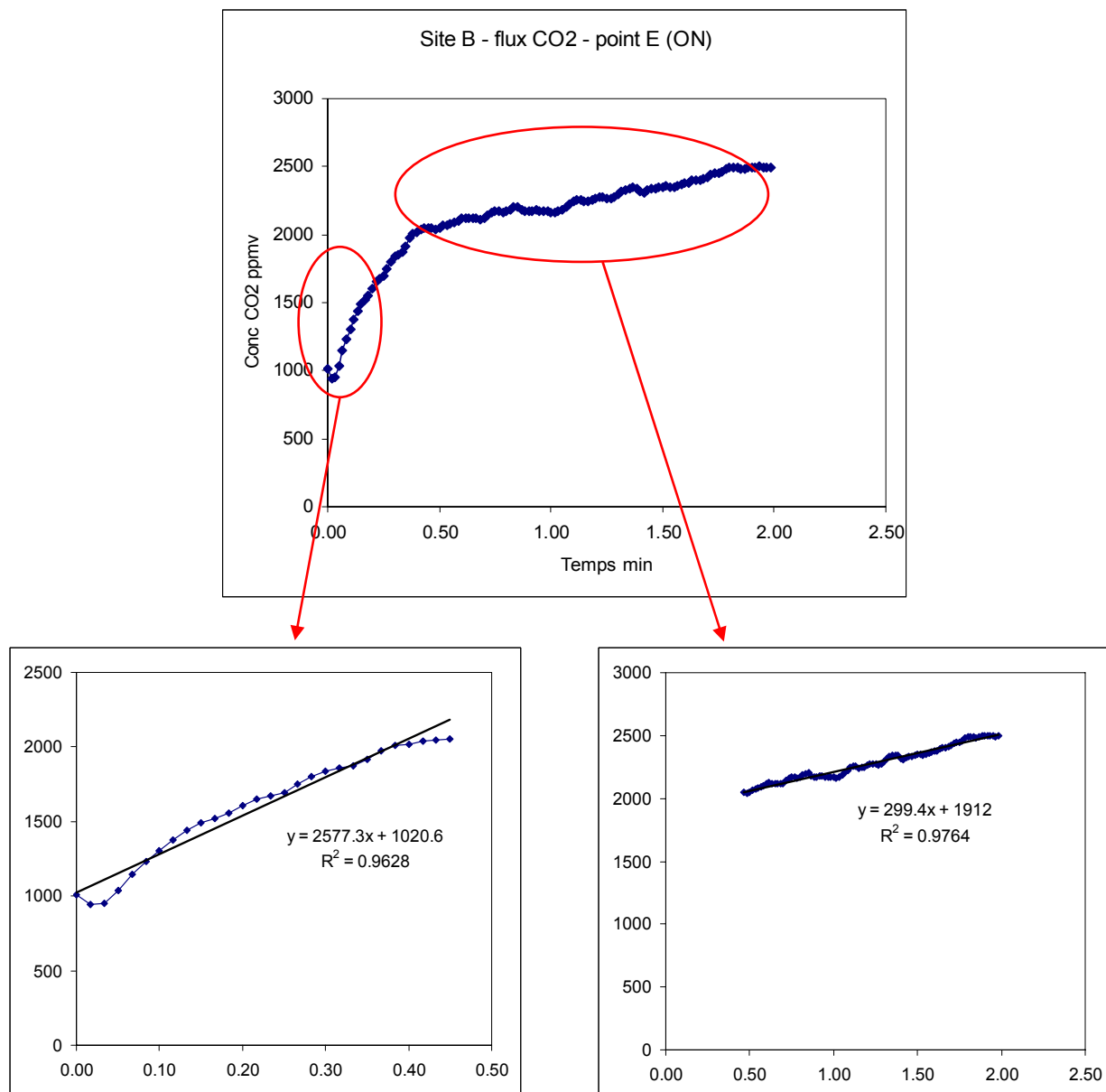
Tableau 14 : Influence de la position par rapport au vent et à l'ensoleillement – andain n° 6 du site A

<i>Flux ml/m²/min</i>	Moyenne flux CH ₄	Moyenne flux CO ₂
Sommet de l'andain	56	772
Flanc est	6,4	69
Flanc ouest	24	357

Site B

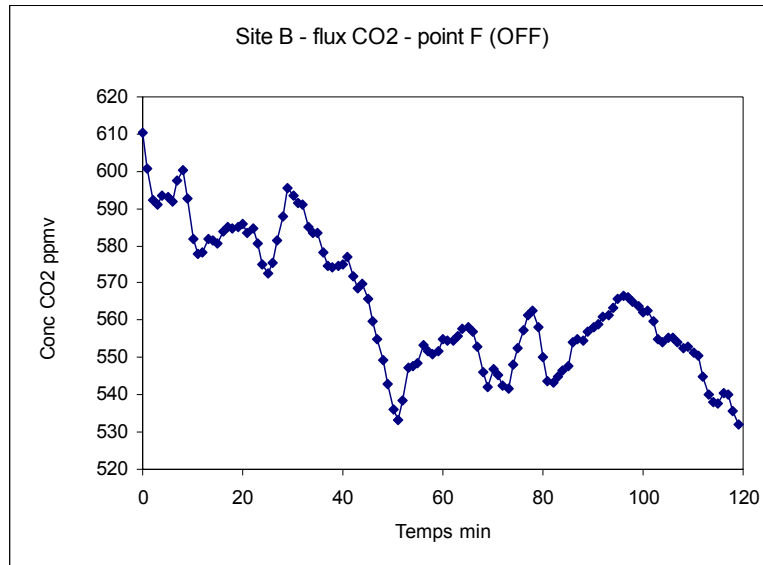
Durant la période de mesure sur le site B avec la chambre à accumulation, le vent de secteur nord-est est resté soutenu, de l'ordre de 20 km/h. Les figures suivantes illustrent les difficultés rencontrées pour le calcul des flux à partir des enregistrements à la chambre à accumulation, du fait de la force du vent, dont l'effet s'est fait sentir d'autant plus que le substrat était perméable.

Figure 44 : Calcul du flux par accumulation – rupture de pente dans l'augmentation des concentrations



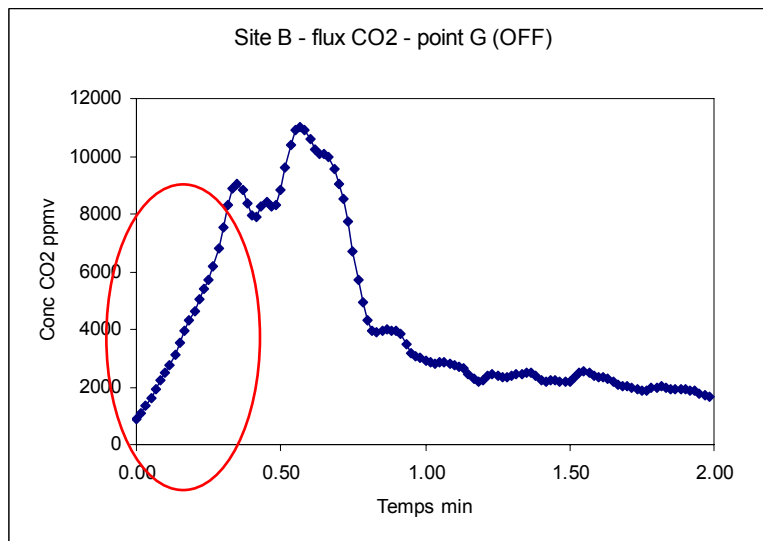
Ce genre d'enregistrement montre deux pentes distinctes ; on n'utilise que la première pour calculer le flux (la seconde est due à la saturation de la chambre en gaz, ce qui perturbe le flux sortant).

Figure 45 : Calcul du flux par accumulation – pas d'augmentation des concentrations



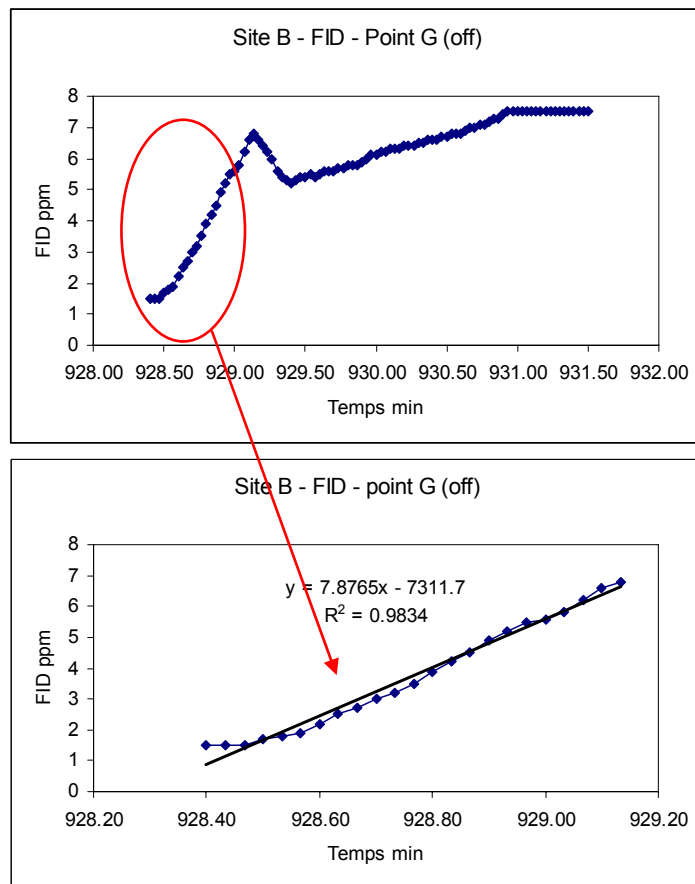
Ce flux est considéré comme non déterminé (concentrations décroissantes et de l'ordre de grandeur des teneurs atmosphériques : deux cas de ce type).

Figure 46 : Calcul du flux par accumulation – concentrations variables (exemple 1)



Ici, seule la première partie de l'intervalle de mesure est prise en compte pour calculer le flux.

Figure 47 : Calcul du flux par accumulation – concentrations variables (exemple 2)



Ici encore, le flux de gaz sortant de l'andain a été perturbé au cours de la mesure (probablement par une rafale ou saute de vent). Seule la première partie est prise en compte pour le calcul de flux.

Tableau 15 : Flux de CO₂ et CH₄ obtenus sur le site B avec la chambre à accumulation, selon l'état de l'aération forcée

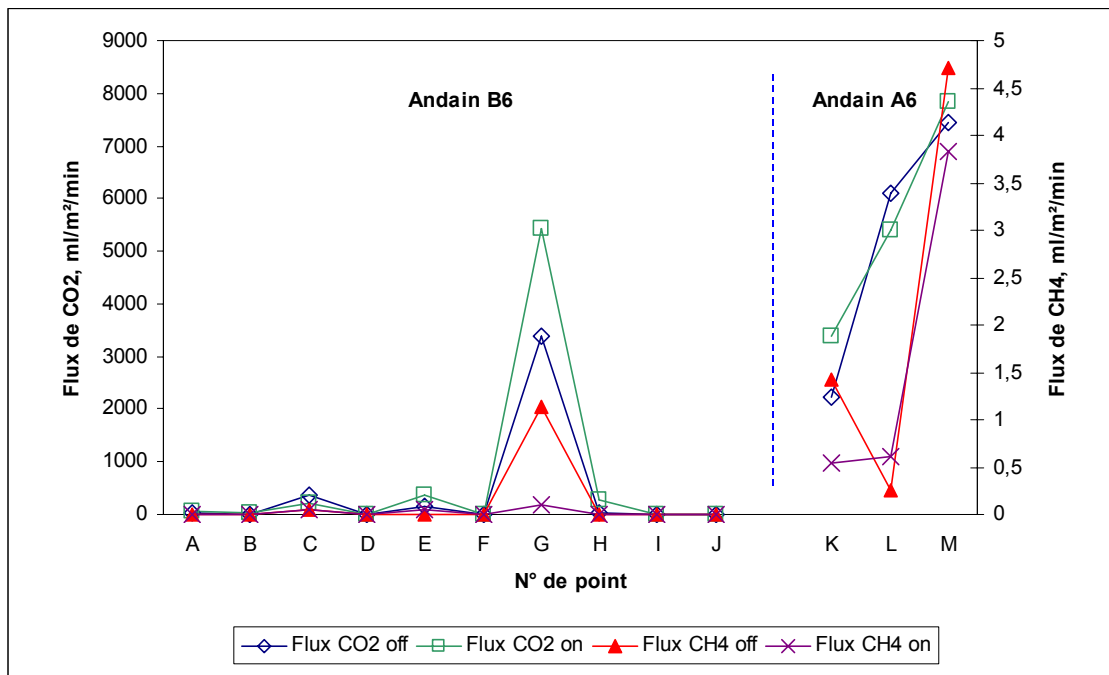
	Point	Flux CO ₂ off	Flux CO ₂ on	Flux CH ₄ off	Flux CH ₄ on
Andain B6	A	24,7	75,9	0	0
	B	2,6	23,7	0	0
	C	380	227	0,06	0,05
	D	nd	7,2	0	0
	E	142	371	0	0,05
	F	nd	8,3	0	0
	G	3 378	5 419	1,14	0,11
	H	18,7	263	0	0
	I	0	6,5	0	0
	J	12,6	9,3	0	0
Andain A6	K	2 214	3 378	1,42	0,55
	L	6 095	5 391	0,26	0,60
	M	7 432	7 834	4,72	3,82

L'aération forcée par soufflage a tendance à augmenter les flux surfaciques de CO₂ (la mesure est également plus stable, manifestement moins perturbée par le vent) mais c'est moins sensible sur l'andain récent qui émet de toutes façons beaucoup (voir la remarque sur les concentrations interstitielles).

Par rapport au site A les flux de méthane en surface sont quasiment nuls sur l'andain B6, en revanche sur l'andain A6 plus récent (mesures le lendemain de la constitution du tas) il y a un peu d'émissions de méthane.

Comme déjà vu sur le site A, c'est le sommet de l'andain qui émet le plus (ce que laissaient d'ailleurs prévoir les photos à la caméra infrarouge).

Figure 48 : Représentation des flux de CO₂ et CH₄ obtenus à la chambre à accumulation, selon l'état de l'aération forcée

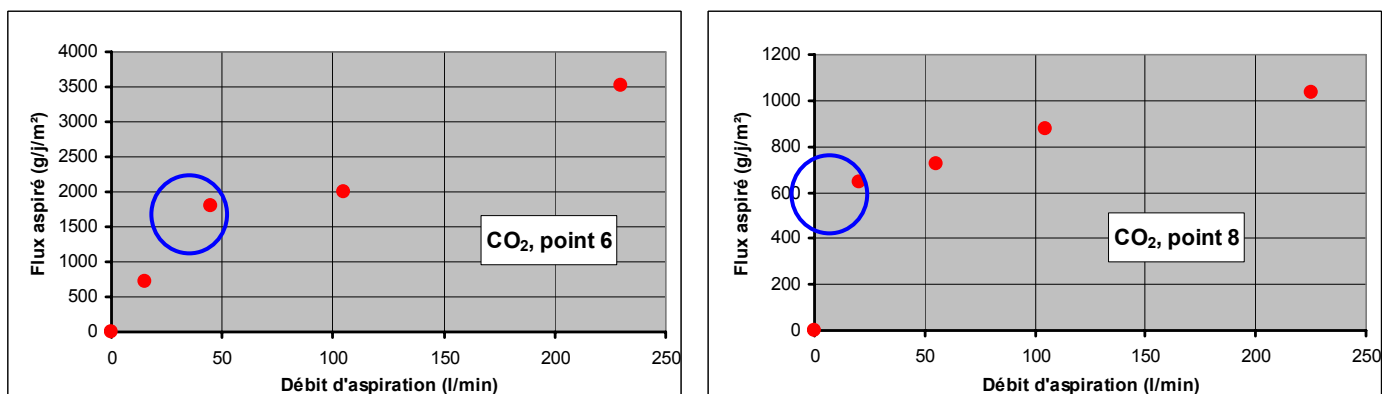


Mesures directes à la chambre à renouvellement

Site A

Sur ce site, la chambre est utilisée en configuration 1, c'est-à-dire avec l'entrée libre.

Figure 49 : Exemples de mesure des émissions de CO₂ avec la chambre à renouvellement en configuration 1, en deux points présentant des débits sortants convectifs différents



Sur ces graphiques, le cercle bleu situe le débit convectif « naturel » et le facteur d'émission, avec l'incertitude associée.

Le tableau suivant donne les facteurs d'émissions ainsi évalués avec l'incertitude correspondante. Les valeurs pour NH₃ sont données à titre indicatif, faute de connaître leur représentativité : elles ont été calculées à partir du facteur d'émission de CO₂, en choisissant le coefficient NH₃/CO₂ le plus élevé pour les différents débits de renouvellement d'air utilisés au point de mesure. En effet, la sensibilité des émissions d'ammoniac à l'intensité de la ventilation rend la méthode inapplicable (pas de rupture de pente). Le choix du coefficient NH₃/CO₂ le plus élevé a été fait, considérant les faibles vitesses d'air à l'intérieur de la chambre, même à débit élevé, par rapport aux conditions naturelles.

Tableau 16 : Facteurs d'émissions mesurés à la chambre à renouvellement et incertitudes de mesure (sauf NH₃)

N° point	N° andain	Age du produit (jours)	Heures après dernier retourn.	Temp. andain à 50 cm (°C)	CH ₄ (g/j/m ²)	CO ₂ (g/j/m ²)	N ₂ O (g/j/m ²)	NH ₃ /CO ₂ × 1000	NH ₃ (g/j/m ²)
1	7	8	21	nd	4,5 ± 1,5	1250 ± 250	0,3 ± 0,05	1,8	2
2	7	9	26	49	15 ± 5	850 ± 150	0,25 ± 0,05	6	5
3	5	27	43	71	8 ± 3	1250 ± 250	0,3 ± 0,05	14	18
4	5	27	45	71	11 ± 3	2200 ± 300	0,3 ± 0,1	16	35
5	5	27	48	67	60 ± 10	6000 ± 4000	0 ± 1	16	96
6	5	27	50	71	16 ± 4	1600 ± 300	0,3 ± 0,1	23	37
7	5	27	51	73	30 ± 5	1700 ± 400	0,3 ± 0,1	10	17
8	6	22	24	60	35 ± 5	600 ± 100	0,18 ± 0,02	6	4
9	5	35	27	71	11 ± 4	4500 ± 800	0,85 ± 0,1	19	86
10	5	35	28	69	35 ± 15	8000 ± 4000	0,6 ± 0,2	8	64
11	5	35	29	nd	70 ± 20	14000 ± 4000	0,2 ± 0,4	2	28
12	5	35	30	nd	20 ± 5	3000 ± 1000	0,4 ± 0,2	10	30
13	G2	70	-	65	100 ± 20	1200 ± 300	0,8 ± 0,2	2,5	3
14	G2	70	-	65	70 ± 20	1000 ± 400	0,3 ± 0,1	1,2	1

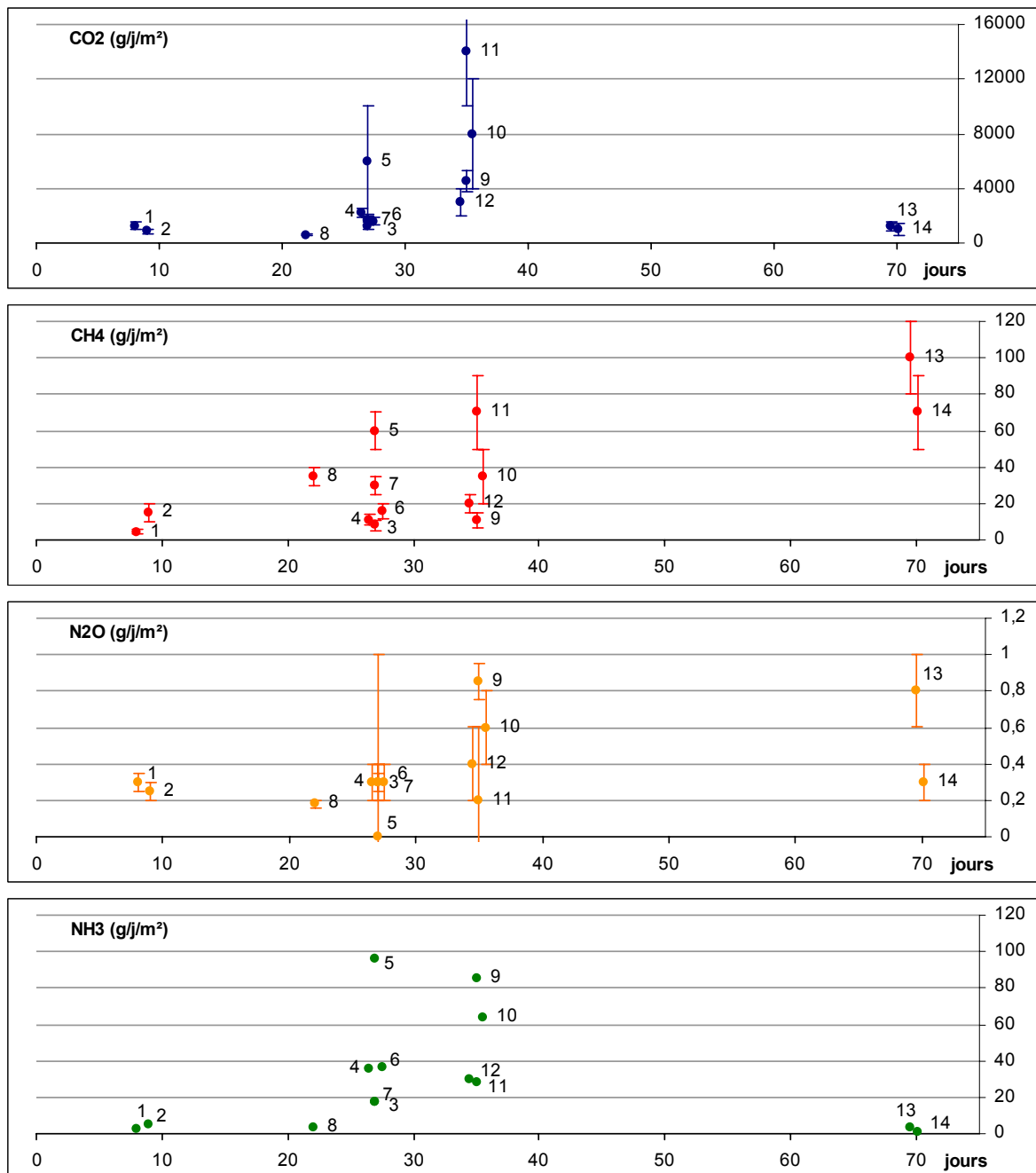
Il faut bien noter que les incertitudes mentionnées ici n'intègrent pas le possible biais lié à la méthode de mesure, par rapport aux émissions réelles.

Une analyse simple de corrélation entre les différents facteurs du tableau précédent montre que :

- Aux faibles températures d'andain correspondent de faibles niveaux d'émissions de CO₂ et CH₄, mais ceux-ci sont très variables dès lors qu'on atteint des températures élevées (> 60 °C), voire décroissent au-delà de 68 °C. C'est cohérent, dans la mesure où des températures de l'ordre de 55-60 °C sont optimales pour la biodégradation.
- Les facteurs d'émission de CH₄, mais aussi le rapport CH₄/CO₂ sont corrélés positivement à l'âge du produit, assez nettement ($r = 0,76$ et $0,69$ respectivement, pour 14 valeurs). Le tassement du produit au fur et à mesure de sa biodégradation, et donc sa moindre perméabilité, peut être une explication, outre la plus grande taille et le non retournement de l'andain de maturation (Mat 2).
- Le rapport NH₃/CO₂ augmente avec le temps suivant le dernier retournement ($r = 0,66$ pour 12 valeurs), du moins sur la plage étudiée (entre 20 et 50 heures). L'interprétation de cette dernière constatation n'est pas évidente, le produit, indépendamment de son âge, étant plus ou moins réactif selon les andains et selon la section pour un andain donné. Et les mesures ne sont pas assez nombreuses et réparties entre les andains pour mettre en évidence avec certitude les facteurs déterminants.

Les autres relations ne sont pas systématiques, ou sont peu significatives.

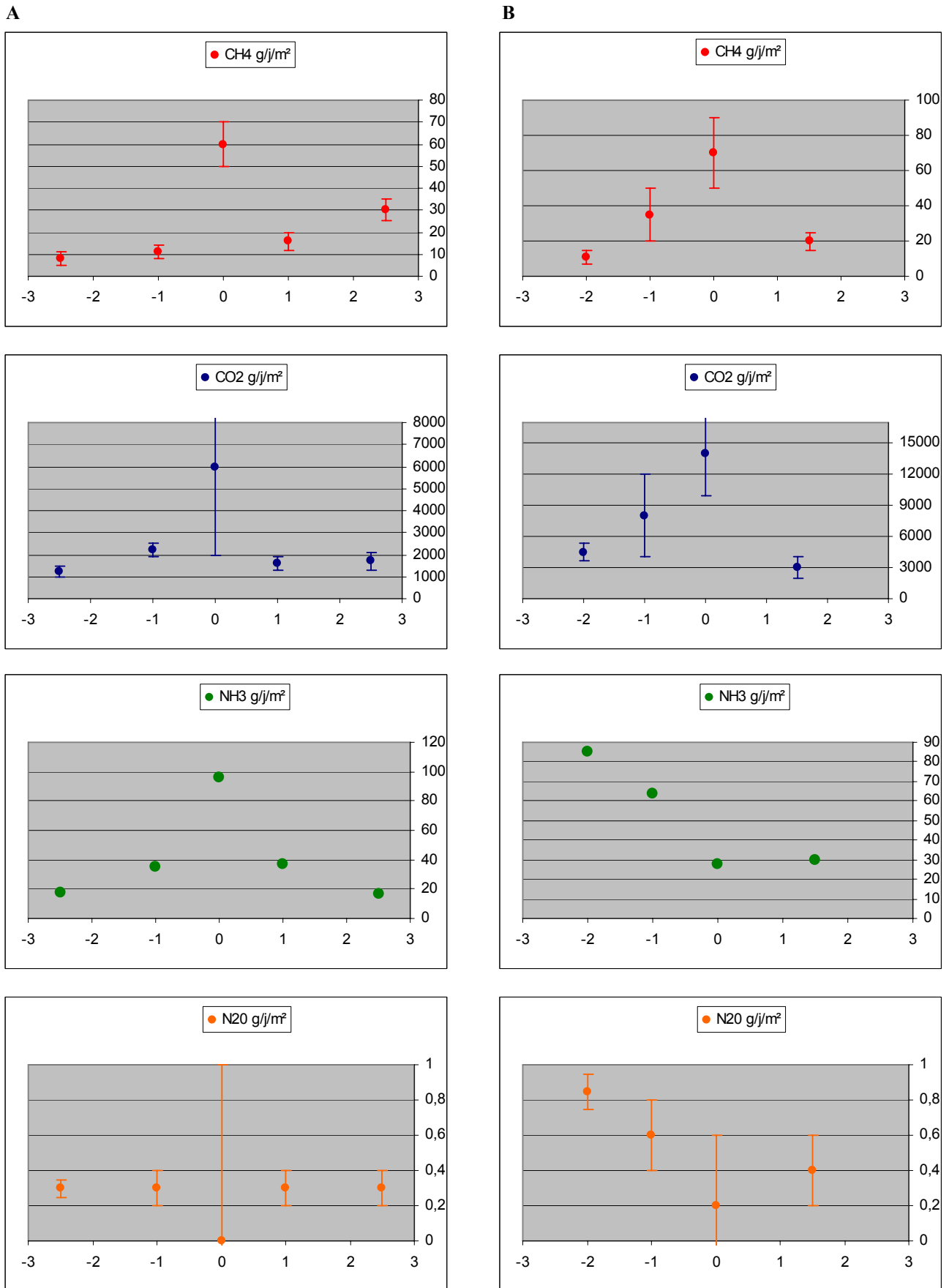
Figure 50 : Représentation des facteurs d'émissions et incertitudes de mesures correspondantes (sauf NH₃) obtenues sur le site A avec la chambre à renouvellement, en fonction du temps de compostage



Ces données permettront d'approcher les quantités de gaz émis par les andains durant les phases de compostage et de maturation, à l'échelle de l'installation.

La figure en page suivante montre le profil d'émissions pour les 4 gaz analysés, sur deux sections d'andain. On vérifie que les émissions sont plus importantes au centre de l'andain pour CH₄ et CO₂. Pour NH₃ et N₂O, c'est moins vrai et il faudrait davantage de mesures pour conclure.

Figure 51 : Profils d'émissions sur une section d'andain, en fonction de la distance à l'axe, de -3 à +3 m (A : points 3 à 7 – B : points 9 à 12)



Site B

Sur le site B, la chambre a été utilisée d'abord en configuration 1 (entrée libre), qui s'est avérée difficilement praticable compte tenu du vent et des dépressions parasites induites. Ensuite, la configuration 2 a été presque toujours utilisée, en rapportant la mesure non au débit de circulation d'air, mais à la différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur de la chambre. Les deux figures ci-après illustrent l'utilisation des deux configurations sur un même point de mesure, et la manière de déterminer le facteur d'émission dans chacun des cas. Le cercle rouge situe la valeur du flux émis et l'incertitude associée, qui sont estimées visuellement.

Figure 52 : Estimation du flux sortant de CO₂ au point G du site B, dans la configuration 1 (flux entrant ~ 250 g/j/m² pour un débit d'aspiration de 100 l/min)

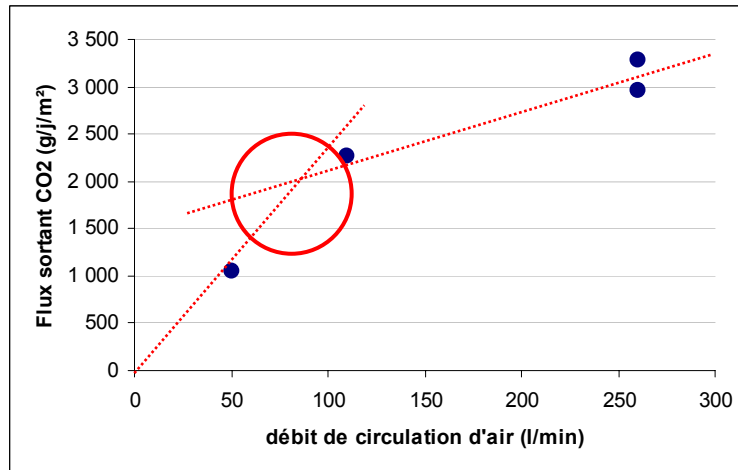
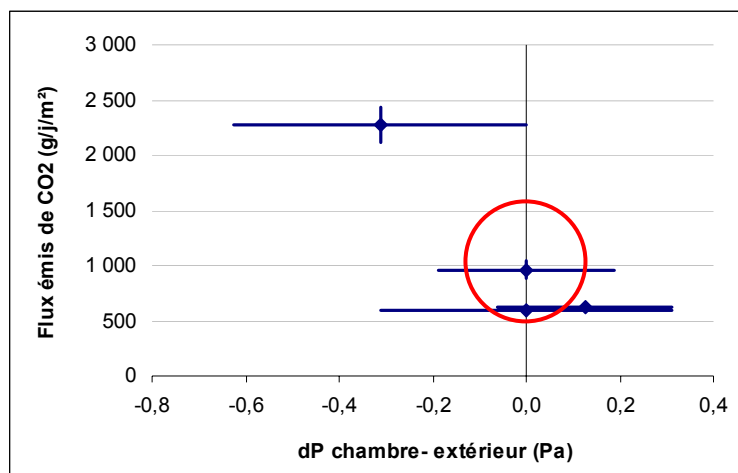


Figure 53 : Estimation du flux net de CO₂ émis au point G du site B, dans la configuration 2 (les barres indiquent l'incertitude pour chaque mesure)



A la chambre à renouvellement ont été mesurées les émissions de CO₂, NH₃ et N₂O. Celles de CH₄ n'ont pu être quantifiées sur le site B avec l'analyseur utilisé (INNOVA 1412), insuffisamment sensible ici⁴. Sur deux points cependant les concentrations de CH₄ en sortie ont pu être analysées à l'aide d'un autre appareil (Servomex, et GC-FID sur poche Tedlar). Les flux correspondants donnent une valeur par excès des émissions réelles, puisqu'il faudrait leur retrancher les flux entrants, non déterminés et du même ordre de grandeur. Les mêmes réserves que sur le site A valent quant à la représentativité des mesures d'émissions de NH₃.

⁴ Concentrations mesurées parfois négatives, dues soit aux interférences entre gaz, soit à une dérive de l'appareil.

Tableau 17 : Émissions de CO₂, NH₃, N₂O et CH₄ mesurées à la chambre à renouvellement, en fonction de l'âge du produit

Andain	Point	Âge (jours)	Config.	N ₂ O (ml/min/m ²)	CO ₂ (ml/min/m ²)	NH ₃ (ml/min/m ²)	CH ₄ (ml/min/m ²)
A6	N	1	2	6,4 ± 0,8	3500 ± 400	55 ± 10	
	N	5	2	0,5 ± 0,04	760 ± 60	> 25	
	K	1	2	2,8 ± 0,4	2500 ± 400	100 ± 50	< 2,1
	L	2	2	1,4 ± 0,4	1050 ± 250	40 ± 10	
	K	5	2	0,2 ± 0,04	650 ± 80	30 ± 2	
	O	5	2	1,1 ± 0,3	1150 ± 200	30 ± 10	< 0,8
B6	E	8	1&2	0,8 ± 0,1	1150 ± 300	> 50	
	C	8	2	0,6 ± 0,1	1150 ± 200	> 100	
	G	14	2	0,1 ± 0,02	450 ± 200	11 ± 5	
	G	14	1	0,1 ± 0,04	550 ± 300	55 ± 5	
	F	7	1&2	< 0,02	4 ± 4	> 1,5	

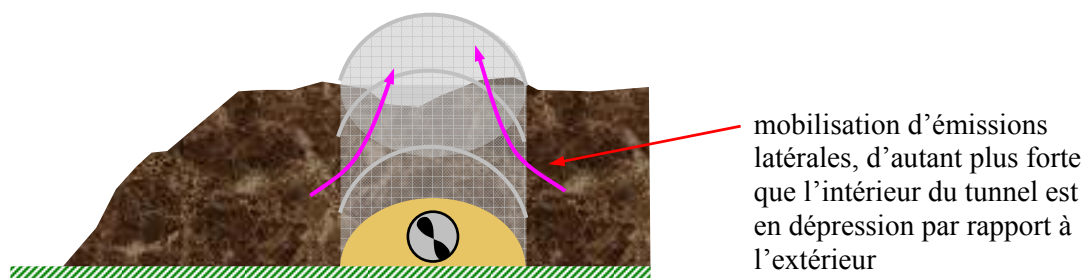
En configuration 2, la méthode de chambre à renouvellement s'avère sensible et robuste d'utilisation, même dans des conditions difficiles (vent, perméabilité du substrat). A l'état de prototype, elle reste lourde à mettre en œuvre, mais devrait pouvoir être nettement améliorée sur ce plan. Sa représentativité reste à démontrer, sur source contrôlée.

Mesures directes par tunnel ventilé

Le tunnel a été systématiquement placé en travers des andains, de façon à prélever les émissions d'une « tranche » d'andain.

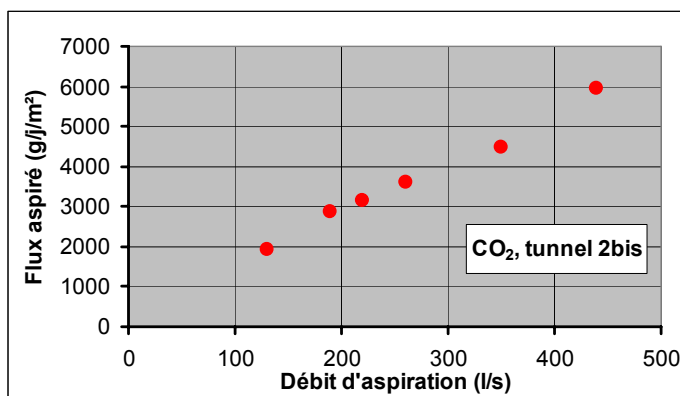
Sur la plupart des emplacements, différents débits de circulation d'air ont été testés pour vérifier que cela ne jouait pas sur la mesure (sauf pour l'ammoniac, pour les raisons évoquées précédemment). En effet, le balayage par l'air de la surface du compost crée une dépression locale d'autant plus élevée que l'air circule vite, ce qui peut occasionner une mobilisation de flux gazeux latéraux, comme le montre la figure suivante.

Figure 54 : Possible mobilisation d'émissions gazeuses de l'andain hors de la partie couverte par le tunnel



D'essais antérieurs (effectués en 2006), il ressortait que ce phénomène était négligeable dans la gamme de débits utilisés et pour une section du tunnel pas trop petite. Or, aussi bien sur le site A que sur le site B, a été constatée une quasi-proportionnalité des flux d'émissions mesurés au débit de circulation d'air dans le tunnel. Tout se passe comme si la plus forte mobilisation des émissions de l'andain accompagnant un débit de circulation d'air plus important compensait presque exactement la dilution des concentrations résultant de cette augmentation de débit.

Figure 55 : Exemple de mesures obtenues sur le site A avec le tunnel ventilé en fonction du débit de circulation d'air



En l'absence de vent, on peut faire l'hypothèse que ce sont les mesures à faible débit qui se rapprochent le plus de la valeur recherchée, puisqu'elles correspondent à la dépression minimale sous le tunnel. Inversement, aux faibles débits et tel qu'il est positionné, il se peut que le tunnel se comporte comme une « cloche » qui bloque les émissions convectives. Dans cette configuration du tunnel, on n'obtient donc guère mieux qu'une fourchette de valeurs d'émissions, au sein de laquelle il est difficile de « choisir ».

Tableau 18 : Facteurs d'émissions mesurés avec le tunnel ventilé sur le site A, pour deux débits de circulation d'air

Andain	7 (9 m)	5	Mat 2	
N° point	2bis	3	4	
Âge du produit	8 j	9 j	70 j	
Temps depuis dernier retourn.	21 h	26 h	> 600 h	
Temp. andain à 50 cm	nd	49°C	65°C	
CH ₄ (g/j/m ²)	à 0,15 m ³ /s	12	20	50
	à 0,45 m ³ /s	33	40	110
CO ₂ (g/j/m ²)	à 0,15 m ³ /s	2500	3000	400
	à 0,45 m ³ /s	6500	6500	1200
N ₂ O (g/j/m ²)	à 0,15 m ³ /s	0,5	0,7	0,3
	à 0,45 m ³ /s	1,2	1,2	0,9
NH ₃ (g/j/m ²)	à 0,15 m ³ /s	1,5	20	0,7
	à 0,45 m ³ /s	6	50	2

Comme sur la chambre en configuration 1, c'est surtout le vent qui détermine la dépression ou la surpression à l'intérieur du tunnel, selon sa force et son orientation par rapport à l'entrée. Cela s'avère très net sur le site B, avec des dépressions induites mesurées de l'ordre de 3 Pa pour un vent ne dépassant pas 3 m/s au niveau de l'entrée. Et contrairement à la chambre à renouvellement, la régulation du flux d'air entrant n'était pas possible avec l'équipement mis en œuvre. Les valeurs d'émissions retenues sont celles pour lesquelles la pression à l'intérieur du tunnel s'éloigne le moins de celle à l'extérieur et, a priori, la mesure est d'autant plus représentative que cet écart est faible.

Sur le site B, le flux sortant de méthane n'a pu être mesuré que sur un emplacement (prélèvement sur poche Tedlar et analyse au laboratoire sur GC-FID).

Tableau 19 : Facteurs d'émissions mesurés avec le tunnel ventilé sur le site B (dP tunnel = intérieur-extérieur)

Andain	A6		A7	B6		
	Points	KNO	M	milieu	BCD	EF
Âge du produit	5 j	6 j	40 j ?	10 j	8 j	10 j
dP tunnel (Pa)	-1,6	0	-1,9	-1,3	0	-2,2
N ₂ O (ml/min/m ²)	2,8 ± 0,2	2,3 ± 0,5	0,9 ± 0,2	0,6 ± 0,3	0,3 ± 0,05	0,8 ± 0,4
CO ₂ (ml/min/m ²)	3400 ± 200	950 ± 300	170 ± 30	450 ± 200	570 ± 120	1150 ± 300
NH ₃ (ml/min/m ²)	155 ± 40	60 ± 15	< 5	35 ± 15	22 ± 4	50 ± 10
CH ₄ (ml/min/m ²)	< 5					

Cette méthode de mesure des émissions par tunnel ventilé fournit des ordres de grandeur, et s'avère assez sensible (cf. sur l'andain A7), mais ses conditions d'utilisation restent à mettre au point et sa représentativité mieux évaluée.

Analyses de composés organiques volatils

Site A

Quatre échantillons gazeux ont été prélevés sur la chambre à accumulation, et un en sortie de chambre à renouvellement. Les 46 composés suivants ont été identifiés sur au moins un des échantillons, dans l'ordre de sortie sur le chromatogramme :

méthyl-2 propène, éthanol, pent-1-ène, pentane, acétone, furane, diméthylsulfure, acétate de méthyle, triméthyl silanol, hexène, méthyl-3 pentane, méthyl vinyl cétone, méthyl-2 furane, butan-2-one (MEK), butan-2-ol, méthyl-3 furane, acétate d'éthyle, méthyl-2 propan-1-ol, acide acétique, benzène, éthényle cyclobutane, hept-1-ène, pentan-2-one, éthyl-2 furane, acétate de propyle, méthyl-3 butanol, acétate d'isobutyle, toluène, octane, butanoate d'éthyle, acétate de butyle, butanoate d'isopropyle, éthylbenzène, m+p-xylènes, acétate de méthyl-3 butyle, méthyl-4 hexan-2-one, nonane, o-xylène + styrène, α -pinène, butanoate de méthyl-1 propyle, pentyl-2 furane, décane, hexanoate d'éthyle, limonène, undecane, nonanal.

Cependant, la plupart de ces composés n'est présent qu'à l'état de traces. Seuls les plus abondants ont été quantifiés.

Tableau 20 : Composés organiques volatils majoritaires sur 5 prélèvements du site A – concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Emplacement et dispositif	Andain 6 ch. ren. 8 ⁵	Andain 7 ch. accu. 2	Andain 7 ch. accu. 21	Andain 5 ch. accu. 82	Sommet Mat 2 ch. accu.
Méthyl-2 propène	231			2 534	2 611
Ethanol	70	2 354	1 496		
Pent-1-ène				356	1 058
Pentane			969	846	569
Acétone	1 693	1 989	481		
Furane				647	1 090
Diméthylsulfure				1 350	383
Acétate de méthyle		753	779		
Méthyl vinyl cétone	1 287	1 302			
Butan-2-one (MEK)	6 481	4 503	1 158		
Butan-2-ol	5 628	2 774	1 000		
Acétate d'éthyle		1 286	2 916		
Benzène				147	
Pentan-2-one	283				
Méthyl-3 butanol	416	505			
Acétate d'isobutyle			502		
Octane				124	127
Butanoate d'éthyle			357		
m+p Xylènes	77			53	
o-Xylène + Styène	51			90	30
α -Pinène	313			289	50
Butanoate de méthyl-1 propyle	22				
Pentyl-2 furane				233	171
Décane	128				
Limonène	2 341	1 961	3	12 266	862
Undecane				264	
Total des composés quantifiés	19 020	18 435	11 762	19 200	6 952

Dans le tableau, les composés présents à une concentration supérieure à $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($1 \text{ mg}/\text{m}^3$) sont indiqués en gras. Si de nombreux composés sont détectés lorsque l'on considère tous les échantillons, seuls quelques composés se retrouvent en concentration importante sur chaque échantillon. La répartition des composés est différente selon les échantillons. Les analyses montrent que les composés trouvés sont similaires sur le même andain (points 2 et 21 de l'andain 7), similaires également à ce qui est mesuré sur la chambre à renouvellement (andain 5) : il s'agit principalement de cétones, d'alcools et d'acétate. En revanche les composés majoritaires sont des hydrocarbures plus classiques (alcane, alcène, aromatique) sur les échantillons correspondant aux andains les plus anciens (5 et Mat 2). Les composés des premiers échantillons sont probablement issus de la dégradation biologique de matières organiques, alors que les seconds (qui sont des composés plus lourds) pourraient être des composés libérés plus tardivement, et qui ne seraient pas des « produits » biogéniques mais plutôt des fragments de composés encore plus lourds, dégradés sans transformation. Une étude bibliographique plus approfondie serait utile pour éclairer ce point.

⁵ Débit de circulation d'air : 30 l/min, concentration de CO_2 estimée à 0,50% (mesure faite 5 heures plus tard)

Site B

Deux prélèvements ont été réalisés sur la chambre à accumulation, un en sortie de chambre à renouvellement, un sur la cheminée et un sur un sondage à 1 m de profondeur. Les composés dont les pics étaient les plus importants ont été quantifiés et sont reportés dans le tableau ci-après.

Tableau 21 : Composés organiques volatils majoritaires sur 5 prélèvements du site B, classés par nombre d'occurrences décroissant – concentrations en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Emplacement et dispositif	Point M ch. acc.	Point G ch. acc.	Point G sondage	Point G cheminée ⁶	Point C ch. ren. ⁷
Acétone	342	573	1 985	1 165	63
Acétonitrile	37	504	1 161	895	99
Isoprène	253	51	59	58	14
Diméthylsulfure	70	104	139	102	31
Diméthyldisulfure	973	165	59	134	20
Toluène	95	13	9	19	3
α -Pinène	97	798	17	1 984	226
Inconnu		222	1 494	156	179
Pentane	81	159	155	139	
Butan-2-one	118	44	85	95	
Méthyl-3-butan-2-one	28	33	30	47	
Pentan-2-one	18	27	33	70	
Méthanol + acétaldéhyde		76		629	117
Méthanol			5 104		
Benzène	5	4	16		
β -Pinène		86		212	22
D3-carène		5		126	5
Triméthylsilanol	60		52		
Méthyl-3-but-3-ène-2-one		20	12		
Pentan-3-one + Heptane		78		169	
Heptane-3-méthylène			35	21	
Camphène		21		58	
Ethyl-2-hexanol	4		94		
Limonène	2			219	
Hexane			4		
N,N-diméthyl-formamide			39		
Octane		44			
Pentyl-2-furane				369	
Undécane				70	
Camphre				93	
Dodécane				134	
Alcane (39.29)				15	
Alcane (40.69)				10	
Total des concentrations	2 182	3 026	10 583	6 989	780

⁶ Débit d'émission : 175 l/min/m², concentration de CO₂ : 1,7%

⁷ Débit de circulation d'air : 330 l/min, concentration de CO₂ : 0,15%.

En toute logique, les concentrations mesurées sur la chambre à renouvellement avec un fort débit de circulation d'air sont plus basses que sur les autres prélèvements, et le nombre de composés détectés est également plus faible. En revanche, le nombre de COV identifiés et leurs concentrations ne sont pas beaucoup plus importants sur le prélèvement par sondage que sur les prélèvements en surface. Cela peut indiquer que les composés présents au sein du massif de compost diffusent bien vers la surface.

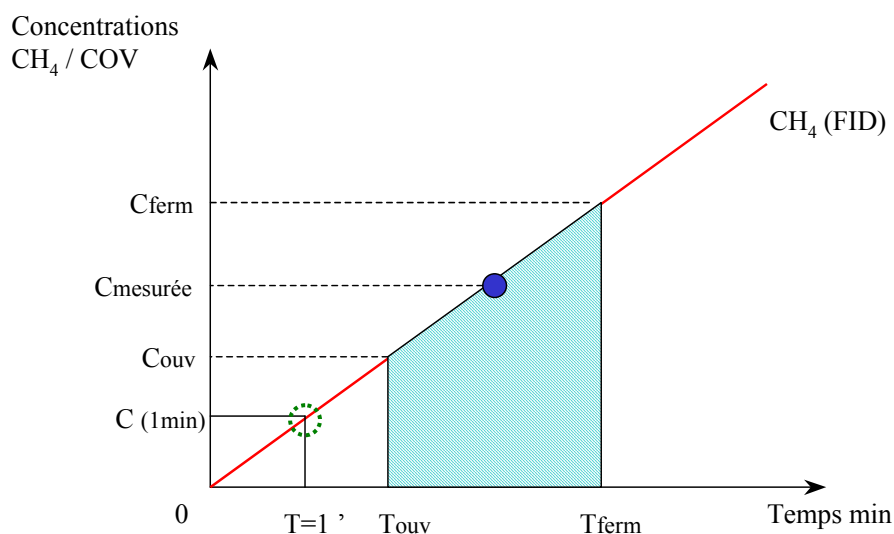
Les composés suivants sont retrouvés sur tous les échantillons, en quantités relativement importantes : acétone, acétonitrile, isoprène, diméthylsulfure, diméthyldisulfure, toluène, α -pinène. Les grandes familles de composés les plus abondants sont des cétones, les alcanes, les terpènes, des alcools. Le méthanol est apparu en forte concentration sur le prélèvement sur le sondage (5 mg/m^3 : c'est la moitié de la masse totale des COV sur ce prélèvement), sans que l'on puisse expliquer ce résultat. Il est quasiment absent des autres échantillons (sauf pour le pic co-élué avec l'acétaldéhyde).

Estimation des flux surfaciques de COV

Lorsque les prélèvements de COV ont été réalisés à partir de la chambre à accumulation, le suivi de l'évolution de la concentration en méthane par le FID, lorsqu'il est effectué, permet d'estimer les flux surfaciques de COV, en supposant que l'augmentation des concentrations en COV suit celle en méthane. Ce calcul a pu être entrepris sur deux des prélèvements de COV sur tubes d'adsorbants. La perte de données sur l'analyseur FID en cours de campagne (obligeant à refaire certaines mesures de flux surfaciques) n'a pas permis d'utiliser cette démarche sur tous les prélèvements.

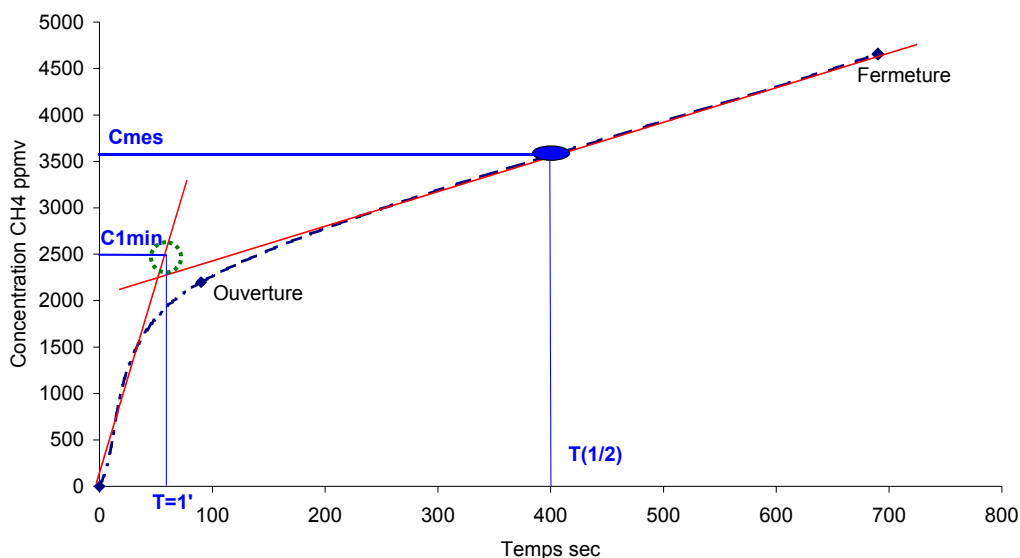
La Figure 56 représente les hypothèses prises pour estimer le flux d'un COV à partir de sa concentration mesurée sur le tube d'adsorbant, dans le cas d'une évolution linéaire de la concentration de méthane (droite représentée en rouge). Cette concentration, C mesurée, représente l'intégration du flux du COV sur la période du prélèvement entre T_{ouv} et T_{ferm} , correspondant respectivement à C_{ouv} et C_{ferm} . La droite d'évolution des concentrations en COV, comme celle pour le méthane, passe par zéro (concentration nulle lorsque l'on pose la chambre sur l'embase). A partir de la concentration mesurée et de l'origine, il est facile de calculer la concentration théorique au bout d'une minute, ce qui donne accès à la pente et donc accès au flux. Les concentrations étant données en mg/m^3 ou en $\mu\text{g/m}^3$, il convient de les convertir en ppm afin de calculer, compte-tenu des coefficients expérimentaux de la chambre décrits plus haut, en $\text{ml/m}^2/\text{min}$.

Figure 56 : Méthode de calcul des flux de COV à partir de l'évolution des concentrations en méthane dans la chambre à accumulation



La démarche est la même si l'évolution du flux de méthane n'est pas linéaire mais présente un plateau, dans ce cas le calcul de la concentration en COV au bout d'une minute présente une erreur supplémentaire du fait des linéarisations considérées : voir l'exemple en Figure 57.

Figure 57 : Calcul de flux de COV sur la chambre à accumulation lorsque l'évolution en CH₄ n'est pas linéaire



Cette estimation des flux de COV présente certainement une incertitude élevée, du fait des hypothèses retenues (mais non vérifiées) et du fait que la plupart des composés détectés ne sont que semi-quantifiés. Elle permet au moins d'obtenir un ordre de grandeur des flux surfaciques de COV. Le calcul a été réalisé sur deux des points de prélèvement des COV du site A, qui ont été suivis au FID en continu pendant le temps du prélèvement.

Un calcul similaire peut être entrepris lorsque le prélèvement est effectué sur la chambre à renouvellement, en considérant que le rapport des flux émis entre les COV et le CO₂ (par exemple) correspond au rapport de leurs concentrations moyennes respectives sur les 10 minutes que dure le prélèvement.

Les flux ainsi estimés sont très faibles, de l'ordre de quelques microlitres/m²/min, pour des concentrations de l'ordre de 1 mg/m³.

Tableau 22 : Flux de quelques COV calculés sur deux points de prélèvement du site A, en µl/m²/min

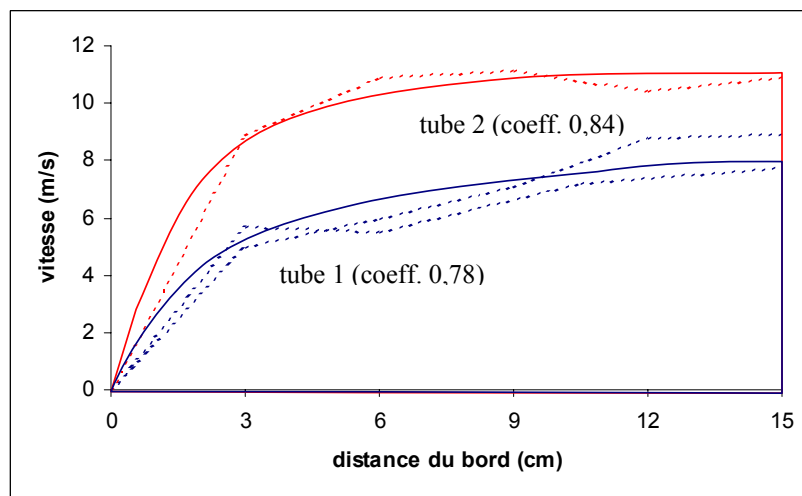
Composé	Masse molaire g/mol	Site A Andain 7 Ch. acc. 2	Site A Andain 6 Ch. ren. 8
Ethanol	46	29	1,7
Acétone	58	20	32
Acétate de méthyle	74	5,8	
Méthyl vinyl cétone	70	11	20
Butan-2-one (MEK)	72	36	98
Butan-2-ol	74	22	83
Acétate d'éthyle	88	8,4	
Méthyl-3 butanol	88	3,3	5,2
Limonène	136	8,3	19

Emissions gazeuses des tubes de pré-compostage (site A)

L'estimation des flux gazeux sortant des tubes de précompostage suppose de connaître le débit de l'extraction d'air dans chacun des tubes. Les débits sont calculés à partir de la vitesse d'air mesurée au centre de la cheminée d'extraction et du rapport, supposé constant, entre cette vitesse et la vitesse moyenne dans toute la section de la cheminée. La détermination de ce rapport suppose de mesurer le profil des vitesses dans la cheminée.

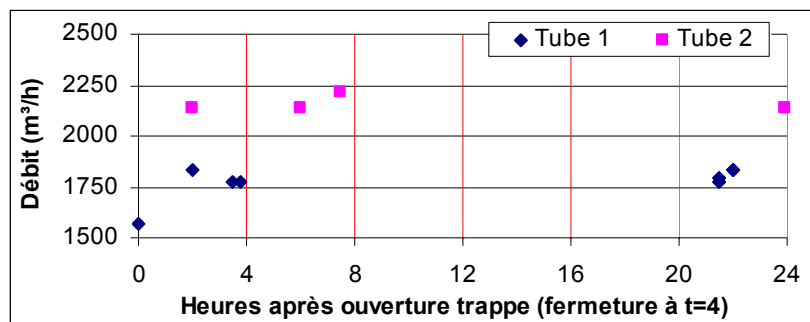
Les demi-profil de vitesses d'air mesurés dans les cheminées d'extraction des tubes 1 et 2 sont présentés ci-dessous, avec les coefficients qui ont permis ensuite d'estimer la vitesse moyenne dans la cheminée à partir de la vitesse au centre.

Figure 58 : Profils de vitesse mesurés (pointillés) et interpolés (traits pleins) dans les cheminées d'extraction d'air des tubes de pré-compostage



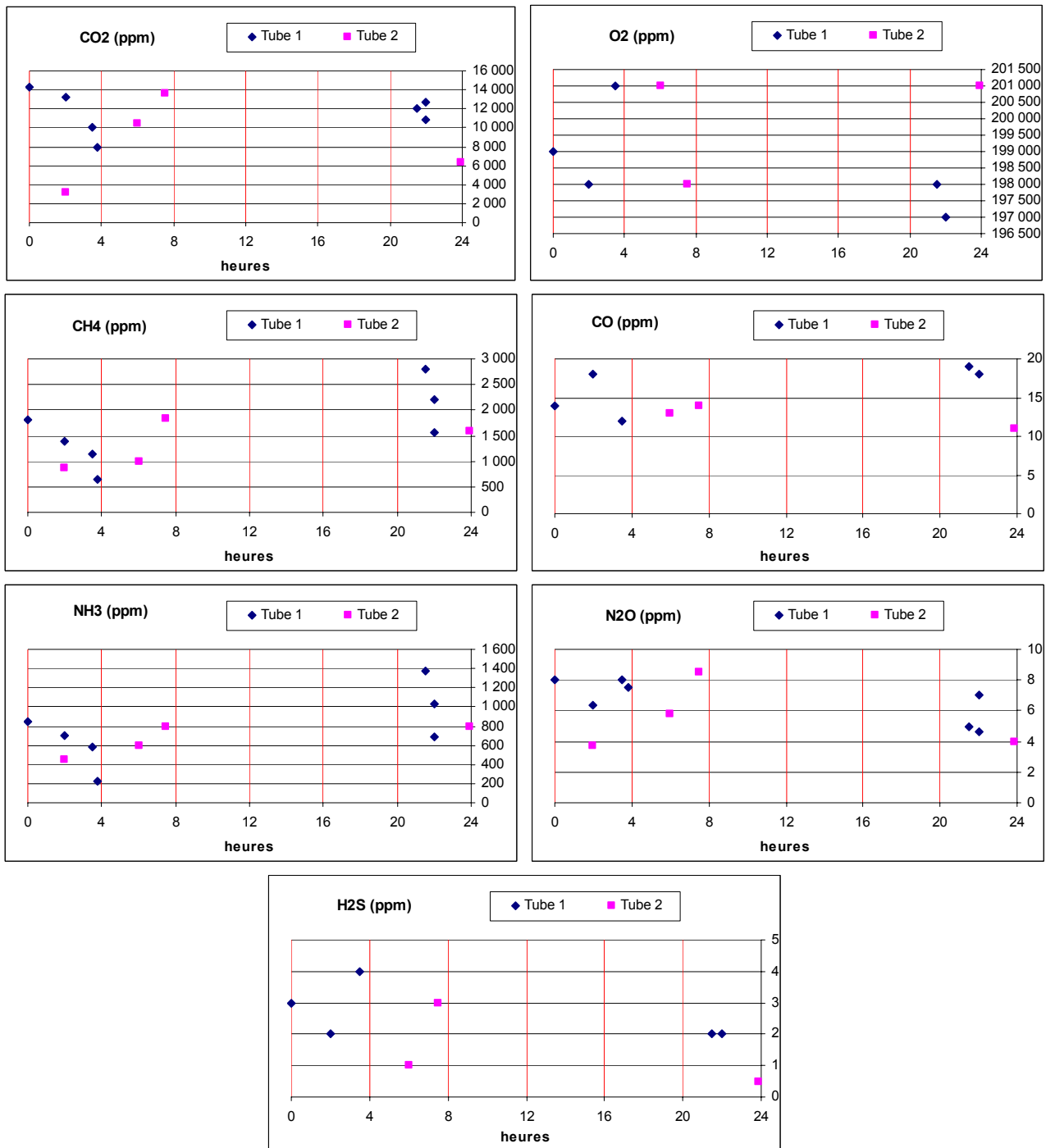
Les débits d'air mesurés sont de l'ordre de 1800 m³/h pour le tube 1 et 2200 m³/h pour le tube 2. Il s'avère, a posteriori, qu'ils varient peu et ne dépendent pas significativement de l'état d'ouverture de la trappe de déchargement des tubes. Celle-ci reste ouverte durant 4 heures.

Figure 59 : Débits d'extraction d'air sur les tubes de précompostage du site A



Sur la figure suivante, les concentrations mesurées sont reportées en fonction du temps suivant le début de vidage des tubes ($t = 0$), dans l'hypothèse d'un cycle de 24 h. La plage 0-4 h correspond donc à la période d'ouverture de la trappe de déchargement, et la plage 4-24 h à la période de fermeture.

Figure 60 : Mesures de concentrations en sortie d'extraction d'air des tubes de pré-compostage (ouverture t=0, fermeture t=4)



On n'observe pas de différence significative de concentrations entre les deux tubes, compte tenu du nombre et de la variabilité des mesures réalisées. Une analyse simple de corrélations montre une relation positive entre le CO₂ et les autres gaz hors oxygène, et négative avec l'oxygène. C'est logique puisque les gaz mesurés sont tous issus des phénomènes de biodégradation, consommateurs d'oxygène.

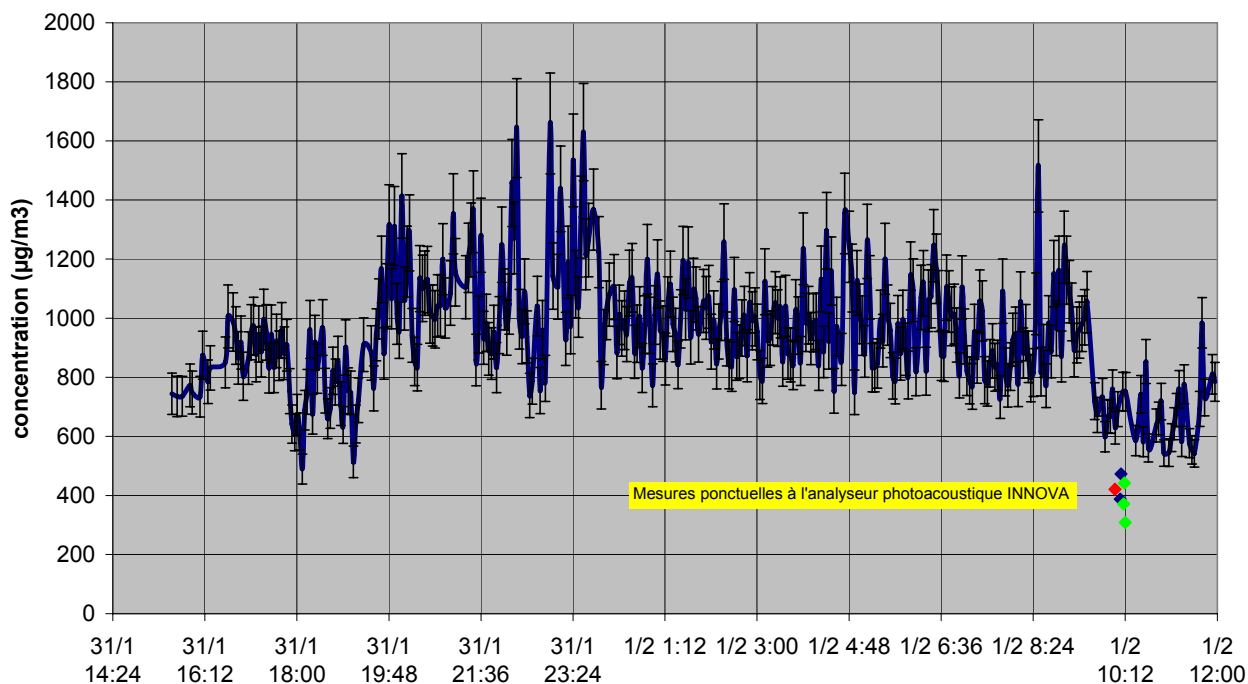
La corrélation entre NH₃ et CH₄ est étonnante, avec un coefficient de régression de 0,98 sur 11 couples de valeurs : en flux massique, les émissions mesurées de méthane sont systématiquement égales à 0,51 fois celles d'ammoniac. Cette observation n'est pas expliquée.

Suivi DOAS et modélisation inverse (site B)

Site A

Un premier essai du DOAS pour la mesure des concentrations ambiantes d'ammoniac a eu lieu lors de la réunion de démarrage du projet, qui s'est tenue sur le site A les 31 janvier et 1^{er} février 2007. Le faisceau optique a été positionné le long d'un andain, à proximité de la surface.

Figure 61 : Essai de mesure des concentrations ambiantes de NH_3 sur le site A à l'aide du DOAS



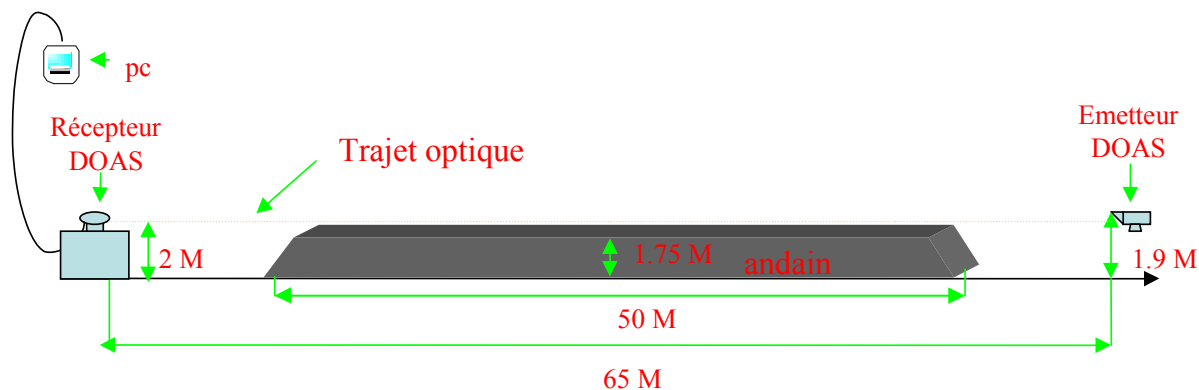
Outre la faisabilité de mesure par DOAS, la comparaison avec un instrument de mesure ponctuel (INNOVA 1412) a permis de montrer un accord global entre ces deux techniques de mesures.

Ces essais ont été poursuivis en avril lors de la campagne de mesure sur le site A. Le faisceau a été positionné sensiblement de la même manière que lors des essais préalables, le long de l'andain 7. Dans cette configuration, la DOAS a effectué une mesure des concentrations de NH_3 intégrée sur 70 mètres, d'une part au sommet de l'andain et d'autre part sur le côté de l'andain, à proximité de la surface.

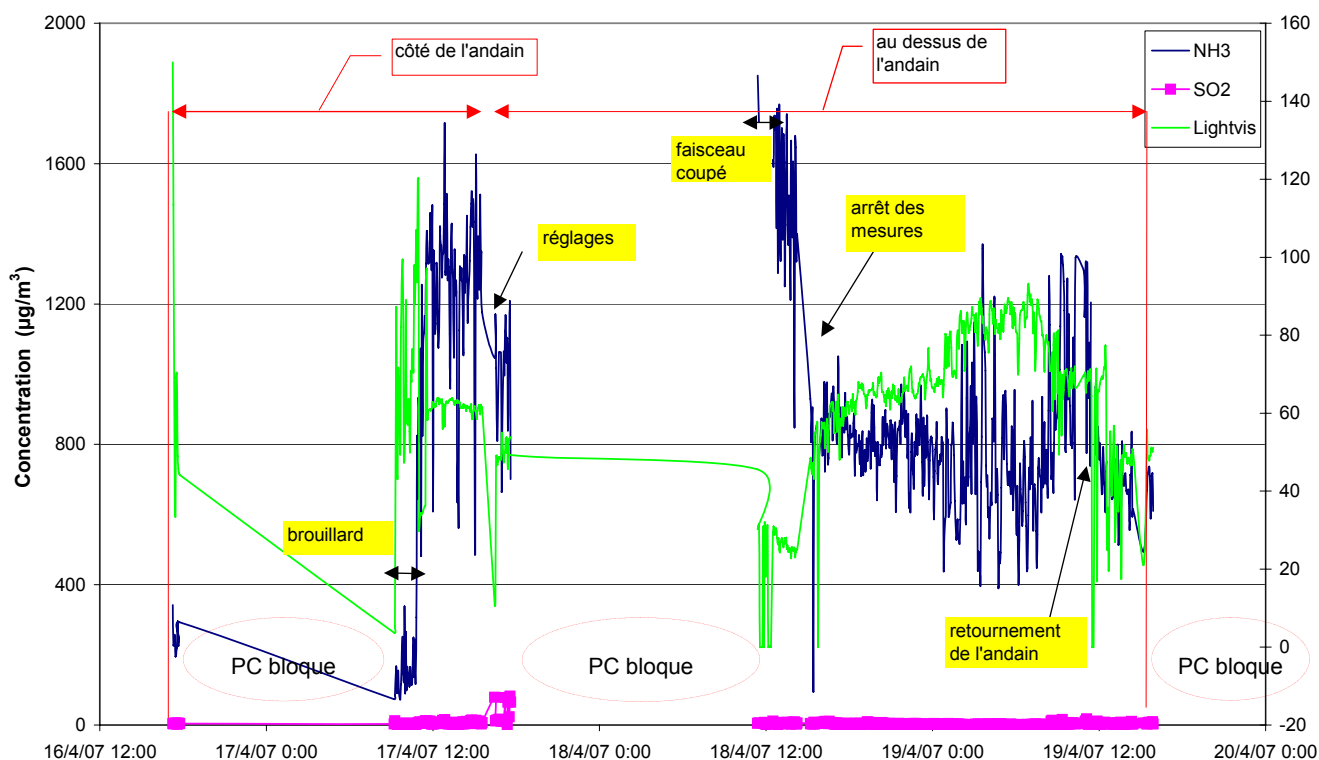
Figure 62 : Photos descriptives de l'installation de l'émetteur et du récepteur du DOAS sur le site A



Figure 63 : Schéma descriptif du trajet optique au dessus de l'andain et du dispositif de mesure



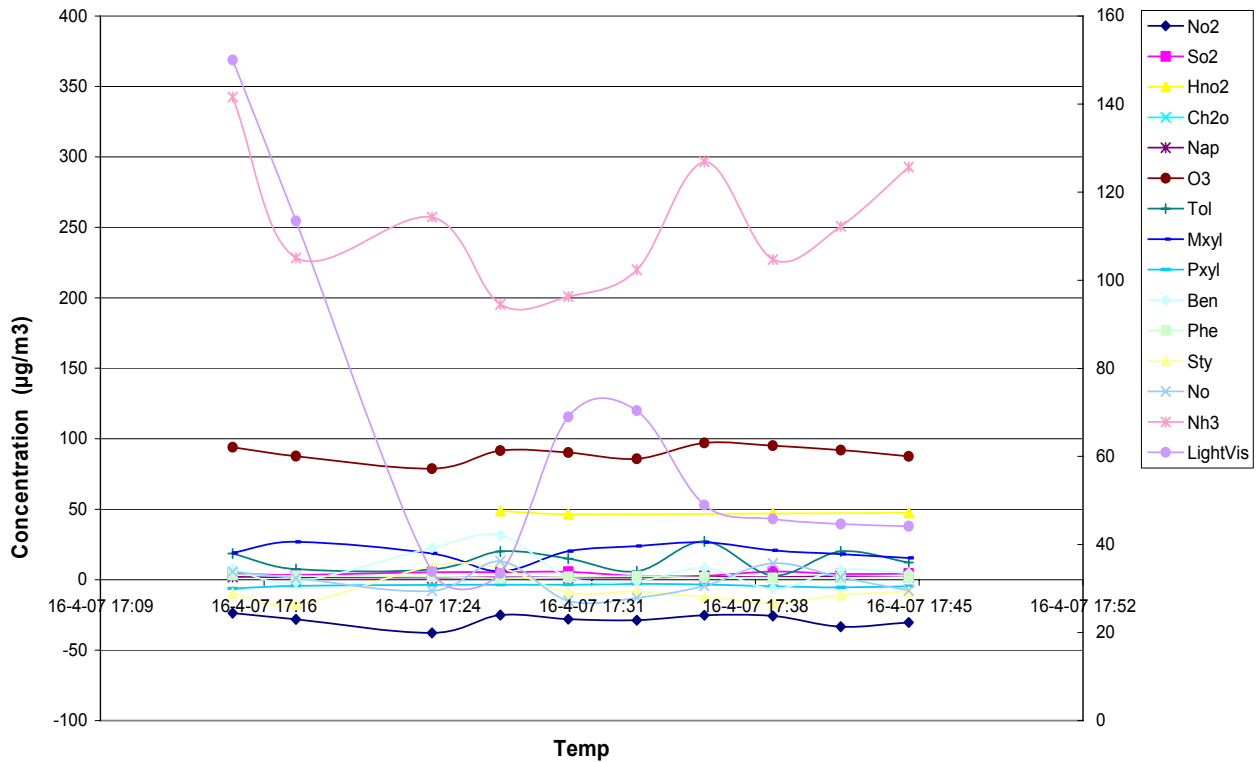
L'enregistrement des concentrations pour l'ensemble des polluants mesurables par DOAS durant la campagne a montré que, hormis l'ozone et le NH_3 , tous les autres polluants sont présents dans des proportions négligeables. Notre étude DOAS s'est donc naturellement concentrée sur l'ammoniac. Le graphique ci-dessous montre l'évolution du taux de lumière DOAS et des concentrations en SO_2 et NH_3 .

Figure 64 : Evolution de NH_3 et SO_2 au cours de la campagne de mesure sur le site A

On observe des concentrations d'ammoniac proches des niveaux généralement rencontrés sur ce type d'unité avec une fluctuation forte dans le temps très vraisemblablement liée à la dynamique locale présente.

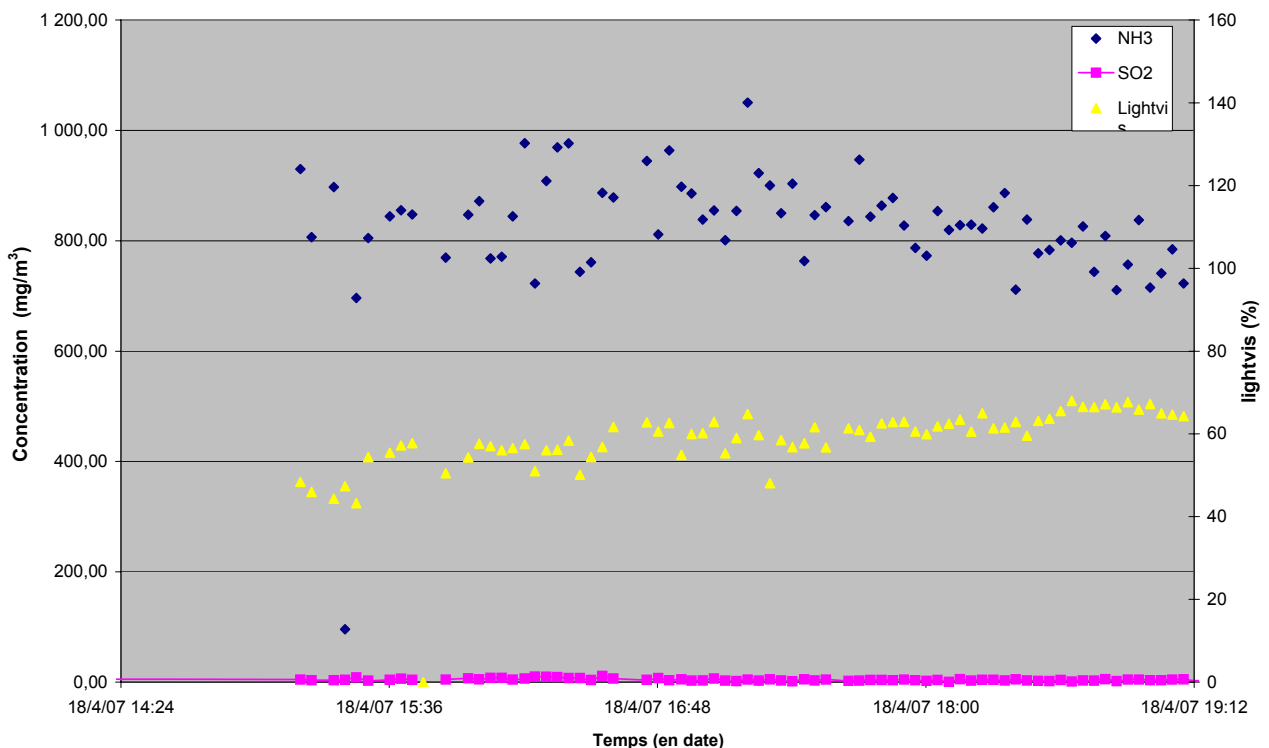
La figure ci-dessous montre un « zoom » sur les concentrations des différents gaz mesurés par le DOAS le lundi 16 avril 2007, de 17 H15 à 17 H45. La concentration moyenne en NH_3 est alors d'environ $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en valeur moyenne avec un écart type de $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Figure 65 : Courbe des concentrations DOAS le 16 Avril 2007 autour de 17h30



La figure ci-dessous montre les concentrations de NH₃ et SO₂ mesurées par le DOAS lorsqu'il était installé au sommet de l'andain. Nous avons choisi une période de la journée identique à celle retenue pour la mesure sur le côté de l'andain afin de réduire, autant que possible, l'influence des effets météorologiques diurnes. Nous obtenons une concentration moyenne en NH₃ d'environ 4 fois supérieure à celle enregistrée le long de l'andain.

Figure 66 : Courbe des concentrations DOAS le 18 Avril 2007 après midi



Les mesures ponctuelles de flux, enregistrées par différents systèmes de chambres à flux, montrent également des flux 3 à 4 fois moindres sur le coté qu'au sommet. Ainsi, les concentrations en NH_3 enregistrées par DOAS semblent être d'environ $250 \pm 50 \mu\text{g.m}^{-3}$ le long de l'andain et d'environ $800 \pm 150 \mu\text{g.m}^{-3}$ au sommet de l'andain et ce rapport est conforme aux résultats issus des chambres à flux.

Site B

Résultats DOAS

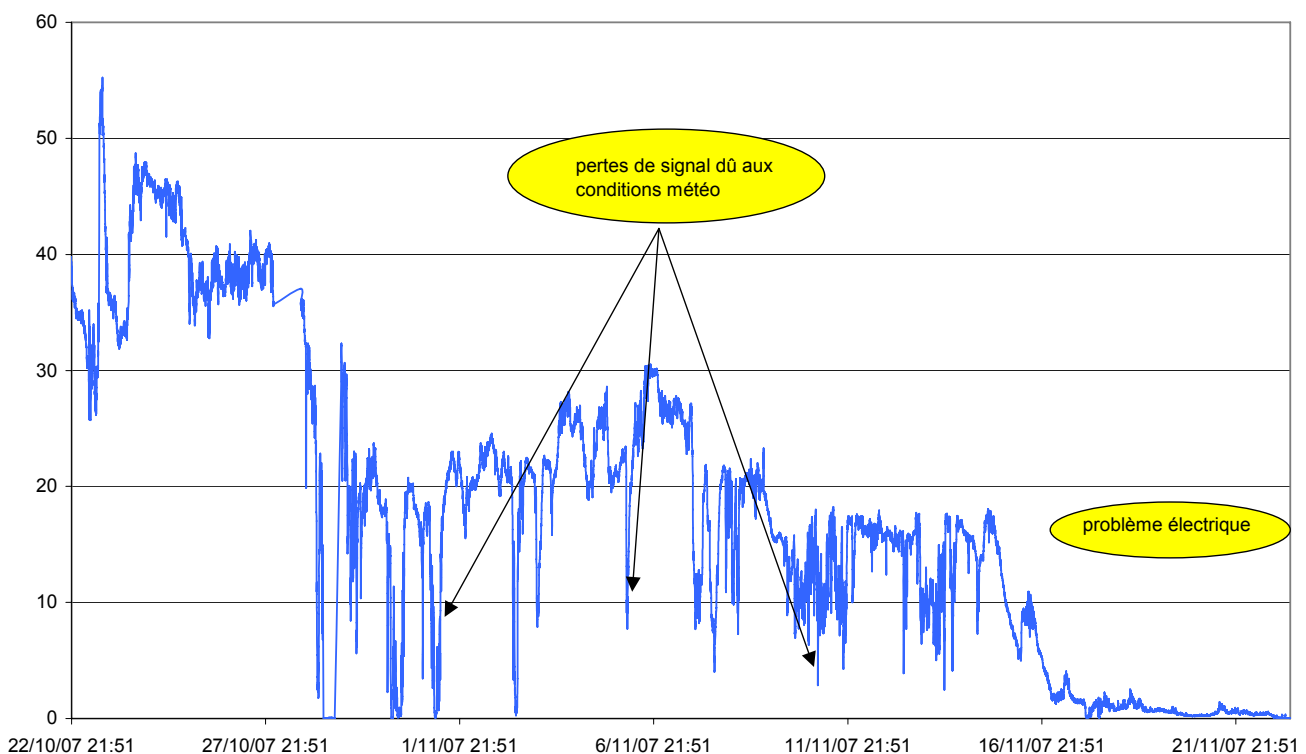
Sur le site B, le DOAS a été utilisé pour suivre les concentrations d'ammoniac dans l'environnement du site, comme décrit dans la partie « Moyens et méthodes ».

Durant la période de mesure, du 22 octobre au 27 novembre, plusieurs incidents ont pu être notés :

- pertes d'alignement, notamment lors des mouvements dans l'abri de chantier,
- coupures régulières du faisceau du fait des mauvaises conditions météorologiques (brouillard, neige),
- perte des données DOAS à partir du 23 novembre à 4h30, due à une coupure électrique.

Néanmoins, le taux de données validées était suffisant pour réaliser le couplage des mesures DOAS avec l'outil de modélisation. En effet, la visualisation du taux de fonctionnement de l'appareil peut-être effectuée par un suivi du taux de lumière enregistré par le récepteur du DOAS : si ce taux varie fortement, il peut traduire une perte d'alignement de l'appareil et donc un dysfonctionnement majeur. La figure ci-dessous montre le taux de lumière enregistré sur toute la période de mesure.

Figure 67 : Suivi du taux de lumière comme indicateur du taux de fonctionnement, période du 22 octobre au 26 novembre 2007



Le tableau ci-dessous décrit le taux de fonctionnement des données enregistrées et des données validées pour les polluants NH₃ et SO₂.

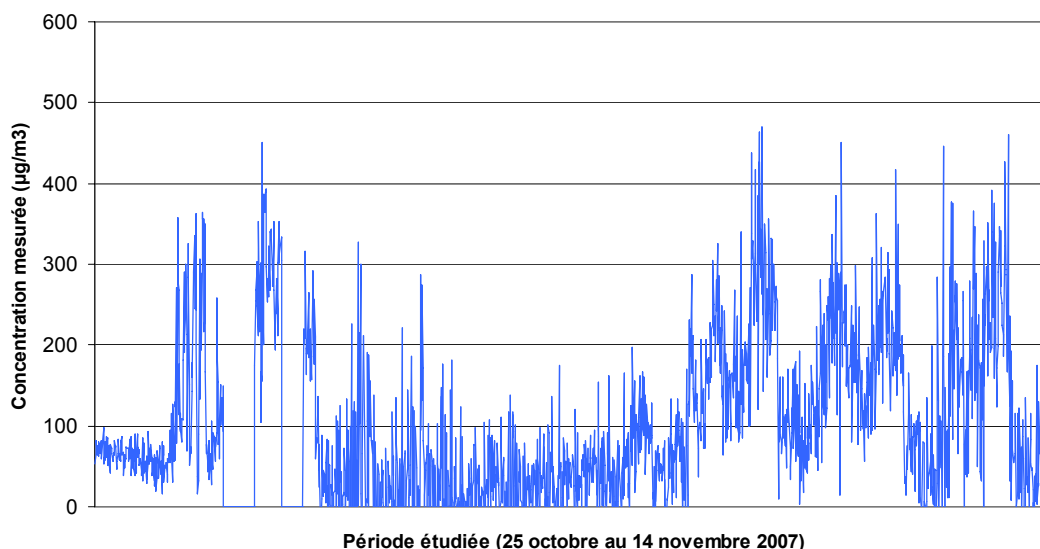
Tableau 23 : Taux de fonctionnement DOAS sur le site B

Date de première mesure	22/10/2007 19h15
Date de fin de campagne	27/11/2007 7h51
Nbre théorique de mesures	17055
Nbre de mesures enregistrées (taux de lumière >10%)	10136
Taux de fonctionnement en %	59 %
Nbre de données NH ₃ validées	6602
% de données NH ₃ validées	39 %

Concentrations mesurées par le DOAS

La Figure 68 ci-dessous présente les concentrations d'ammoniac mesurées par le DOAS sur la période 25 octobre – 14 novembre 2007. Un premier traitement a été réalisé par l'INERIS (calcul du Off-set), puis par NUMTECH (retrait des valeurs négatives). On observe que des niveaux relativement importants (>400 µg/m³ en concentration intégrée) ont pu être mesurés durant la période. On remarque aussi que les concentrations mesurées présentent une forte variabilité, avec des valeurs plus importantes au début et à la fin de la période. Rappelons que ces mesures sont réalisées dans l'environnement et non à la source, et dépendent donc fortement des conditions météorologiques (direction du vent notamment). La corrélation avec les données simulées par le modèle permettra d'ailleurs de voir si le modèle de dispersion, qui intègre les conditions de dispersion atmosphérique, peut expliquer les concentrations observées.

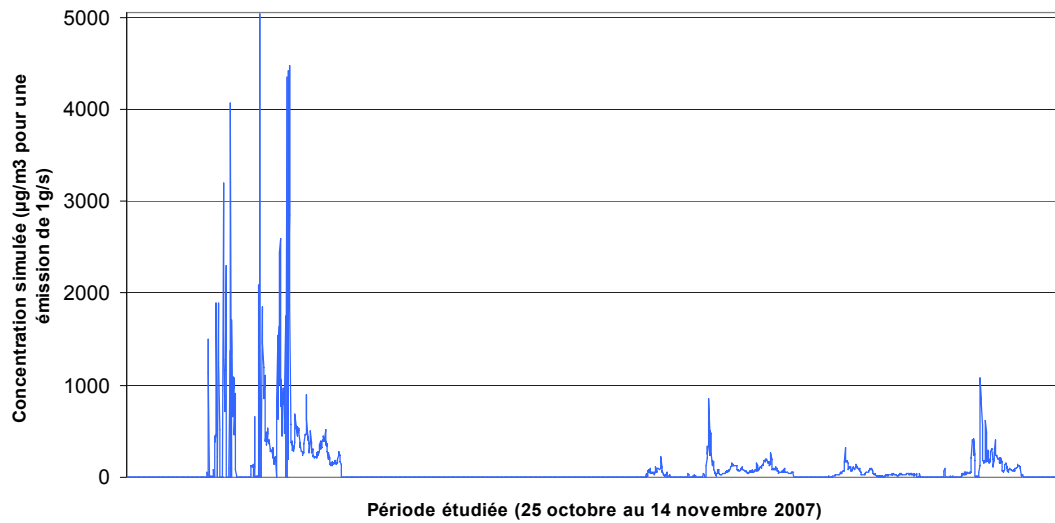
Figure 68 : Evolution des concentrations mesurées sur la période étudiée



Concentrations simulées par le modèle ADMS

L'évolution temporelle des concentrations simulées par le modèle ADMS4 sur la même période (et intégrés sur le trajet optique du DOAS) est présentée Figure 69. Notons que l'échelle des valeurs n'est pas réaliste, puisque les calculs se basent sur un flux d'émission arbitraire.

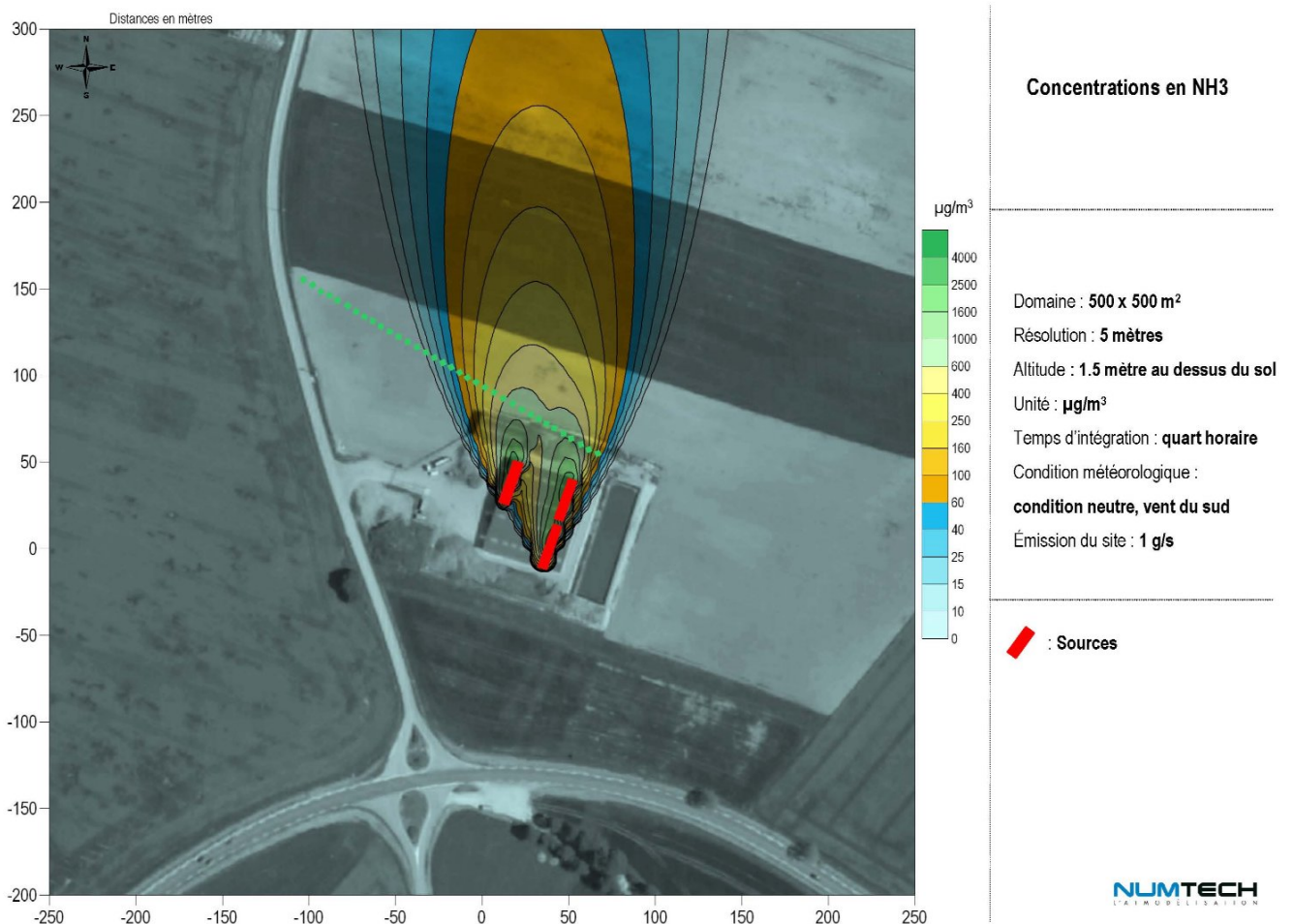
Figure 69 : Evolution des concentrations simulées sur la période de mesure



L'analyse de ce graphe montre cependant que pendant des périodes significatives, le modèle simule des concentrations nulles. Ces périodes correspondent à des directions de vent pour lesquelles les panaches des sources prises en compte n'impactent pas de manière directe le trajet optique du DOAS (vent de secteur nord par exemple).

La Figure 70 montre un exemple de dispersion de panache d'ammoniac obtenu pour un vent de sud et une condition de stabilité thermique neutre (pour une émission globale arbitraire de 1 g/s).

Figure 70 : Exemple de panache de dispersion simulé par ADMS

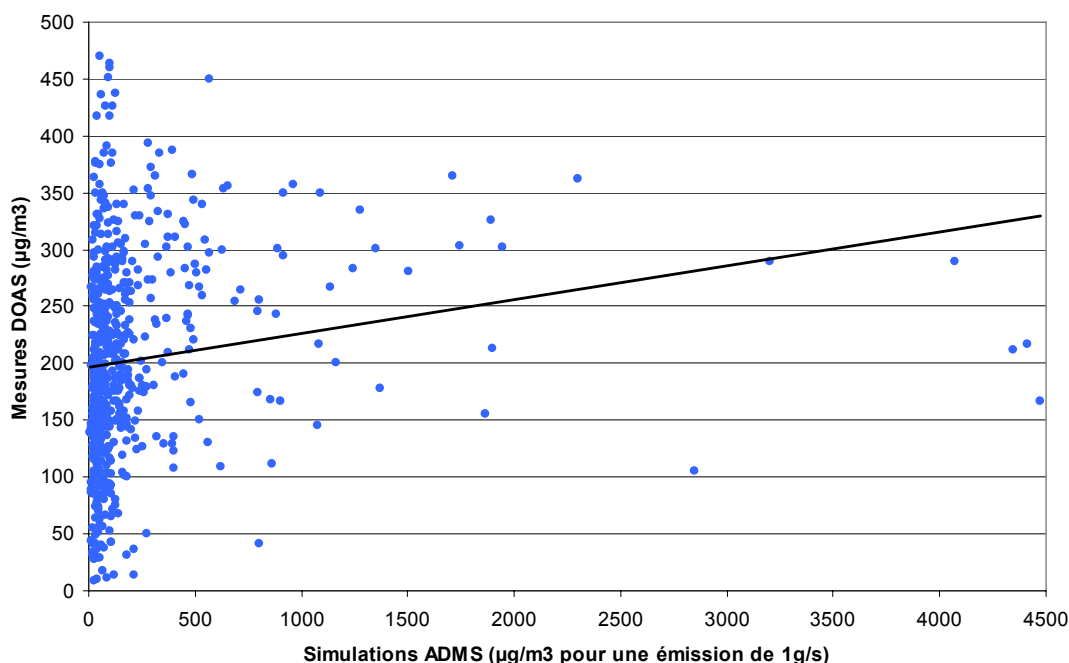


Application de la méthode de « modélisation inverse »

La Figure 71 suivante présente de façon brute et préliminaire le graphe des concentrations mesurées en fonction des concentrations simulées pour l'intégralité de la période étudiée (25 octobre au 14 novembre). Sur ces données, le seul traitement effectué est le suivant :

- les valeurs de concentrations correspondant à des périodes pour lesquelles le vent n'impacte pas directement le DOAS (directions n'appartenant pas au secteur 125-270°) ont été supprimées, puisque le modèle de dispersion ne simule logiquement que des concentrations nulles au niveau du DOAS pour ces directions de vent.
- Les valeurs de concentrations correspondant à des périodes pour lesquelles la vitesse du vent est faible (inférieure à 1 m/s) ont également été retirées, puisque pour ces vitesses la direction du vent est généralement fluctuante (alors qu'elle est fixée dans le modèle).

Figure 71 : Graphe des concentrations mesurées en fonction des concentrations simulées pour l'intégralité de la période



On remarque dans un premier temps que ces données mesurées semblent très peu corrélées aux résultats du modèle. La droite de régression a été représentée. Le coefficient de détermination r^2 correspondant (qui représente la variance des points expliquée par la droite de régression) est en effet de 0,025, ce qui est très faible. Cela montre que finalement très peu d'observations peuvent être expliquées par le modèle de dispersion.

Une des explications pourrait être que les émissions ne sont pas constantes dans le temps, contrairement à l'hypothèse faite dans le modèle. La Figure 72 suivante présente l'évolution temporelle du rapport des concentrations mesurées sur les concentrations simulées⁸. Dans l'idéal, si les deux jeux de données étaient parfaitement corrélés (et le modèle parfait), ce rapport serait constant, et égal au flux d'émission recherché (rapport entre l'émission réelle et l'émission modélisée unitaire). La courbe met cependant en évidence une forte variabilité (de plus d'un facteur 10), que l'on pourrait expliquer en partie par une variabilité du flux

⁸ la durée inégale des journées est due au fait que les conditions de vent n'impactant pas le DOAS ont été écartées

d'émission réel. L'augmentation du rapport à partir du jour julien n°312 (8 novembre) pourrait correspondre à une augmentation de l'émission en deuxième partie de la période.

Ces premiers résultats nous ont donc conduit à appliquer la méthode sur une période plus courte. A partir de la courbe de la Figure 72, nous avons retenu une période d'une dizaine d'heures correspondant à la journée du 29 octobre (jour julien n°302), pour laquelle le rapport des résultats modèle/mesure semble relativement constant. La Figure 73 ci-dessous présente les concentrations mesurées en fonction des valeurs simulées pour la période du 29 octobre. La corrélation des valeurs est meilleure, le coefficient de détermination r^2 étant pour cette période légèrement supérieure à 0,5, valeur que l'on peut qualifier « d'acceptable » pour ce genre d'exercice.

Figure 72 : Evolution temporelle du rapport des concentrations mesurées et simulées (en rouge, la période retenue pour un calcul spécifique)

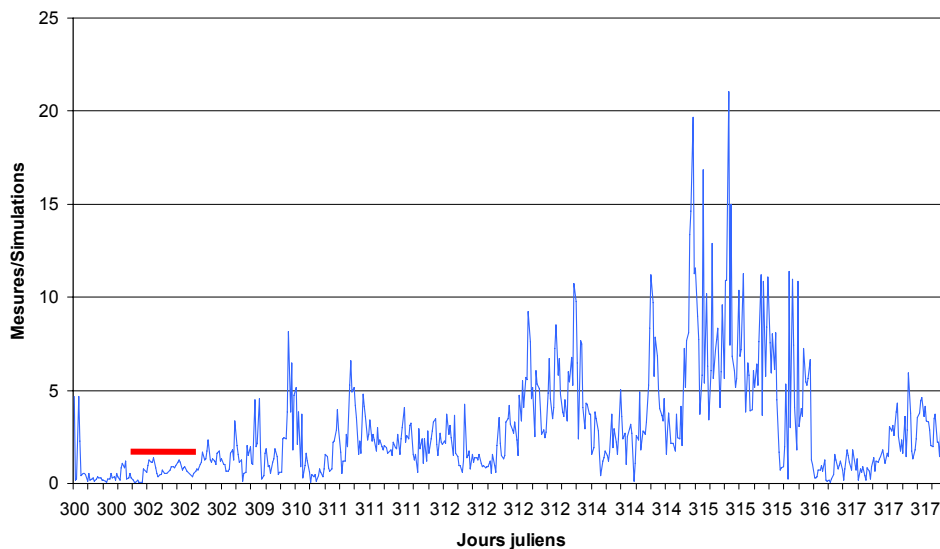
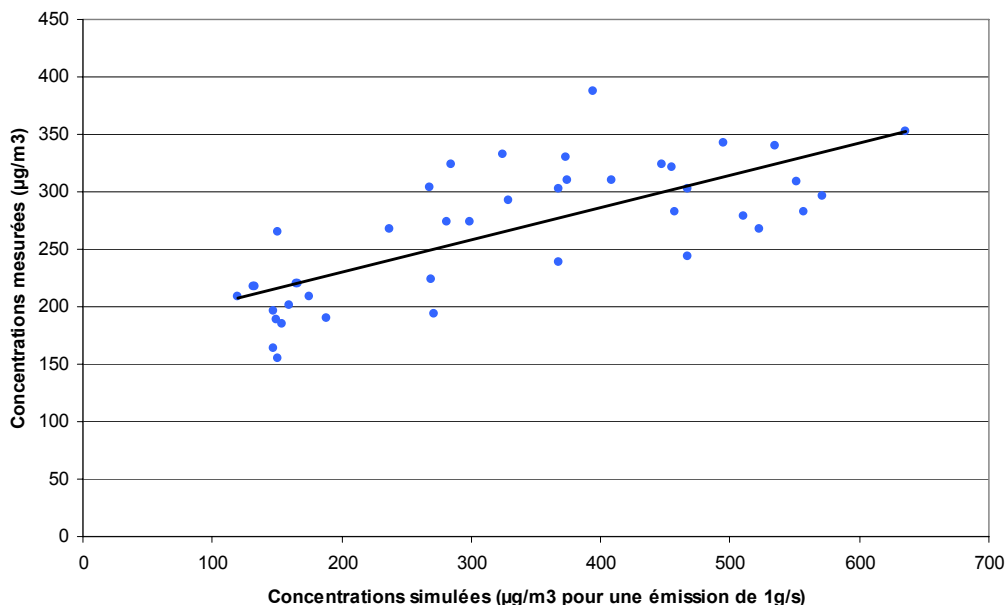


Figure 73 : Concentrations mesurées en fonction des concentrations simulées pour la période du 29 octobre (jour 302)



A partir de ces données, une régression linéaire (méthode des moindres carrés) a été réalisée, afin de déterminer l'équation de la droite approchant au mieux les points (représentée sur la figure). L'équation de la droite ainsi obtenue est :

$$y = 0.28x + 174$$

L'émission globale du site pour cette période peut donc être obtenue en multipliant le flux d'émission utilisé dans les simulations par le facteur 0.28. Puisque l'émission du site a été choisie comme unitaire (1 g/s) dans le modèle de dispersion, le flux d'émission en ammoniac du site (sources « Mélange », « A6 » et « B6 ») est directement donné par la pente, et peut donc être évaluée - pour cette période du 29 octobre 2007 - à 0,28 g/s, soit 24 kg/jour. Cette valeur est bien sûr difficilement vérifiable, mais l'ordre de grandeur a pu être reproduit sur d'autres journées de la période, même si les tests ont pu mettre en évidence une variabilité d'un facteur 3 à 4 d'une journée à l'autre.

L'ordonnée à l'origine de la droite indique cependant une valeur de fond importante (174 µg/m³), que l'on peut expliquer par la proximité du faisceau du DOAS aux sources d'émissions. Il est fort probable que la turbulence atmosphérique locale génère des « bouffées » d'ammoniac (non prises en compte par le modèle), conduisant à un niveau de fond moyen significatif sur l'intégralité du site et dans son environnement proche (zone d'implantation du DOAS). Ce résidu n'est donc pas un niveau de fond « naturel », mais bien une partie de l'émission du site qui n'est pas prise en compte et restituée par le modèle. Ce point particulièrement critique sera discuté dans la partie suivante.

Interprétation des résultats et perspectives

La comparaison des concentrations mesurées en ammoniac par le DOAS et des concentrations simulées par le modèle ADMS4 montre globalement une faible corrélation entre les deux jeux de données sur l'intégralité de la période étudiée, rendant difficile la mise en œuvre de la méthode de « modélisation inverse » pour l'estimation des flux de ce site B. Lorsque que l'on travaille sur une période plus courte, la droite de régression met en évidence un niveau de fond mesuré non pris en compte par le modèle, qui rend également difficile l'application de la méthode. Deux principales explications sont discutées dans cette partie, ouvrant des perspectives et des recommandations sur l'application de la méthode sur un site de compostage.

1. La méthode repose sur l'hypothèse – discutable - que l'émission d'ammoniac reste constante à l'échelle du site sur toute la période

Dans la mesure où l'hypothèse est faite, dans le modèle, que l'émission est constante, une variabilité des émissions est suffisante pour entraîner une « décorrélation » entre les valeurs simulées et mesurées (qui elles vont varier pour les mêmes conditions de dispersion, alors que les valeurs données par le modèle resteront identiques). La Figure 73 met en évidence une forte variabilité du rapport entre les concentrations mesurées et simulées, qui semble montrer que les émissions varient de façon significative sur la période. Par ailleurs, un calcul réalisé sur une période plus courte (moins d'une journée), montre que l'on peut obtenir un niveau de corrélation nettement meilleur.

Cependant, la forte variabilité des émissions ne peut être avancée ici avec certitude, dans la mesure où l'on fait l'hypothèse que le modèle est parfait lorsque l'on analyse la variation du rapport mesure / modèle en fonction du temps. Autrement dit, que l'on s'affranchit des effets météorologiques, et que le ratio des concentrations mesurées / simulées ne représente que la variabilité des émissions (supposées constantes par le modèle, variables dans la réalité). Or il est probable que certaines situations de dispersion soient moins bien prises en compte que d'autres par le modèle, ou encore que des phénomènes locaux perturbent les mesures (turbulence locale). Ces phénomènes pourraient également expliquer l'écart variable entre le modèle et les mesures. Par ailleurs, l'examen visuel de la courbe des mesures DOAS en fonction du temps ne met pas en évidence de tendances spécifiques (même si elles varient sur la période), qui pourraient mettre en évidence une augmentation ou diminution globale des flux d'émissions sur la période étudiée.

2. L'étude montre que la proximité du faisceau DOAS et des sources peut être un facteur critique

Plus que la variabilité des émissions, la distance entre les mesures d'ammoniac et les sources est à notre avis un point critique. En effet, pour des raisons pratiques (zone d'implantation stable, alimentation électrique,...), le récepteur du DOAS a été placé à l'extrémité nord du site, en limite de propriété. De fait, une partie significative du faisceau du DOAS longe la partie nord du site, à quelques dizaines de mètres des sources de l'installation. Cette proximité peut introduire des biais dans l'application de la méthode de modélisation inverse, et peut expliquer un certain nombre de résultats obtenus.

Comme évoqué dans la partie précédente, il est fort probable que la turbulence atmosphérique locale associée à un écoulement complexe sur le site (présence de nombreux obstacles, bâtiment, écoulement autour des andains...) génère des « bouffées » d'ammoniac (non prises en compte par le modèle) conduisant à un niveau de fond moyen significatif dans l'environnement proche du hangar, et notamment dans la zone de mesure du DOAS. Ceci pourrait expliquer le fait que le DOAS détecte des concentrations en ammoniac significatives, y compris lorsque la direction du vent n'entraîne pas de manière directe les émissions des andains vers le DOAS. Cela peut également expliquer le niveau de fond important mis en évidence par la droite de régression (ordonnée à l'origine), qui ne peut être expliqué par le modèle et rend difficile la comparaison des résultats du modèle avec les mesures.

Les deux figures page suivante montrent l'évolution des concentrations mesurées et des concentrations simulées en fonction de la direction puis de la vitesse du vent observées. Sur la Figure 74, les zones encadrées en orange représentent les secteurs de vent pour lesquels les émissions des andains impactent de manière directe le DOAS. En dehors de ces secteurs, un modèle comme ADMS, qui ne prend pas en compte les phénomènes d'accumulation, ne restitue que des concentrations nulles (comme on peut le voir sur la figure du haut). Le DOAS relève lui des concentrations encore significatives (parfois supérieures à $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en dehors de ces secteurs de vent. Comme pour la direction des vents, les concentrations simulées par ADMS sont également sensibles aux vitesses de vents observées (Figure 75). Les concentrations les plus élevées sont toutes logiquement simulées pour des vents plutôt faibles. Ce n'est pas le cas des mesures du DOAS, pour lesquelles la vitesse du vent ne semble pas être un paramètre influant. Ces observations confortent l'idée que les mesures, du fait de la proximité du DOAS, sont finalement peu sensibles aux conditions météorologiques, ou en tout cas beaucoup moins sensibles que ne le sont les résultats du modèle.

On comprend bien que, dans ces conditions, la comparaison des résultats du modèle avec les mesures soit difficile à interpréter, et le calcul du flux d'émission délicat. On peut cependant imaginer s'affranchir de ces effets locaux en réalisant des mesures plus loin dans l'environnement. Les mesures seraient en effet beaucoup plus sensibles aux conditions météorologiques, moins sujettes à des perturbations locales, et de fait beaucoup plus facilement reproduites par le modèle de dispersion.

Figure 74 : Evolution des concentrations simulées et mesurées en fonction de la direction du vent

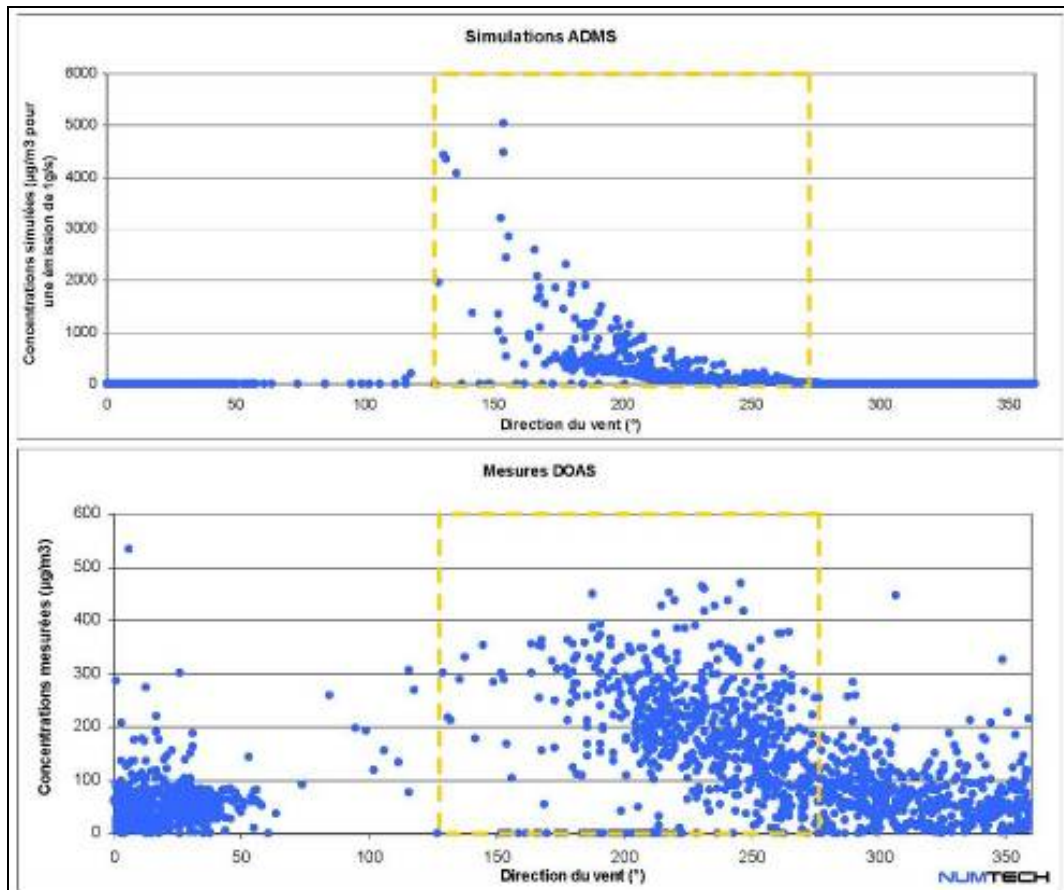
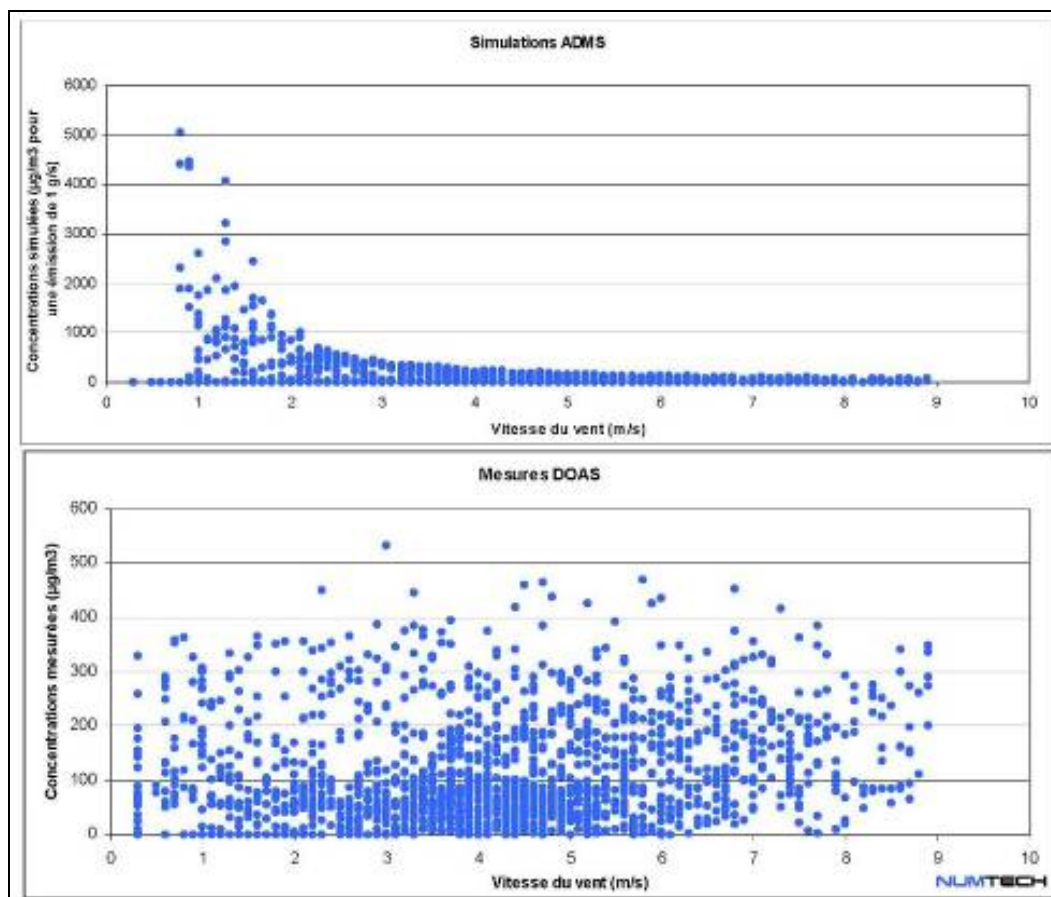


Figure 75 : Evolution des concentrations simulées et mesurées en fonction de la vitesse du vent



Synthèse et comparaisons

Essais de bilans à l'échelle des sites

Site A

Phase de précompostage en tubes rotatifs

Sur la base des mesures de débits d'air et de concentrations, les flux gazeux émis par chaque tube sont présentés dans le tableau ci-après. Compte tenu du faible nombre de valeurs et de leur représentativité variable, la fourchette est déterminée de façon graphique et non par analyse statistique.

Tableau 24 : Estimation des émissions gazeuses liées à l'étape de pré-compostage, en kg/j par tube

<i>kg/j/tube</i>	N ₂ O	CO ₂	NH ₃	CH ₄	CO	H ₂ S
Valeur estimée	0,55	850	25	50	0,8	0,15
Marge d'incertitude	± 0,15	± 250	± 10	± 20	± 0,2	± 0,1

Phase de compostage en andains retournés et de maturation

Deux facteurs sont limitants pour le calcul des flux gazeux émis à l'échelle d'un andain : la représentativité des mesures ponctuelles par rapport aux émissions réelles, et la variabilité spatiale des émissions à la surface de l'andain.

La chambre à accumulation donne, comme on l'a vu, des valeurs d'émissions par défaut, puisque ne pouvant prendre en compte que partiellement leur composante convective. C'est ce qui ressort aussi de la comparaison avec les bilans matière (voir plus loin la comparaison entre méthodes). En revanche, le nombre de mesures réalisées (de 20 à 50 sur une zone délimitée) permet de rendre compte de façon précise de la variabilité spatiale.

La chambre à renouvellement est conçue pour prendre en compte les émissions convectives et fournit des valeurs cohérentes avec les bilans matière, mais sa représentativité reste à démontrer et évaluer plus précisément. Par ailleurs, les mesures réalisées avec ce dispositif sont trop peu nombreuses pour pouvoir être extrapolées à l'ensemble des andains.

Pour tenir compte de ces éléments, les flux totaux de CO₂ et CH₄ provenant de la phase de compostage en andains ont été évalués de deux manières :

- A partir des données brutes de la chambre à accumulation, ce qui donne des valeurs d'émissions globales par défaut mais avec un degré de certitude élevé.
- En appliquant à ce calcul un coefficient multiplicateur de 2,5, correspondant à l'écart relatif constaté entre les mesures à la chambre à accumulation et celles à la chambre à renouvellement. De cette façon on cherche à s'approcher davantage des émissions réelles, mais sans certitude sur la précision et la justesse du résultat.

Le calcul a été fait pour les andains 6 et 7 en cours de compostage, et l'andain Mat 2 en maturation (voir les cartographies en Figure 42 et en Figure 43). Les flux totaux ont été rapportés ensuite à la surface de chaque andain pour obtenir la valeur d'émission moyenne.

Tableau 25 : Facteurs d'émissions moyens de méthane et de gaz carbonique, calculés sur 3 andains du site A à partir des mesures obtenues par chambre à accumulation et chambre à renouvellement, donnés en valeur par défaut et en valeur majorée ($\times 2,5$)

		Andain n° 6	Andain n° 7	Andain Mat 2
Surface d'andain en m ²		293	368	382
Facteurs d'émissions moyens (par défaut – majorés) en l/h/m ²	CH ₄	1,2 – 2,9	0,10 – 0,26	2,1 – 5,3
	CO ₂	15 – 38	12 – 31	11 – 28
Facteurs d'émissions moyens (par défaut – majorés) en g/j/m ²	CH ₄	18 – 46	1,7 – 4,2	34 – 85
	CO ₂	660 – 1650	530 – 1350	500 – 1250

Pour N₂O et NH₃, le calcul est fait sur la base des rapports moyens N₂O/CO₂ et NH₃/CO₂ obtenus avec la chambre à renouvellement et le tunnel ventilé. Dans le cas de l'ammoniac, c'est une hypothèse relativement crédible au vu du graphique ci-dessous (Figure 76), hormis un point singulier avec une très forte émission de CO₂ (n° 11 de la chambre à renouvellement,). Pour le N₂O, c'est plus douteux (Figure 77). A noter, la forte incertitude sur les valeurs d'émission de N₂O, le point à émission nulle (CO₂=6000) étant en fait à 0 ± 1 .

Figure 76 : Détermination du ratio NH₃/CO₂ des émissions du compostage pour le site A

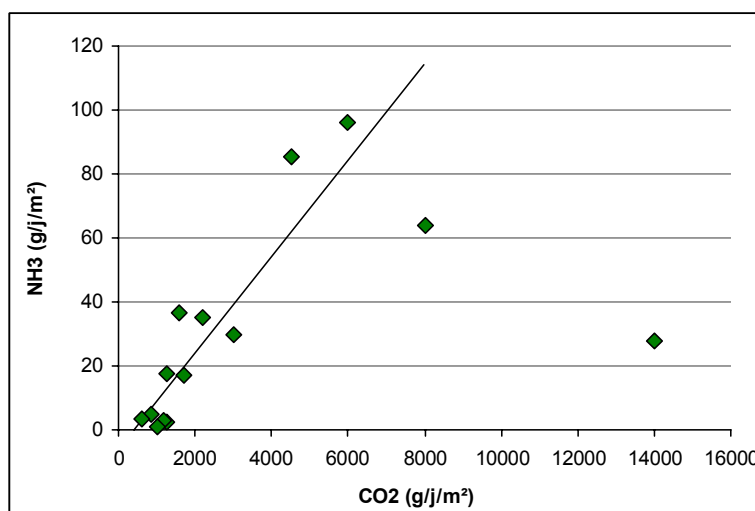


Figure 77 : Détermination du ratio N₂O/CO₂ des émissions du compostage sur le site A

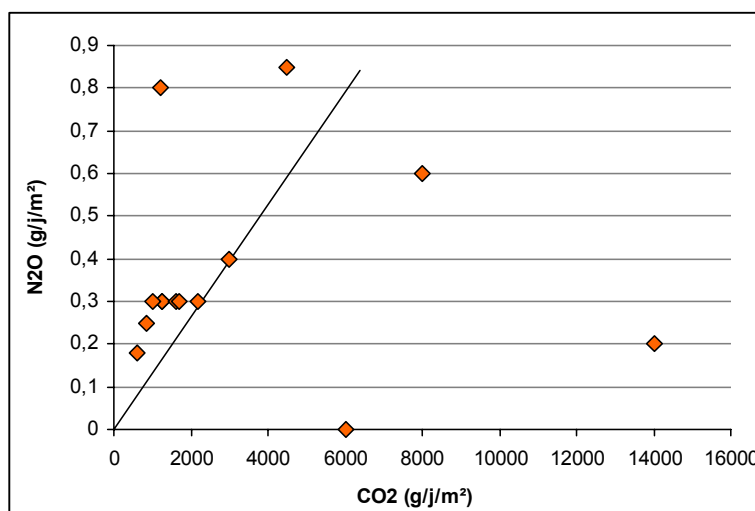


Tableau 26 : Ordre de grandeur des émissions de N₂O et NH₃ issues des andains sur le site A

		Andain n° 6	Andain n° 7	Andain Mat 2
Ratios moyens estimés (en masse)	N ₂ O/CO ₂	0,13 ‰		
	NH ₃ /CO ₂	14 ‰		
Facteurs d'émissions moyens (par défaut – majorés) en g/j/m ²	N ₂ O	0,09 – 0,22	0,07 – 0,18	0,07 – 0,16
	NH ₃	9 – 23	8 – 19	7 – 18

Extrapolation à l'ensemble du site A

Le calcul est fait sur la base des facteurs d'émissions précédemment estimés, en choisissant les valeurs majorées. Pour le compostage, on compte 1500 m² de surface d'andains, et on prend la moyenne entre les andains 6 et 7. Pour la maturation, on considère que l'andain Mat 2 représente 1 mois de production de compost, et on compte une moyenne de 3 mois de maturation, soit une surface d'andains en maturation de 1200 m².

Tableau 27 : Estimation indicative des émissions pour les différentes phases du compostage sur le site A, en kg/j

<i>kg/j</i>	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NH ₃	Niveau de précision
Précompostage en tubes	1700	100	1,1	50	+
Compostage en andain	2300	40	0,3	30	-
Maturation	1500	100	0,2	20	--

En particulier pour les phases de compostage et surtout de maturation, le calcul est très approximatif, compte tenu de la succession d'hypothèses sous-jacentes. Pour ces phases, nous pouvons estimer que les valeurs sont données à un facteur 2 près, voire davantage pour NH₃ et N₂O.

Au total, sur la base de ces chiffres et pour cette installation, aucune des trois phases du compostage n'est négligeable en termes d'émissions gazeuses. Pour un bilan complet, il faudrait tenir compte aussi des émissions liées aux opérations de stockage et de manipulation des produits (affinage, retournement).

Site B

Facteurs d'émissions moyens

Les facteurs d'émissions sont corrélés à l'âge du produit (durée de compostage) même si, en l'occurrence, le produit le plus âgé et celui le plus jeune correspondent à deux andains différents (B6 et A6, respectivement). Les figures ci-après montrent cette corrélation pour les différents gaz mesurés. Sauf pour le N₂O, des courbes d'interpolation ont été tracées afin d'approcher un facteur d'émission moyen sur 4 semaines, avec toutes les réserves qui s'imposent sur la fiabilité d'un tel calcul compte tenu des incertitudes de mesure évoquées.

Figure 78 : Mesures de flux d'émissions de CO₂ en fonction de l'âge du produit

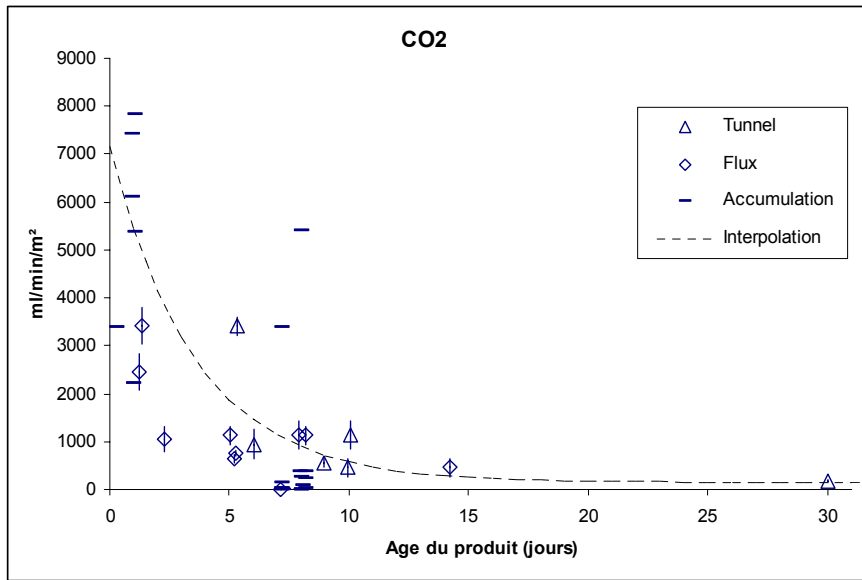
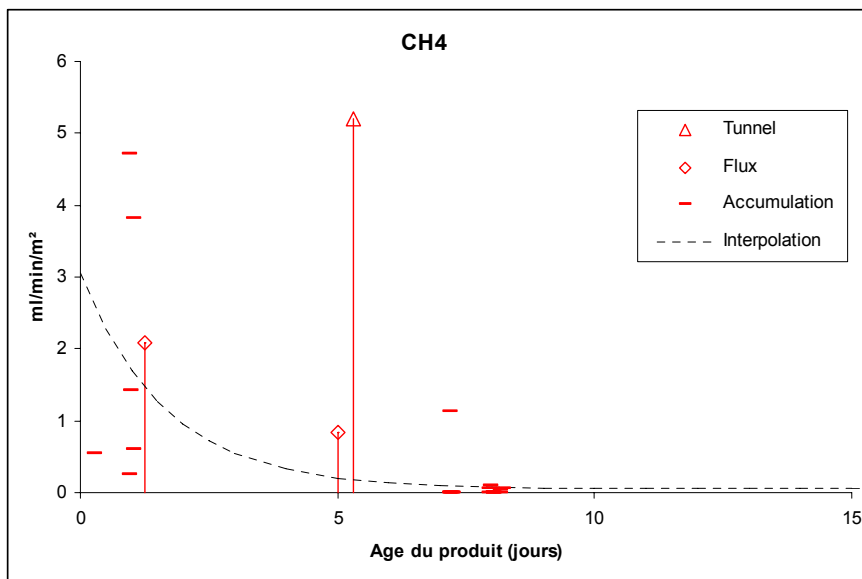
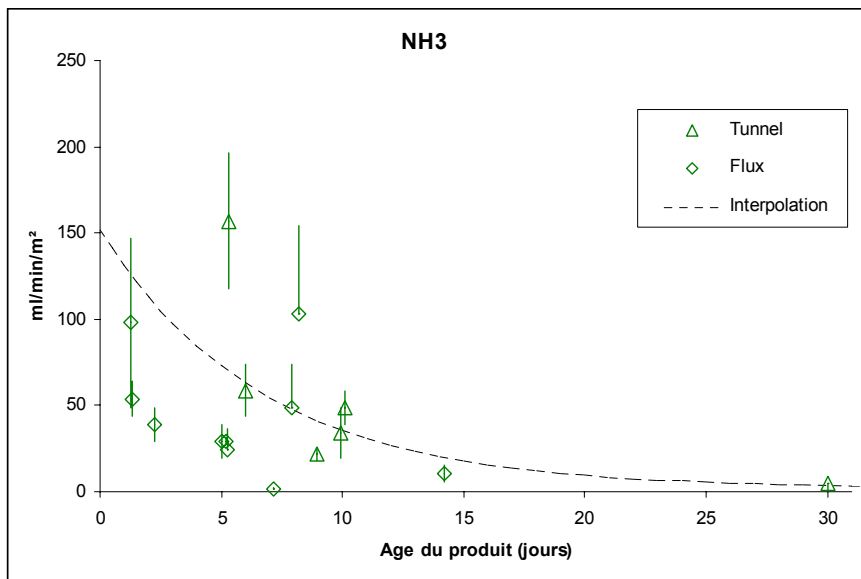


Figure 79 : Mesures de flux d'émissions de CH₄ en fonction de l'âge du produit

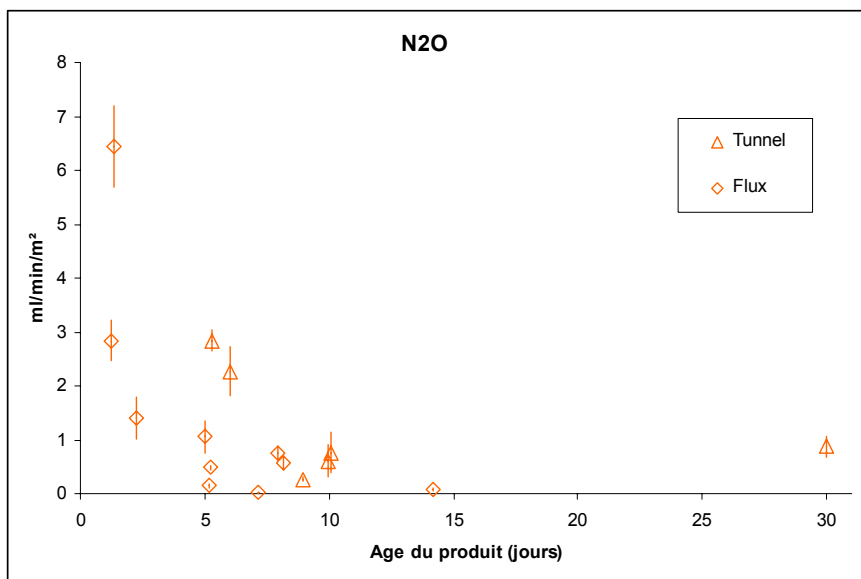


Les émissions de méthane se sont avérées très faibles, et difficiles à quantifier avec les analyseurs de gaz utilisés. Les quelques mesures significatives obtenues situent les émissions de CH₄ à moins de 0,1% du carbone émis. Ce constat est à rapprocher de la forte perméabilité du produit et des teneurs élevées en oxygène du gaz interstitiel mesurées sur les sondages.

Figure 80 : Mesures de flux d'émissions de NH_3 en fonction de l'âge du produit

La mesure des émissions d'ammoniac est spécialement délicate, du fait de la forte solubilité de ce gaz et des phénomènes de condensation et de volatilisation affectant toute la chaîne de mesure : dispositif et circuits de prélèvement (chambre, tuyaux, pompes) et analyseur. L'appareillage utilisé ici n'était pas conçu pour limiter ces phénomènes, par exemple en prévoyant une dilution de l'air analysé avec de l'air sec ou à l'aide de lignes d'analyse chauffées. Des facteurs d'émissions ont cependant été obtenus en laissant un temps suffisant aux mesures de concentrations pour se stabiliser.

Au-delà de la mesure proprement dite, les émissions d'ammoniac sont particulièrement sensibles à la vitesse du vent en surface des andains, la cinétique de libération de l'ammoniac étant plus rapide pour un vent plus fort. Le vent, de même que l'aération forcée, influence aussi les écoulements gazeux internes à l'andain, au sein duquel ont probablement lieu les mêmes phénomènes de condensation et de volatilisation qui affectent la chaîne de mesure. Compte tenu de ces différents éléments, la représentativité des mesures obtenues est plus incertaine que pour les autres gaz, et demanderait des essais nettement plus poussés pour être établie.

Figure 81 : Mesures de flux d'émissions de N_2O en fonction de l'âge du produit

Le N₂O est émis en traces. Notons toutefois que 1 ml/min/m² de N₂O correspond à 33 ml/min/m² de CH₄ (et 298 ml/min/m² de CO₂) en pouvoir de réchauffement global, ce qui n'est pas négligeable. Par ailleurs, il est intéressant de constater que les émissions de N₂O peuvent rester significatives (ou reprendre ?) au bout de plusieurs semaines, ce que l'on observe parfois sur des essais au laboratoire de durée assez longue. Une estimation à peu près fiable des émissions à l'échelle du site à l'aide de méthodes par prélèvement localisé demanderait donc beaucoup plus de points de mesure.

Estimation des émissions globales du site

En comptant une densité de produit de 0,6 et un rapport volume/surface des andains de 1,5, on arrive aux ordres de grandeurs d'émissions suivants.

Tableau 28 : Ordre de grandeur des flux émis sur 4 semaines par tonne de matière brute (MB)

Gaz	Mode de calcul	Facteur d'émission moyen (ml/min/m ²)	Facteur d'émission moyen (g/j/m ²)	Flux global sur 4 semaines (/t MB)
CO ₂	Courbe décroissante	1000	2500	90 kg
CH ₄	Courbe décroissante	0,25	0,25	8 g
N ₂ O	Moyenne fixe	1	2,5	80 g
NH ₃	Courbe décroissante	35	35	1,2 kg

Comparaison entre les sites A et B

Comparaison des facteurs d'émission moyens

Pour l'étape uniquement de compostage (hors maturation), les émissions estimées des deux sites sont reprises ci-dessous. On rappelle le caractère incertain de ces chiffres, à lire donc comme des ordres de grandeur. Pour le site A, les kg/j sont convertis en kg/t traitée, sachant que le site accueille annuellement 18000 t/an, dont 35% vont en compostage en andain après ajout de 50% de structurant (en masse), soit 26 t/j traitées en andain.

Tableau 29 : Facteurs d'émissions du compostage comparés sur les sites A et B, ramenés à la tonne compostée

Gaz	Site A	Site B
CO ₂	90 kg	90 kg
CH ₄	1400 g	8 g
N ₂ O	10 g	80 g
NH ₃	1,2 kg	1,2 kg

La forte différence constatée pour les émissions de méthane n'est pas surprenante : sur le site A le produit est fin, peu perméable ; sur le site B, le mélange est au contraire grossier, très perméable, et soumis à aération forcée. Cette différence se retrouve d'ailleurs bien dans les concentrations en oxygène relevées sur les sondages, de l'ordre de 3% sur le site A, 18% sur le site B.

Cette comparaison des facteurs d'émissions moyens cache une autre différence importante, qui est la cinétique de biodégradation. Celle-ci est très rapide pour le mélange boues-structurant, beaucoup plus étalée pour le compost d'ordures ménagères. Ce dernier continue à se dégrader même à l'étape de maturation, du moins pour l'installation étudiée. On pourrait imaginer en effet une efficacité supérieure de l'étape de compostage. Mais les essais respirométriques conduits par ailleurs sur les deux types de déchets montrent bien une différence de cinétique liée à la nature même du produit, pour des conditions de traitement non limitantes en oxygène.

Du point de vue de l'effet de serre, le tableau suivant indique la contribution des différents gaz émis, ramenés à la tonne de produit composté, ordures ménagères prétraitées ou mélange boues-structurant.

Tableau 30 : Bilan effet de serre à 100 ans sur les sites A et B à horizon 100 ans, en kg eqCO_2 / t compostée

Gaz	Site A	Site B
CO ₂ (biogénique)	90	90
CH ₄ (× 25)	35	0,2
N ₂ O (× 298)	3	24

Dans ce dernier tableau, on mesure le poids du N₂O en termes d'effet de serre, bien qu'émis en quantité relativement faible. Et le bilan effet de serre est finalement du même ordre entre les deux produits traités (étape de compostage uniquement), avec toutes les réserves exprimées sur l'exactitude des chiffres retenus.

Emissions de COV

Sur le site A, les composés détectés sont relativement peu nombreux (seulement 46 au total sur l'ensemble des échantillons). Les concentrations totales des composés quantifiés vont de 7 à 19 mg/m³. Sur le site B, les composés détectés sont plus nombreux, mais les concentrations totales sont un peu plus basses, de 0,8 à 10 mg/m³. La faible valeur de 0,8 mg/m³ peut venir de ce que le prélèvement a été réalisé sur la chambre à renouvellement, avec un débit de renouvellement d'air de 330 l/min (soit 10 fois plus que sur cette même chambre lors du prélèvement sur le site A), qui dilue les composés organiques émis depuis l'andain.

La répartition en COV est également différente : sur le site A (compost de déchets ménagers et déchets verts) les terpènes sont davantage présents : ainsi le limonène est le seul composé présent sur tous les échantillons du site A, alors qu'il est quasiment absent du site B. Sur le site B (boues de station d'épuration), en revanche, les composés soufrés (diméthyl-sulfure et diméthyl-disulfure), de même que l'acétone, l'acétonitrile, l'isoprène et le toluène sont présents sur tous les prélèvements.

Sur le site B enfin, les concentrations en COV ne sont pas très différentes entre les prélèvements sur les chambres à accumulation et le prélèvement sur sondage : les COV présents au sein des andains diffusent librement vers la surface (probablement grâce à la forte perméabilité du matériau).

Comparaisons entre méthodes

Mesures d'émissions et bilans matière

Sur le site A, les bilans matière réalisés sur l'andain 7 peuvent être rapprochés des émissions mesurées de CO₂, bien que le nombre de mesures à la chambre à renouvellement et au tunnel ventilé soit faible en ces emplacements.

Tableau 31 : Comparaison des mesures d'émissions de CO₂ avec le bilan carbone sur l'andain 7 du site A (en ml/m²/min)

Tranche	9 m	19 m	29 m	39 m
Perte de carbone moyenne sur 8 jours ± écart type	1600 ± 800	700 ± 800	1000 ± 800	0 ± 800
Moyenne des mesures à la chambre à accumulation (nombre de points)	260 (3)	180 (3)	130 (3)	77 (3)
<i>Moyenne des mesures par accumulation multipliée par 5</i>	<i>1300</i>	<i>900</i>	<i>650</i>	<i>385</i>
Moyenne des mesures à la chambre à renouvellement ± écart type (nombre de points)	-	850 ± 150 (1)	-	-
Fourchette des mesures au tunnel à balayage	900-2500	-	-	-

Malgré l'imprécision des chiffres, on retrouve bien les ordres de grandeur entre les pertes de carbone (exprimées ici en ml C-CO₂) et les émissions de CO₂ mesurées, à un facteur 5 près en ce qui concerne la chambre à accumulation (voir plus loin la comparaison entre chambre à renouvellement et chambre à accumulation).

Sur le site A toujours, des bilans matière de l'installation réalisés par le Cemagref lors d'études antérieures donnent d'autres éléments de comparaison.

- Pour la phase de précompostage, les mesures de CO₂ sortant correspondent à une perte de carbone d'environ 500 kg/j pour les deux tubes, soit 1 t/j de matière organique biodégradée en comptant un rapport massique MO/C de 2. Avec 18 000 t de déchets traités par an, les pertes en tubes de précompostage seraient, selon ces mesures d'émissions, d'environ 20 kg MO/t déchet entrant. Des bilans massiques obtenus lors d'études antérieures par analyse des déchets en entrée et sortie de tube donnent une perte de matière sèche d'environ 10%, soit environ 50 kg MO/t déchet entrant. Il se peut que durant la période de mesure d'émissions la biodégradation dans les tubes aient été plus faible qu'au moment du bilan matière (?).
- Au cours des phases de compostage et de maturation, le produit subit une réduction de sa matière sèche d'un facteur 1,6 (qui se traduit par une augmentation d'autant des teneurs en éléments inertes). Avec une humidité de 50% et un rapport MO/C de 2, on arrive à une perte de carbone de 95 kg/t traitée, correspondant à une émission de CO₂ de 340 kg/t traitée. A rapprocher des 4000 kg/j de CO₂ émis d'après les mesures directes, pour 27 t/j traitées, soit 150 kg CO₂/t traitée. Soit le facteur 1,6 est surestimé, soit nos mesures d'émissions sont sous-estimées, soit l'écart réside dans les hypothèses de conversions d'unités (surface totale d'andains, tonnages traités, etc.).

Pour le site B, les données de bilan matière sont plus limitées. Sur l'andain B6, d'après les courbes précédentes, les émissions moyennes de CO₂ sont estimées à environ 1800 ml/min/m² pour les deux premières semaines, soit 4500 g/j/m². Le bilan matière indique que ces émissions sont en réalité inférieures à 3000 g/m²/j. Notre évaluation des émissions de CO₂ est donc probablement surestimée, peut-être d'un facteur 2. Une des raisons possibles est que nous avons eu tendance à réaliser nos mesures aux emplacements les

plus productifs (sur le haut de l'andain en particulier), les autres étant donc sous-représentés. Il se peut aussi que l'andain A6 ait émis davantage de CO₂ que l'andain B6, or nous n'avons pas distingué les deux andains pour la détermination du facteur d'émission en fonction du temps de compostage.

Localisation des émissions et thermographie infrarouge

Sur le site A, nous n'avons pas prêté une attention suffisante à la simultanéité des mesures, la mesure à la caméra infrarouge étant décalée dans le temps par rapport aux mesures de flux. La longueur relativement élevée des andains rendait d'ailleurs la simultanéité des mesures difficile. Nous ne pouvons donc pas établir de relation quantitative entre les mesures infrarouges et la variabilité spatiale des mesures d'émissions.

Sur le site B, nous ne nous sommes rendu compte qu'a posteriori de la difficile interprétation des images infrarouge réalisées. Notamment, les traces de pas, l'aménagement des points de prélèvement, mettent à jour du compost de subsurface, plus chaud, indépendamment du niveau d'émission en ces points. Et les différents angles de vue rendent malaisée la comparaison d'un point à un autre.

Il faut donc considérer ces mesures comme un premier essai, qui a permis d'identifier les précautions nécessaires, mais pas de juger pleinement des potentialités de la méthode.

Mesures d'émissions et données de sondage

Mécanismes d'émission

Les mesures de concentrations interstitielles donnent, on l'a vu, des éléments de compréhension sur la génération des émissions gazeuses : disponibilité en oxygène, évolution suite à un retournement... Elles peuvent aussi permettre de mieux comprendre les mécanismes d'émission, en reliant les concentrations au sein du compost aux émissions mesurées en surface à l'aide d'un modèle de transferts diffusifs et convectifs.

Sans aller jusque là, avec les données disponibles dans notre cas, on peut, de façon simple, rapporter les flux de CO₂ mesurés en surface aux concentrations de CO₂ interstitielles afin d'en déduire le débit d'air convectif correspondant.

Tableau 32 : Estimation des débits convectifs sortants sur la base des concentrations interstitielles et flux surfaciques moyens de CO₂

	Site A Andain 7	Site B Andain B6
Concentration interstitielle moyenne de CO ₂ (v/v)	16%	0,3%
Ordre de grandeur des émissions de CO ₂ (l/h/m ²)	30	60
Débit gazeux convectif correspondant (l/min/m ²)	3	300

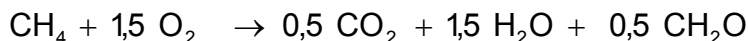
L'écart entre les deux sites s'explique bien par la forte différence de perméabilité entre les produits compostés. Sur le site B, le débit d'aération forcée de 250 m³/h correspond à un flux convectif rapporté à la surface de l'andain de 30 l/min/m², et ne compte donc que pour une part relativement faible du débit gazeux convectif issu de la surface de l'andain tel qu'on peut l'estimer.

En réalité, les émissions de CO₂ sont à la fois diffusives et convectives, le débit convectif réel est donc inférieur aux valeurs calculées ici. Par ailleurs, les concentrations de CO₂ ne sont certainement pas uniformes dans l'andain, il faudrait donc raisonner plus finement, sur la base de gradients de concentration, pour obtenir mieux que le calcul approché effectué ici.

Etude de l'oxydation du méthane

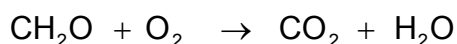
Les données des sondages peuvent aussi être utilisées pour évaluer le taux d'oxydation du méthane entre son lieu de production au sein du compost et son émission en surface. Ce phénomène d'oxydation est observé lorsque le biogaz des installations de stockage de déchets traverse la couche de couverture, il a été moins étudié en ce qui concerne le compostage.

La biodégradation du méthane par les bactéries méthanotrophes est un phénomène complexe, que l'on peut traduire de façon globale par :



où CH_2O représente la biomasse (DeVisscher, Van Cleemput, 2003).

Une mole de méthane produite par la décomposition des déchets ne va générer qu'une demi-mole de gaz carbonique. En régime stationnaire, il faut néanmoins tenir compte de la dégradation de la matière organique créée :



Dans le cas de l'émission de biogaz provenant de déchets stockés, le méthane et le CO_2 migrent vers la surface par des phénomènes de diffusion-advection, alors que l'air (oxygène + azote) diffuse de la surface vers la profondeur. On rappelle que l'air contient 20,9 % d'oxygène et 78 % d'azote.

La réaction d'oxydation ne peut avoir lieu que lorsqu'il y a suffisamment d'oxygène disponible, et donc dans les couches supérieures de la couverture, typiquement sur les 30 à 50 premiers centimètres d'après les différents auteurs. En-dessous, le milieu devient progressivement anoxique et seules des réactions anaérobies peuvent avoir lieu : la réaction d'oxydation du méthane dans la couverture des centres de stockages de déchets est donc souvent limitée par l'oxygène.

La diminution du rapport CH_4/CO_2 au fur et à mesure que l'on se rapproche de la surface traduit l'oxydation progressive du méthane.

Le calcul du taux d'oxydation se fait à partir des concentrations en méthane et en CO_2 , et de leurs flux relatifs, en profondeur et en surface. Le flux de méthane en profondeur peut être calculé à partir des flux de méthane et de CO_2 en surface, et des concentrations de méthane et de CO_2 en surface et en profondeur. Le pourcentage d'oxydation peut alors être évalué par la différence entre le flux estimé sous la couverture (pour une installation de stockage) et le flux mesuré à la surface (*Christophersen, Kjeldsen, 2000*) :

$$J_{\text{CH}_4\text{inf}} = (J_{\text{CH}_4\text{sup}} + J_{\text{CO}_2\text{sup}}) * \left\{ \frac{C_{\text{CH}_4\text{inf}}}{C_{\text{CH}_4\text{inf}} + C_{\text{CO}_2\text{inf}}} \right\}$$

et $\% \text{ oxydation} = 100 * J_{\text{CH}_4\text{inf}} - J_{\text{CH}_4\text{sup}}$

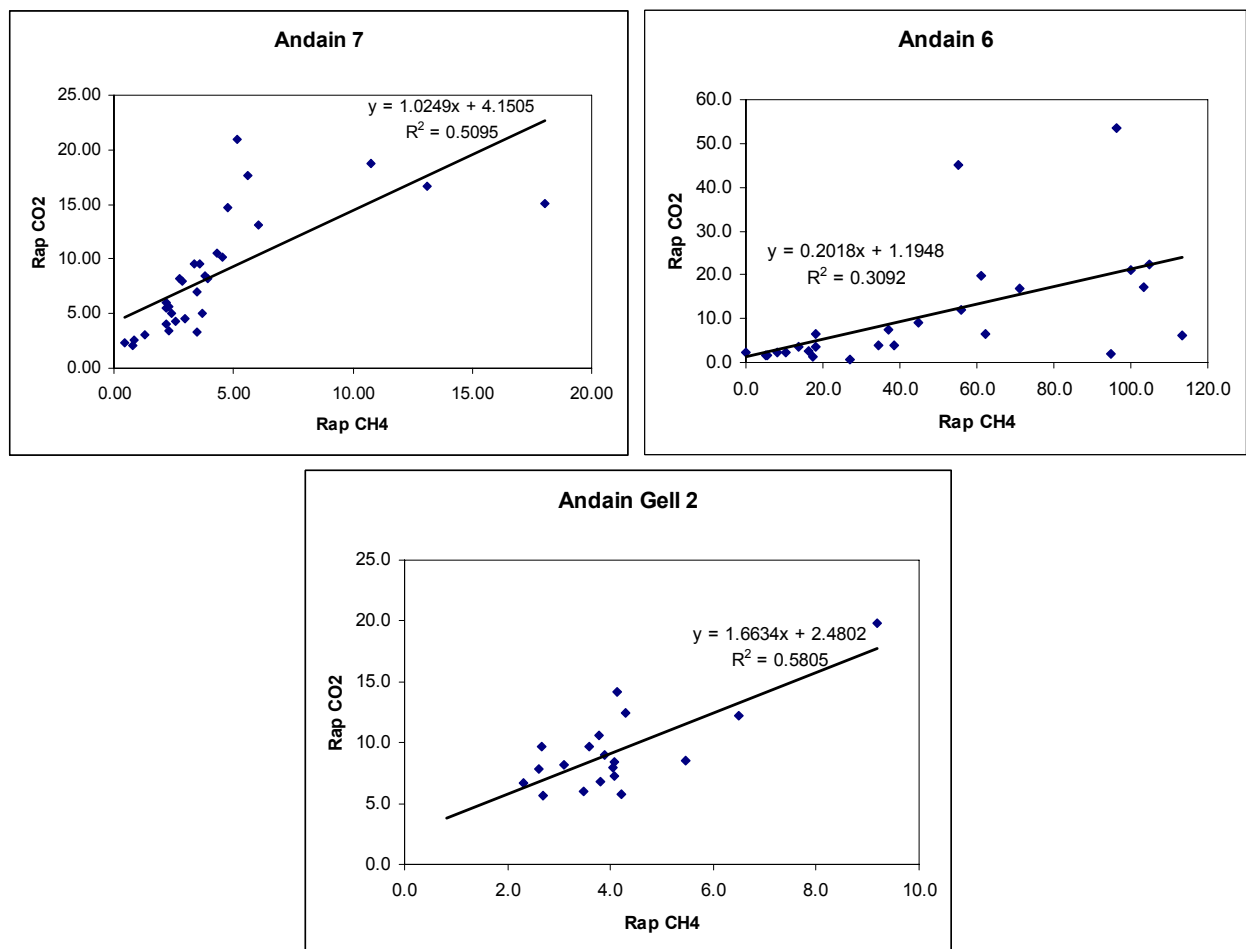
où : $J_{\text{CH}_4\text{inf}}$ et $J_{\text{CO}_2\text{inf}}$ représentent les flux molaires de méthane et de dioxyde de carbone sur la face inférieure de la couverture. Ceux-ci sont difficilement mesurables sans auscultation destructrice du sol.

$J_{\text{CH}_4\text{sup}}$ et $J_{\text{CO}_2\text{sup}}$ représentent les flux molaires de méthane et de dioxyde de carbone sur la face supérieure de la couverture, qui peuvent être plus facilement mesurés, en particulier par le dispositif de la chambre à flux.

Les taux d'oxydation du méthane cités dans la littérature varient avec le type de sol : minéral (sables, argiles) ou amendés par des composts de boues d'épuration, des terres végétales... L'activité des bactéries méthanotrophes est plus efficace dans les sols amendés, et encore davantage s'ils sont plantés de végétaux.

Cette analyse est possible pour le site A, où nous avons réalisé systématiquement des mesures de flux surfaciques de méthane et de CO₂ à la chambre à accumulation et la mesure au même point des concentrations en méthane et de CO₂ à 80 cm de profondeur. Les trois figures suivantes font la comparaison point à point des rapports (flux surfaciques de CO₂ / concentrations CO₂ à 80 cm de profondeur) et (flux surfaciques de CH₄ / concentrations CH₄ à 80 cm de profondeur).

Figure 82 : Rapports des flux surfaciques mesurés à la chambre à accumulation aux concentration interstitielles de CH₄ et CO₂ sur les différents points de mesure des 3 andains du site A



L'oxydation du méthane entre le cœur et la surface de l'andain se traduit par une pente supérieure à 1. Il semble donc bien qu'on observe ce phénomène sur l'andain en maturation Mat 2. L'analyse est plus aléatoire sur les andains 6 et 7, l'andain 6 ayant même un comportement surprenant puisqu'on y trouverait proportionnellement plus de méthane en surface qu'en profondeur.

Chambre à accumulation, chambre à renouvellement, tunnel ventilé

Site A

Malgré le nombre réduit de mesures à la chambre à renouvellement et au tunnel ventilé, la comparaison entre les méthodes est possible sur une dizaine de points, en particulier sur une section de l'andain 5 où ont été pratiquées dans le même temps les trois méthodes. Sur cette section, ont été réalisés 5 points de mesure de flux de méthane et gaz carbonique par chambre à accumulation, 5 mesures de concentrations CH₄/CO₂/O₂ à 80 cm de profondeur, 4 points de mesure par la chambre à renouvellement, et une mesure sur toute la section de l'andain à l'aide du tunnel ventilé. Les données obtenues sont présentées dans la figure et le tableau suivants.

Figure 83 : Représentation des écarts de mesure entre chambre à renouvellement, chambre à accumulation et tunnel, sur une section de l'andain 5 du site A

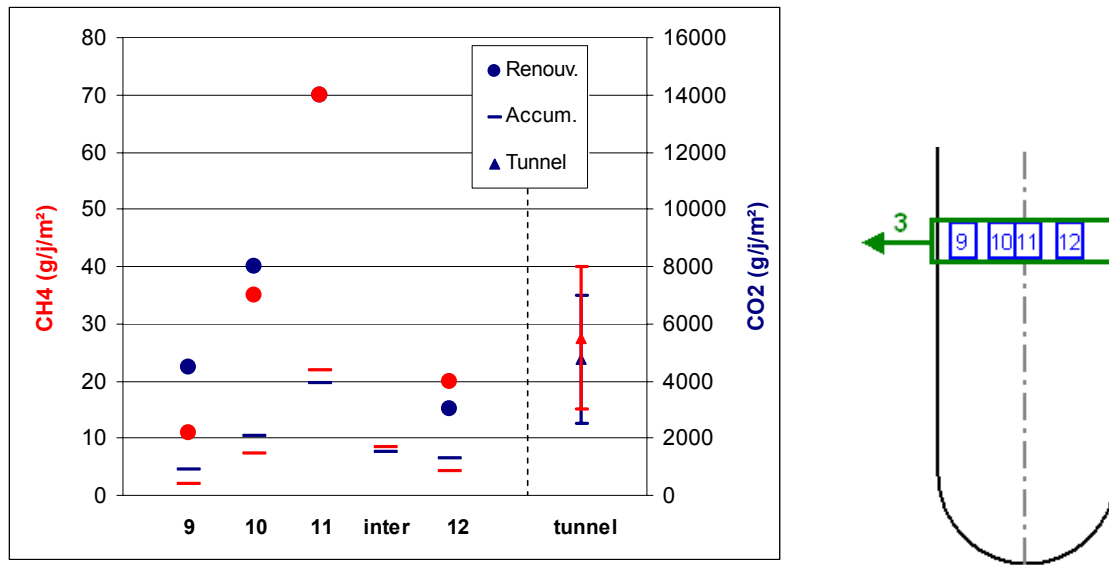


Tableau 33 : Comparaison des facteurs d'émissions de CO₂ et CH₄ obtenus sur une section d'andain par différentes méthodes de mesure et sondages à 80 cm de profondeur

Réf. point	Concentrations à 80 cm (% vol.)			Chambre à accumulation (ml/min/m ²)		Chambre à renouvellement (ml/min/m ²)		Tunnel à balayage (ml/min/m ²)			
	ch. accu	ch. ren.	O ₂ Ecoprobe	CH ₄ Ecoprobe	CO ₂ Ecoprobe	CH ₄ FID	CO ₂ Ecoprobe	CH ₄ INNOVA	CO ₂ INNOVA	CH ₄ INNOVA	CO ₂ INNOVA
1	9		0,22	1,47	19,8	2,0	334	10	1700	15	800
2	10		0,24	1,65	22,4	7,6	776	35	3000		
3	11		0,7	1,56	21,4	22,7	1485	70	5300		
4	--		0,05	1,49	19,3	8,6	565	--	--		
5	12		0,13	1,66	21,9	4,5	477	20	1100		

Tableau 34 : Ensemble des comparaisons de mesures entre la chambre à accumulation et la chambre à renouvellement disponibles sur le site A

Andain	N° point ch. ren.	N° point ch. acc.	CH ₄ (g/j/m ²)		CO ₂ (g/j/m ²)	
			ch. ren.	ch. acc.	ch. ren.	ch. acc.
5	3	50	8	9,4	1250	1700
	4	51	11	9,2	2200	2000
	9	1bis	11	2	4500	900
	10	2bis	35	7,5	8000	2100
	11	3bis	70	22	14000	4000
	12	5bis	20	4,4	3000	1300
6	8	238	35	133	600	6800
7	1	23	4,5	0,6	1250	670
	2	25 & 26	15	0,3	850	1200
Mat 2	13	201	100	41	1200	840
	14	214	70	44	1000	500

L'écart de mesure entre les deux chambres est plus ou moins systématique. Les deux figures suivantes visent à déterminer un facteur de « conversion » entre les deux méthodes de mesure. Dans chacun de ces deux graphiques, un point qui sortait très nettement du lot, considéré comme singulier, a été retiré arbitrairement du calcul, tel qu'indiqué dans la légende.

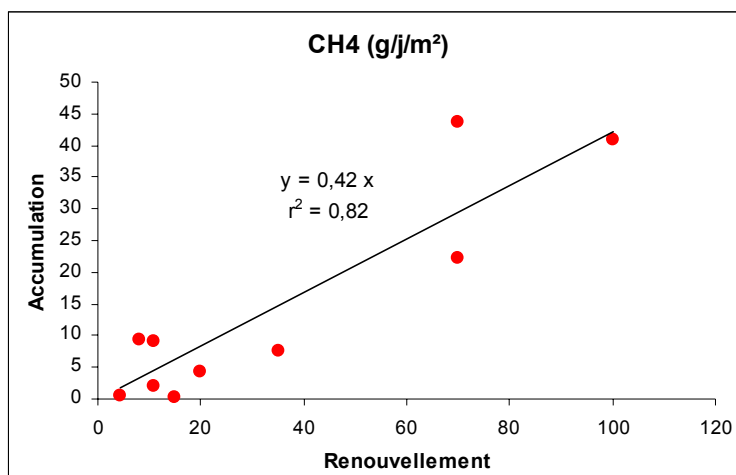
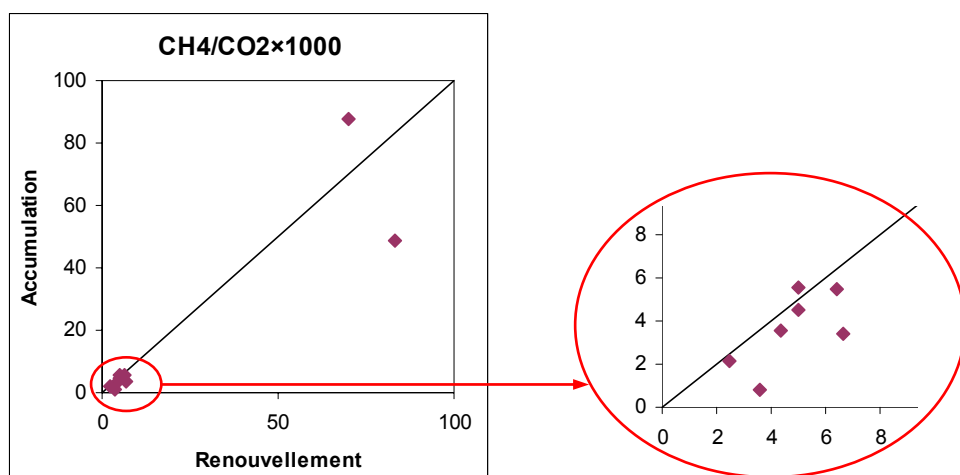
Figure 84 : Corrélation des mesures d'émissions de CH₄ entre chambre à renouvellement et chambre à accumulation sur le site A (hors point 8/238)

Figure 85 : Corrélation des rapports CH_4/CO_2 entre chambre à renouvellement et chambre à accumulation sur le site A (hors point 2/25&26)



Sur le site A, les mesures de CH_4 et CO_2 entre la chambre à renouvellement et à accumulation sont bien corrélées, avec un facteur de corrélation de l'ordre de 2,5, facteur pouvant être lié à la perméabilité du milieu. Le rapport des concentrations gazeuses, ici CH_4/CO_2 , est préservé. Ces observations justifient l'extrapolation faite précédemment sur les données de la chambre à accumulation pour évaluer les facteurs d'émissions moyens « majorés » à l'échelle des andains. Statistiquement, cette analyse gagnerait bien sûr en robustesse si elle pouvait se baser sur un nombre plus élevé de points de comparaison.

Site B

Les essais sur le site B avaient été conçus pour faciliter l'intercomparaison des méthodes, notamment en repérant à cette fin un certain nombre d'emplacements de mesure. Malheureusement, les conditions rencontrées (vent, forte perméabilité du substrat) ont rendu les mesures davantage incertaines, et donc la comparaison également.

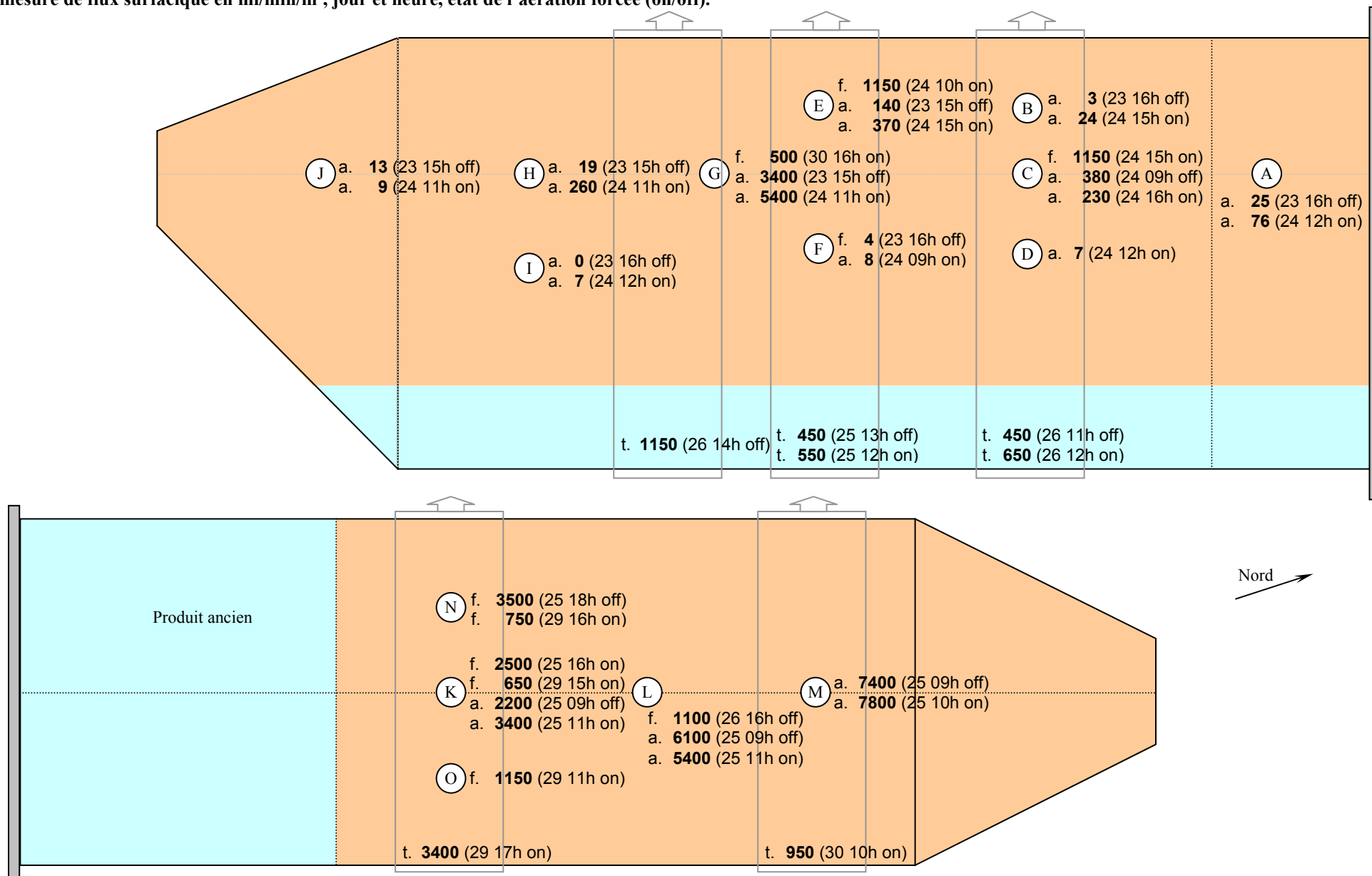
La figure de la page suivante présente les mesures d'émissions obtenues sur les différents emplacements de mesure localisés sur les andains A6 et B6, à l'aide de la chambre à accumulation, de la chambre à renouvellement et du tunnel à balayage. Seules les émissions de CO_2 sont indiquées, les résultats de mesure sur le méthane n'étant pas assez significatifs.

Dans la comparaison, il faut tenir compte de la date : nous avons vu que les émissions décroissent assez rapidement dans les jours suivant la mise en place des casiers.

- Entre la chambre à accumulation et la chambre à renouvellement, l'écart n'est pas systématique. Sur les points E et C, les mesures par accumulation donnent un résultat nettement (environ 5 fois) plus faible que celles à la chambre à renouvellement. Sur le point K, l'écart est plus faible, et plutôt dans l'autre sens, même s'il subsiste une incertitude sur l'évolution des émissions dans le temps.
- Les résultats obtenus avec le tunnel placé transversalement aux andains ne sont pas directement comparables avec ceux des chambres, puisqu'ils intègrent une surface plus importante. Mais ils apparaissent cohérents, sauf la mesure en KNO du 29 octobre, supérieure d'un facteur 4 à la moyenne des mesures à la chambre à renouvellement en chacun de ces points.

Globalement, les ordres de grandeur sont conservés, mais avec des écarts tout de même importants d'une méthode à l'autre, qu'il reste difficile d'interpréter compte tenu à nouveau du faible nombre de point et de la variabilité d'un point à l'autre.

Figure 86 : Mesures ponctuelles d'émissions de CO₂ localisées sur les andains B6 et A6. Dans l'ordre : méthode de mesure (a=accumulation, f=renouvellement, t= tunnel), mesure de flux surfacique en ml/min/m², jour et heure, état de l'aération forcée (on/off).



Interprétation des écarts constatés

Différents facteurs peuvent expliquer les écarts de mesure entre les trois dispositifs de mesure directe utilisés :

- La chambre à accumulation mesure les émissions de nature diffusive et convective avec une précision dépendant entre autre de la gamme de flux surfacique considérée, du matériau poreux constituant le sol et de la vitesse du vent. Dans le cas de la chambre à accumulation de l'INERIS, pour un sol composé de matériau grossier et avec un flux de gaz atteignant 2 à 3 l/min/m², les écarts constatés sur banc de mesure entre le flux émis et le flux mesuré sont d'environ 5-10% sans vent et atteignent 15% avec un vent simulé de 4 m/s. Lorsque les flux d'émissions convectifs sont importants et liés à une porosité forte et hétérogène du substrat, ce qui est souvent le cas des andains de compostage, les résultats de la chambre à accumulation nécessitent une correction. La chambre à accumulation fournit donc, hors correction, une valeur par défaut des facteurs d'émission. Elle rend bien compte de la variabilité spatiale des émissions, la difficulté étant de déterminer le facteur correctif à appliquer à ses résultats (en fonction du produit, du procédé, de l'emplacement...) si l'on souhaite mesurer les émissions réelles. Toutefois, en appliquant les facteurs correctifs déterminés expérimentalement sur le banc d'essais pour un sol constitué de sable grossier, la perturbation du flux causée par la chambre dans les conditions du site étudié devrait être fortement atténuée.
- La chambre à renouvellement et le tunnel ventilé sont conçus pour capter les flux d'émissions convectifs (en plus des flux diffusifs), en les perturbant le moins possible. Pour autant, cette perturbation, liée à la circulation d'air dans la chambre ou le tunnel et aux conditions de pression aux ouvertures, est inévitable, aussi faible soit-elle : différentiels de pression dus à la circulation de l'air dans le dispositif et aux pertes de charge induites, température de l'air au voisinage de la source et phénomène de blocage thermique associé, effet des mouvements d'air sur les émissions notamment pour l'ammoniac (du fait de sa forte solubilité et des échanges liquide-gaz). Globalement, les facteurs d'émission obtenus sont supérieurs à ceux mesurés avec la chambre à accumulation, ce qui est cohérent. Ils sont compatibles également en ordre de grandeur avec les bilans massiques. Mais leur niveau de représentativité exact reste à établir.

La méthode du tunnel ventilé est à revoir, compte tenu de l'incidence constatée du débit de circulation d'air sur le flux mesuré et donc de l'impossibilité, avec le dispositif utilisé, de pouvoir « choisir » la bonne valeur d'émission au-delà d'une large fourchette. Le développement de la méthode nécessitera probablement de mieux comprendre l'influence de la circulation d'air sur les émissions, en particulier en termes de champ de pression et de transferts diffusifs-convectifs.

Malgré les précautions prises, des facteurs externes peuvent expliquer les écarts entre les mesures, outre tout simplement le décalage dans le temps, notamment l'altération de l'état de surface des andains : tassements liés au piétinement, mise à jour des parties humides et chaudes.

Méthodes directes et modélisation inverse

Sur le site B, sur lequel a porté la modélisation inverse, le facteur d'émission d'ammoniac moyen sur les deux premières semaines, évalué à partir de la courbe d'interpolation présentée plus haut, est de 60 ml/min/m². En multipliant par la superficie cumulée des andains A6 et B6, soit 230 m², on arrive à un flux quotidien de 14 kg/j. A comparer aux 24 kg/j mesurés le 29 octobre par modélisation inverse.

Compte tenu des différentes hypothèses dont résultent ces chiffres, cette bonne correspondance des ordres de grandeur est quasi-surprenante.

Comparatif qualitatif entre les 4 méthodes testées

La méthode de mesure par chambre à accumulation donne assez rapidement la répartition au moins qualitative des émissions sur un andain, ce qui permet de réaliser des cartographies. Les essais étant réalisés par deux personnes, le temps de réalisation d'une mesure de flux est de l'ordre de 5 minutes. A titre d'exemple, les 47 points de mesure de flux de l'andain 7 du site A ont ainsi été effectués avec la chambre à accumulation en un peu moins de 4 heures. Habituellement, les points de mesure de flux à la chambre sont complétés, point après point, par la mesure des concentrations interstitielles à la sonde à gaz, le même analyseur Ecoprobe 5 étant utilisé. Sur les andains du site A, le matériau étant humide, la canne a dû être purgée à l'air tous les deux sondages. Au total, 27 points de sondages sur les andains sont réalisés en deux heures environ. Un andain comme l'andain 7 est donc caractérisé (flux + sondages), avec des points tous les 5 mètres, en une journée, lorsque le matériel fonctionne correctement. Cela représente un nombre total de points d'environ 50.

Avec le matériel utilisé, au stade de prototype, les mesures à la chambre à renouvellement et au tunnel ventilé sont plus lourdes à mettre en œuvre. Il faut compter 1 heure par point de mesure, déplacement compris. Ce temps pourrait être réduit avec un matériel optimisé, sauf pour la chambre à renouvellement utilisée en configuration 1 (entrée libre) qui suppose de pratiquer les mesures à différents débits.

La chambre à accumulation est sensible au vent, en particulier pour un matériau grossier comme sur le site B. L'influence d'une saute de vent n'est pas lissée mais au contraire diminue brutalement les concentrations mesurées sur la chambre (un exemple est donné sur le site B). Le vent perturbe aussi la mesure à la chambre à renouvellement (notamment en configuration 1) et au tunnel ventilé, mais de façon moindre. Il joue sur la pression moyenne à l'intérieur de la chambre ou du tunnel, et sur la stabilité des conditions de mesure (circulations d'air, pression). La chambre à renouvellement utilisée en configuration 2 (entrée contrôlée) apparaît comme assez robuste vis-à-vis des conditions de vent. Il faut noter que, indépendamment de la mesure, le vent a une influence notable sur les émissions des andains, sur leur localisation mais probablement aussi quant à leur intensité, puisqu'il agit sur les écoulements d'air internes au compost et donc indirectement sur le procédé (température, oxygénation...).

La mesure par modélisation inverse demande des moyens expérimentaux conséquents : mobilisation et installation du DOAS, de la station météo, acquisition des données, alimentation électrique de l'ensemble, suivi du dispositif durant la période de mesure, modélisation des écoulements et interprétation des données. L'occupation du sol, la présence d'autres sources d'émission, sont autant de contraintes de mise en œuvre. Pour autant, si les conditions sont favorables, la méthode testée devrait permettre d'apprécier les émissions du site dans leur ensemble (y compris celles liées aux manipulations du produit), avec un biais limité, avec une sensibilité suffisante pour des installations comme celle du site B, et probablement de suivre ces émissions dans le temps sur des durées de l'ordre du mois et avec un coût d'intervention limité, une fois le dispositif en place. Pour l'ammoniac, si l'on cherche à ne caractériser que les émissions moyennes du site, la mesure pourrait se faire à moindre coût à l'aide de tubes diffuseurs passifs situés dans l'environnement de l'installation. On pourrait avoir recours aussi à un analyseur en ligne pour suivre la concentration dans le temps en ces différents points, mais cela nécessiterait un appareil d'une sensibilité comparable à celle du DOAS, lequel est capable de détecter des concentrations d'une dizaine de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une longueur de faisceau de 100 m. Un analyseur à spectroscopie par amplification résonante d'absorption (OFCEAS), tel que celui développé par le laboratoire de spectrométrie physique de l'université Joseph Fourier à Grenoble, qui a été testé sur le site A, pourrait parfaitement convenir à cette application.

Le tableau page suivante résume les caractéristiques comparées des 4 méthodes testées.

Tableau 35 : Analyse qualitative comparée des méthodes de mesure d'émissions gazeuses testées

	Adapté à une mesure des émissions :			Possibilité de suivi dans le temps	Facilité et contraintes de mises en œuvre	Conditions favorables ou défavorables	Sensibilité (avec les analyseurs employés), représentativité	Points critiques
	ponctuelle	d'un andain	d'un site					
Chambre à accumulation	Oui	Oui	Non pour les sources « dynamiques » (retournements...)	Non, sauf succession de mesures ponctuelles (1/2 heure : voir influence retournement sur site A)	Autonomie électrique, rapidité de la mesure (50 à 100 points par jour)	Vent nul à faible (sensible aux sautes de vent dans le cas d'un matériau très perméable)	Sensibilité adaptée, limite pour CH ₄ sur site B. Flux minorés sur matériau très perméable (méthode mise au point sur sols plus ou moins argileux)	Perméabilité du matériau (facteur correctif à appliquer) Vent
Chambre à renouvellement	Oui	Oui, avec beaucoup de points	Non pour les sources « dynamiques » (retournements...)	Oui, sur une période de l'ordre du jour	Alimentation électrique Durée de la mesure	Vent modéré	Sensibilité adaptée, limite pour CH ₄ sur site B Représentativité à préciser.	Contrôle des conditions de prélèvement (pression)
Tunnel à balayage	Oui	Oui	Non pour les sources « dynamiques » (retournements...)	Oui, sur une période de l'ordre du jour	Alimentation électrique Durée de la mesure	Vent modéré	Sensibilité adaptée, limite pour CH ₄ sur site B et N ₂ O sur site A. Représentativité à établir, perturbation du champ de pression autour de l'andain	Contrôle des conditions de prélèvement (pression)
Suivi DOAS et modélisation inverse	Non	Oui si isolé	Oui si isolé	Oui, si périodes d'émission distinctes suffisamment identifiées	Alimentation électrique Installation du DOAS à l'extérieur du site	Direction du vent	Sensibilité adaptée (NH ₃). Pour l'essai réalisé, mesures DOAS fortement influencées par le niveau de fond du site.	Distance du DOAS au site

Enseignements, recommandations, lacunes

Variabilité des émissions et mesure

La variabilité spatiale des émissions à l'échelle d'une installation de traitement est une vraie difficulté. Sur le site A, on a vu que même un produit apparemment homogène se comporte très différemment d'un andain à l'autre, et sur un même andain en fonction de la « tranche » considérée ou de la position sur le profil (sommet, côtés, bas). On a vu aussi qu'on ne peut pas négliger a priori les émissions provenant de l'étape de maturation du compost. Le constat vaut aussi pour le site B, et d'autant plus que le produit traité est hétérogène.

Les variations temporelles posent un problème du même ordre. Sur le site B en particulier, on a observé que les émissions variaient très rapidement, dès les premiers jours, en lien avec la cinétique de biodégradation du produit. Ce qui est vrai à l'échelle de quelques jours l'est également à l'échelle de quelques semaines. Les émissions sont différentes aussi selon que l'aération forcée est en marche ou non, et depuis combien de temps. Sur le site A, c'est à chaque retournement des andains que les émissions changent. Enfin, les émissions dépendent des facteurs extérieurs, ce que nous n'avons ici mis en évidence que très partiellement : le vent, mais aussi probablement la température extérieure et la pluie. Ces facteurs ont un effet direct sur les mécanismes et la localisation des émissions, et un effet indirect dans la mesure où ils jouent sur la biodégradation (oxygénation, flux thermiques).

Même en laissant de côté la question des émissions ponctuelles liées aux étapes de manipulation du produit (retournement, criblage...), l'évaluation des émissions à l'échelle d'un site demande donc une stratégie d'échantillonnage bien conçue, à la fois dans l'espace et dans le temps, en fonction de la précision attendue sur le résultat. C'est une contrainte forte pour les mesures directes, un peu moins pour les mesures indirectes qui intègrent l'ensemble des émissions du site et permettent leur suivi dans le temps.

Représentativité des mesures directes

La comparaison des mesures réalisées avec la chambre à accumulation et avec la chambre à renouvellement laisse supposer une assez bonne représentativité des émissions en valeur relative, à la fois entre deux emplacements et entre gaz (certains gaz, tout au moins, probablement pas l'ammoniac). Toutefois le nombre de points sur lesquels nous avons pu faire la comparaison reste limité et ces résultats demanderaient confirmation.

En revanche, les différences dans les conditions de mise en œuvre (apport ou non d'air frais, influence du débit de pompage...) occasionnent des écarts importants entre les mesures réalisées par les différentes méthodes sur un matériau très poreux comme le compost. Sur un tel matériau, on constate que les flux mesurés sont très sensibles aux paramètres intrinsèques de mesure, comme le débit de circulation d'air, mais aussi aux conditions extérieures comme le vent. Les modifications du champ de pression et des écoulements d'air induites par ces dispositifs à la surface du produit, même lorsqu'elles sont de faible ampleur (de l'ordre du dixième de pascal), sont clairement un paramètre déterminant de la qualité de la mesure. Il se peut que d'autres facteurs jouent, comme les concentrations de gaz ou la température à l'intérieur des enceintes de prélèvement. Des expérimentations en conditions contrôlées (laboratoire), associées éventuellement à la modélisation des écoulements gazeux, permettront de mieux comprendre le couplage entre les mécanismes d'émission et le dispositif de mesure.

Indépendamment de l'équipement de prélèvement, pour assurer la représentativité des mesures, il est important de veiller à ne pas perturber la source, concrètement, d'éviter autant que possible de marcher sur l'andain au voisinage du point de mesure et de ne pas modifier l'état de surface. L'influence de ces perturbations sur les émissions mesurées, en fonction de la méthode employée, n'a cependant pas été testée ici.

Suivi DOAS et modélisation inverse : des potentialités à confirmer

L'application de la méthode de la « modélisation inverse » sur le site B et la comparaison des mesures du DOAS aux résultats du modèle de dispersion ont soulevé deux principales limites à l'application de cette méthode. Tout d'abord, la variabilité des émissions, qui peut biaiser les résultats et rendre leur exploitation difficile. Il faudra donc être vigilant aux éventuelles dérives des émissions du site, et prendre garde (le cas échéant) à bien distinguer les périodes de manipulations ou de retournement d'andains. Il conviendra également d'appliquer la méthode sur des périodes pas trop longues, de quelques jours seulement, afin de ne pas introduire de biais liés à la variabilité des émissions que pourrait induire le vieillissement des andains. Mais plus que la variabilité des émissions, l'étude a montré que des valeurs de concentrations issues de mesures réalisées à proximité directe du site (quelques dizaines de mètres) peuvent difficilement être reproduites par un modèle de dispersion. En effet, un niveau de fond important, associé à des phénomènes de « bouffées » turbulentes, rend l'exercice de modélisation très difficile, dans la mesure où les concentrations mesurées dépendent finalement peu des conditions météorologiques, sur lesquelles reposent les modèles de dispersion. Cette proximité rend donc difficile la comparaison des valeurs mesurées et simulées, et limite dans de nombreux cas l'utilisation de la méthode.

Afin d'évaluer la méthode de modélisation inverse sur les sites de compostage, méthode qui donne par ailleurs de bons résultats sur d'autres types de site (projet de norme prEN 15445⁹), nous préconisons donc de réaliser des mesures de concentration à une distance d'au moins 300 mètres des sources, en terrain dégagé, afin d'améliorer les corrélations entre les mesures et les résultats du modèle, et de réduire le niveau de fond qui perturbe les comparaisons modèle / mesures. En cas de difficulté d'implantation du DOAS, on peut tout à fait imaginer remplacer le système optique par 2 ou 3 systèmes de mesures ponctuelles (cf. discussion précédente).

Ces précautions prises, on pourrait objectivement espérer pouvoir obtenir des corrélations modèle / mesures satisfaisantes, gage de la fiabilité de la méthode. Une bonne corrélation signifierait que le modèle peut expliquer les observations, et que l'incertitude sur le calcul des émissions dépend uniquement des incertitudes sur les mesures et sur le modèle, incertitudes que l'on peut raisonnablement estimer inférieures au facteur 2. Cette méthode de modélisation inverse présenterait alors une complémentarité très intéressante aux moyens de mesure directs :

- Tout d'abord, le fait d'être une méthode « non-intrusive », est un atout très important, notamment concernant des gaz comme l'ammoniac. Rappelons que cette méthode peut également s'appliquer à d'autres polluants, le tout étant de pouvoir mesurer ces polluants dans l'environnement.
- Ensuite, cette méthode permet d'évaluer les émissions à l'échelle du site entier, finalité qui ne pourra être obtenue par des mesures directes qu'à partir d'extrapolations.
- Enfin, on peut très bien imaginer appliquer cette méthode sur des phases spécifiques de l'activité du site, ce qui permettrait d'évaluer les émissions relatives à chacune de ces phases d'activité, encore une fois à l'échelle du site.

Thermographie infrarouge

Tel que nous avons procédé, nous n'avons finalement pas pu faire le rapprochement entre les résultats de thermographie et la mesure des émissions. Mais cette première application a montré d'une part la faisabilité de la méthode, et d'autre part les précautions à prendre.

⁹ Émissions fugitives et diffuses de problèmes communs aux secteurs industriels – Évaluation des sources fugitives de poussières par modélisation de dispersion inverse

Les prises de vues sont à réaliser avant toute perturbation de la surface (traces de pas, aménagement des points de prélèvement), d'assez près et avec un angle aussi constant que possible par rapport à la surface. Ces conditions sont à concilier avec un dispositif efficace de repérage des emplacements photographiés.

Il aurait été souhaitable aussi de pouvoir corrélérer les données de thermographie à des mesures de température de subsurface et du cœur de l'andain, pour mieux les interpréter.

Intérêt et difficultés du bilan matière

Le bilan matière peut être, au moins pour certaines étapes du procédé, la manière la plus fiable et la moins coûteuse d'estimer les pertes de carbone, donc les émissions de CO₂ moyennes sur une période de temps donnée. Pour être significatif et suffisamment précis, il requiert cependant des précautions particulières d'échantillonnage et d'analyse du produit, d'autant plus que la période sur laquelle on le réalise est courte et donc que la biodégradation subie par le produit est faible. Pour cela, la norme EN 14899 sur l'échantillonnage des déchets¹⁰ peut fournir un cadre méthodologique utile.

Couplé à des mesures d'émissions gazeuses, le bilan matière peut permettre de caler ces mesures pour d'autres gaz que le CO₂, dès lors que les émissions de CO₂ sont mesurées conjointement. Un autre intérêt de mesurer systématiquement les émissions de CO₂ est de pouvoir rapporter les émissions des gaz étudiés à l'importance de la biodégradation du produit.

Les spécificités de l'ammoniac

Comme on l'a vu, la mesure des émissions d'ammoniac issues du compostage est particulièrement délicate via les méthodes directes, compte tenu des mécanismes de volatilisation de ce gaz et de sa capacité à se solubiliser dans les condensats. Notamment, le dispositif de mesure utilisé ici était inadapté, les condensations dans la chambre à renouvellement (pas dans le tunnel), sur la ligne de prélèvement et au niveau de l'analyseur, conduisant à des phénomènes de rétention et de relargage à l'origine de retards dans l'analyse des changements de concentration. Nous avons donc dû, pour une source donnée, faire durer l'analyse suffisamment longtemps (de l'ordre du quart d'heure) pour obtenir une mesure stabilisée des concentrations. L'analyse en ligne de l'ammoniac sur les gaz du compostage demande en effet un matériel ou protocole d'analyse spécifique : dilution avec de l'air sec, ligne d'analyse chauffée, ou à défaut solution alternative de type piègeage acide, à rapporter par exemple aux émissions de CO₂ sur la même période.

Une fois réglée la question de l'analyse proprement dite, reste celle de la représentativité des flux mesurés par rapport aux émissions réelles, puisque leur valeur dépend de la vitesse de balayage dans le dispositif de prélèvement.

Inversement, l'ammoniac ne pose pas de problème particulier pour le suivi de ses concentrations dans l'environnement, en particulier avec des méthodes optiques comme le DOAS.

¹⁰ NF EN 14899. Caractérisation des déchets. Prélèvement des déchets. Procédure-cadre pour l'élaboration et la mise en œuvre d'un plan d'échantillonnage (indice de classement : X30-400)

Conclusion générale et perspectives

Globalement, les deux campagnes réalisées ont permis de remplir les objectifs du projet, à savoir tester différentes méthodes de mesure des émissions surfaciques, sur deux sites présentant des caractéristiques et des conditions de mesure très différentes.

Par rapport à ce qui était prévu, un certain nombre de difficultés ont été rencontrées :

- Les contraintes et la durée de mise en œuvre ont été sous-estimées pour la chambre à renouvellement et le tunnel ventilé, d'où un nombre de mesures plus faible qu'envisagé initialement et une difficulté pratique à coupler ces mesures avec celles réalisées à la chambre à accumulation.
- Sur le site B, du fait du vent et de la perméabilité du substrat, on a atteint les limites des méthodes de mesure directes, particulièrement la chambre à accumulation, rendant difficile l'interprétation des résultats.
- Pour la méthode par modélisation inverse, la corrélation obtenue entre les concentrations mesurées par DOAS et les données du modèle n'est pas aussi bonne qu'on pouvait l'espérer, du fait notamment de la proximité du faisceau DOAS par rapport aux andains, rendant la détermination des émissions incertaine.

Par ailleurs, des questions restent posées, sur la représentativité des mesures et sur l'interprétation des écarts constatés entre méthodes, que nous avons détaillées précédemment et qui supposeront des investigations complémentaires.

Malgré ces quelques limitations, il faut souligner que ce travail n'avait d'autre ambition que de contribuer à l'avancée des méthodes de mesure des émissions gazeuses. Dans ce sens, les essais réalisés ont permis de mieux percevoir les potentialités et limites des différentes méthodes, les précautions à prendre et les paramètres clés de mise en œuvre, les développements encore nécessaires. Ils ont aussi fourni de nombreuses données d'émissions sur les deux sites étudiés.

Pour les méthodes directes de mesure des émissions, les progrès à venir sont sans doute maintenant à rechercher surtout dans la meilleure compréhension des phénomènes, notamment aérauliques, liés aux émissions et à la mesure. Cela passera vraisemblablement par des travaux en conditions contrôlées pour tester les paramètres déterminants et la représentativité des mesures (banc d'émission sur milieu poreux), associés à de la modélisation.

En ce qui concerne l'utilisation de la modélisation inverse, une nouvelle campagne en vraie grandeur sera nécessaire, avec un protocole adapté, pour mieux percevoir les potentialités de la méthode en termes de mesure d'émissions moyennes, de suivi dans le temps des émissions, et de caractérisation des émissions liées à des opérations comme le retournement d'andains. L'ammoniac présente un intérêt spécifique du fait de la difficulté à mesurer ses émissions par des méthodes directes, mais les résultats obtenus seront extrapolables à d'autres gaz.

Annexes

Résultats bruts des analyses sur composts

Site A

Tableau 36 : Teneur en matière sèche des échantillons de compost du site A

N° échantillon	16 avril	24 avril
9 m	48,4%	49,4%
19 m	51,5%	51,6%
29 m	49,1%	49,3%
39 m	49,2%	49,6%
Moyenne	49,6%	49,9%
Ecart-type	1,4%	1,1%

Tableau 37 : Mesures de taux de matière organique sur les échantillons de compost du site A – 16 avril

16 avril	Analyses					% MO moyen
	% MO 1	% MO 2	% MO 3	% MO 4	écart-type	
9 m	72,3%	73,3%				72,8%
19 m	69,6%	68,9%				69,3%
29 m	69,6%	70,9%				70,2%
39 m	69,9%	68,7%	70,2%	69,3%	0,7%	69,5%
					moyenne	70,3%
					écart-type	1,6%

Tableau 38 : Mesures de taux de matière organique sur les échantillons de compost du site A – 24 avril

24 avril	Analyses					% MO moyen
	% MO 1	% MO 2	% MO 3	% MO 4	écart-type	
9 m	71,1%	72,3%	72,1%	71,6%	0,6%	71,8%
19 m	67,0%	67,6%				67,3%
29 m	69,3%	69,4%				69,3%
39 m	67,2%	68,5%				67,8%
					moyenne	69,1%
					écart-type	2,0%

Tableau 39 : Analyses de carbone total sur les échantillons de compost du site A (en % MS)

Echantillon	16 avril			24 avril		
	analyse 1	analyse 2	moyenne	analyse 1	analyse 2	moyenne
9 m	37,2%	38,4%	37,8%	cf. infra		35,8%
19 m	36,4%	34,3%	35,3%	37,0%	35,2%	36,1%
29 m	36,8%	37,6%	37,2%	36,1%	36,3%	36,2%
39 m	cf. infra		33,5%	36,5%	34,9%	35,7%
Moyenne			35,9%			35,9%
Ecart-type			2,0%			0,3%

Tableau 40 : Répétitions d'analyses de carbone total pour la détermination de la variance d'analyse sur les produits du site A (en % MS)

Echantillon	Analyses												moy	éc-t
16/4 39m	33,8%	33,1%	34,3%	34,1%	35,2%	33,2%	31,8%	32,8%	32,9%	33,2%	33,6%	33,5%	0,9%	
24/4 9m	35,1%	35,3%	36,9%	35,7%	36,3%	35,9%	36,3%	35,3%	35,3%	35,6%	35,7%	35,8%	0,6%	

Site B

Tableau 41 : Teneur en matière sèche des échantillons de compost du site B

N° échantillon	16 oct.	31 oct.
1	48,4%	63,0%
2	49,9%	63,4%
3	49,0%	60,9%
4	51,6%	62,9%
5	46,1%	65,7%
6	52,3%	61,2%
7	36,9%	61,4%
8	49,8%	58,9%
9	48,7%	67,6%
10	48,7%	58,7%
11	64,2%	61,9%
12	48,1%	63,4%
Moyenne	49,5%	62,4%
Ecart-type	6,0%	2,6%

Tableau 42 : Mesures de taux de matière organique sur les échantillons de compost du site B – 16 octobre

Echantillons du 16 oct.	Analyses					% MO moyen
	% MO 1	% MO 2	% MO 3	% MO 4	écart-type	
1	72,9%	70,6%				71,8%
2	72,4%	73,3%				72,8%
3	68,7%	68,8%				68,7%
4	74,0%	72,1%				73,1%
5	78,0%	78,1%				78,0%
6	77,7%	77,0%				77,4%
7	69,2%	68,4%				68,8%
8	69,9%	68,8%				69,3%
9	67,8%	67,2%				67,5%
10	67,1%	67,5%	67,6%	68,7%	0,7%	67,7%
11	68,1%	68,2%				68,2%
12	77,0%	77,7%				77,4%
moyenne						71,7%
écart-type						4,0%

Tableau 43 : Mesures de taux de matière organique sur les échantillons de compost du site B – 31 octobre

Echantillons du 31 oct.	Analyses					% MO moyen
	% MO 1	% MO 2	% MO 3	% MO 4	écart-type	
1	74,1%	73,1%				73,6%
2	73,2%	74,8%	73,5%	75,3%	1,0%	74,2%
3	74,1%	72,1%				73,1%
4	72,8%	73,2%				73,0%
5	73,6%	70,0%				71,8%
6	70,8%	71,7%				71,2%
7	72,4%	73,1%				72,7%
8	71,8%	74,3%				73,1%
9	67,5%	66,7%				67,1%
10	71,6%	71,2%				71,4%
11	66,9%	65,9%				66,4%
12	73,3%	71,9%				72,6%
moyenne						71,7%
écart-type						2,5%

Tableau 44 : Analyses de carbone total sur les trois groupes d'échantillons de compost du site B (en % MS)

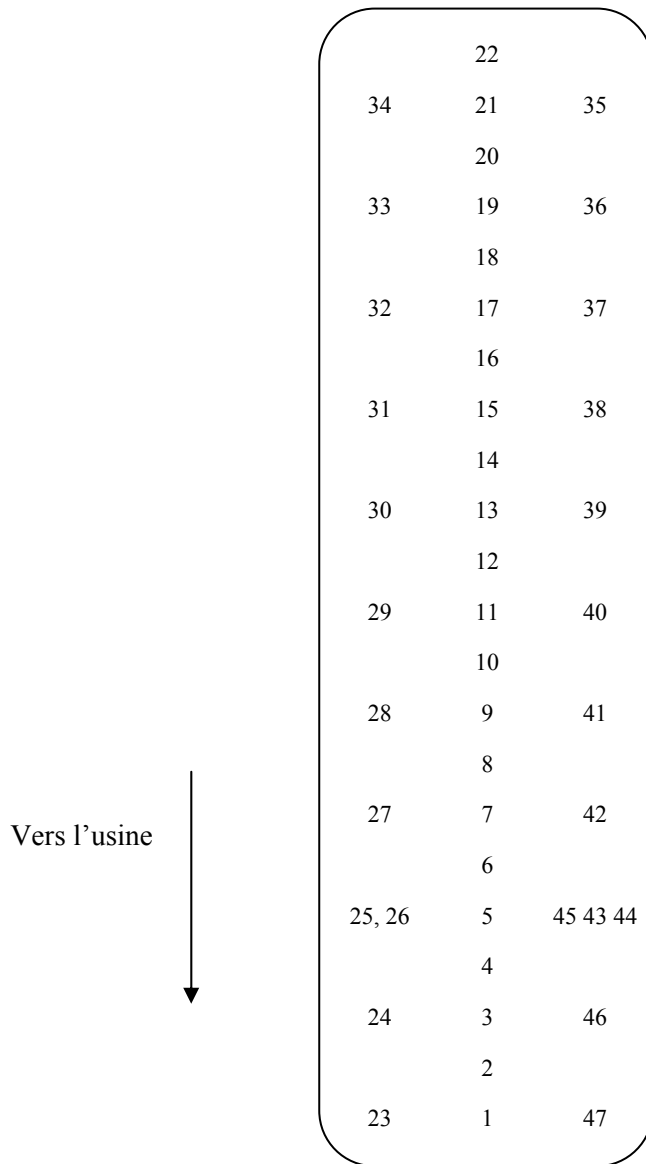
Groupes d'échantillons	16 oct.	31 oct.
1-4	37,8%	38,0%
5-8	38,5%	37,6%
9-12	36,5%	36,0%
Moyenne	37,6%	37,2%
Ecart-type	1,0%	1,0%

Tableau 45 : Répétitions d'analyses de carbone total pour la détermination de la variance d'analyse sur les produits du site B (en % MS)

Echantillon	Analyses											moy	éc-t
16 oct n°10	33,2%	34,8%	35,3%	33,7%	35,2%	33,1%	32,9%	35,8%	34,4%	35,0%	35,1%	34,4%	1,0%
31 oct n°2	39,1%	36,3%	37,4%	33,1%	33,1%	37,8%	35,1%	37,0%	35,8%	35,6%	32,7%	35,7%	2,1%

Détail des mesures de flux par accumulation et des résultats de sondage sur le site A

Figure 87 : Répartition des points de mesure de flux sur l'andain 7 – Site A



Echelle : entre les points du sommet : 2,50m ; entre les points des flancs : 5 m.

Tableau 46 : Mesures de flux (chambre à accumulation) sur l'andain 7 – site A

Point	Flux CH ₄ ml/m ² /min	Flux CO ₂ ml/m ² /min
1	2,01	750
2	1,58	814
3	0,72	806
4	0,58	733
5	0,86	641
6	1,58	620
7	1,58	403
8	2,59	382
9	2,30	512
10	1,44	457
11	5,32	578
12	5,32	461
13	1,87	365
14	3,45	253
15	1,01	221
16	2,73	194
17	4,89	119
18	5,03	216
19	4,60	244
20	11,64	240
21	17,83	628
22	4,03	318
23	0,58	247
24	0,43	403
25	0,29	426
26	0,29	457
27	1,73	263

Point	Flux CH ₄ ml/m ² /min	Flux CO ₂ ml/m ² /min
28	1,58	144
29	1,01	155
30	1,01	121
31	1,15	109
32	5,89	161
33	7,62	213
34	7,19	92
35	1,15	88
36	1,29	72
37	1,58	69
38	0,43	78
39	1,24	158
40	0,72	131
41	1,35	214
42	0,93	177
43	0,29	342
44	0,29	279
45	0,29	339
46	0,58	260
47	0,35	203
Moyennes	2,60	322

Figure 88 : Répartition des points de sondage sur l’andain 7 – Site A

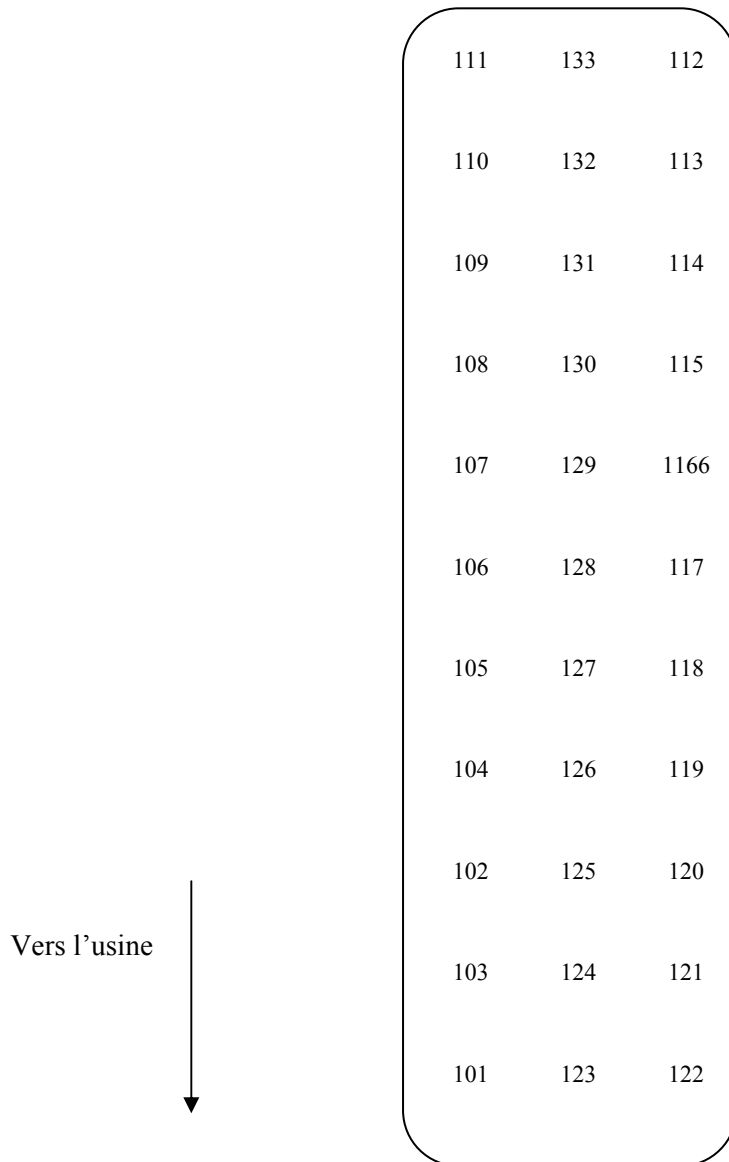


Tableau 47 : Résultats de mesure des sondages à 80 cm de profondeur sur l'andain 7 - site A

	CH ₄	CO ₂	O ₂
Point	% v/v	% v/v	% v/v
101	0.07	12.69	4.47
102	0.00	15.43	2.52
103	0.00	17.43	0.31
104	0.25	14.48	4.75
105	0.35	15.02	2.89
106	0.14	16.20	4.65
107	0.21	14.67	5.57
108	0.28	14.20	4.67
109	1.40	14.09	3.97
110	1.05	13.22	2.58
111	1.09	14.55	2.33
112	0.72	17.89	1.15
113	1.44	15.86	2.05
114	1.03	17.31	2.72
115	0.17	13.36	5.74
116	0.30	14.87	4.98
117	0.13	15.13	4.2
118	0.25	14.07	4.38
119	0.21	16.52	3.33
120	0.00	16.76	1.39
121	0.11	16.59	2.1
122	0.05	12.88	4.37
123	0.10	20.87	0.46
124	0.07	20.15	1
125	0.03	20.15	0.76
126	0.25	21.95	1.35
127	0.25	18.17	2.81
128	0.15	20.06	3.2
129	0.16	14.58	4.75
130	0.15	16.51	5.21
131	1.13	18.21	4.19
132	0.56	12.18	3.96
133	1.66	18.66	1.45

Figure 89 : Répartition des points de mesure de flux sur l'andain 6 – Site A

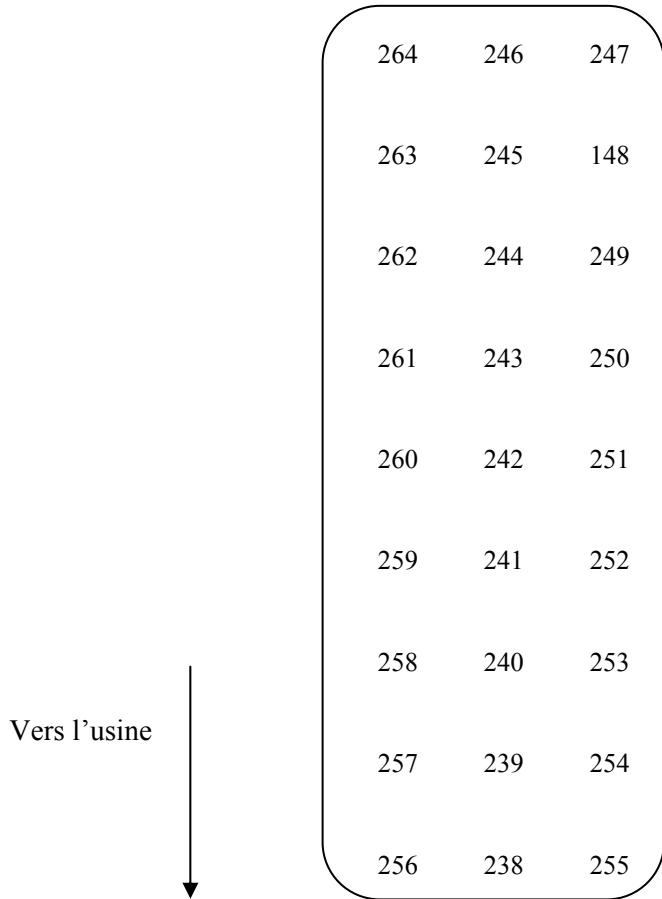


Figure 90 : Répartition des points de sondage sur l’andain 6 – Site A

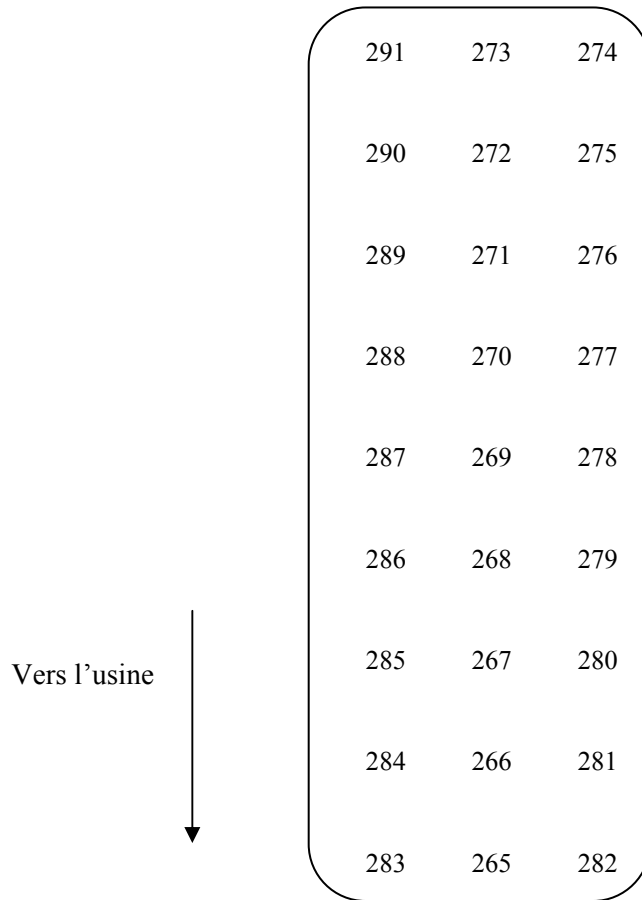


Tableau 48 : Résultats de mesures sur chambre à accumulation et sondages sur l'andain n° 6 - site A (25 avril)

Chambre à accumulation				Sonde à gaz 80 cm			
Point Flux n°	Flux FID-CH ₄ , ml/min/m ²	Flux CH ₄ , ecoprobe, ml/min /m ²	Flux CO ₂ , ecoprobe, ml/min/m ²	Point sondage n°	Oxygène, Ecoprobe % vol	CH ₄ , Ecoprobe % vol	CO ₂ , Ecoprobe % vol
238	135,8	121,5	2530	265	0,07	0,739	24,68
239	53,2		888	266	1,08	0,265	20,63
240	45,7		909	267	0,71	0,239	22,6
241	37,2		443	268	2,29	0,348	19,32
242	10,5		518	269	2,88	0,053	15,77
243	3,2		295	270	3,73	0,037	17,18
244	28,8	53,5	543	271	0,97	0,027	23,6
245	108,7	115,7	733	272	0,61	0,8	22,68
246	85,1	113,1	89	273	0,84	0,47	23,97
247	6,6		72	274	2,17	0,333	16,94
248	5,6		52	275	2,18	0,561	16,13
249	1,8		62	276	1,19	0,171	18,36
250	0,0		63	277	4,99	0,015	14,73
251	4,1		78	278	2,92	0,132	15,16
252	7,3		65	279	5,02	0,466	14,24
253	5,1		93	280	4,05	0,194	13,8
254	4,1		114	281	4,13	0,12	9
255	23,0		22	282	1,54	0,445	18,15
256	32,2		1553	283	1,93	0,306	18,02
257	28,0	25,3	648	284	1,39	0,24	17,07
258	31,1	30,2	283	285	0,57	0,437	20,14
259	14,5		126	286	3,57	0,22	16,52
260	29,3	41,5	102	287	5,21	0,4	13,63
261	16,7		217	288	3,49	0,14	17,54
262	43,3	56,5	175	289	5,02	0,2	14,5
263	8,6		25	290	8,54	0,26	11,69
264	12,4		84	291	6,97	0,359	12
Flux moyens	29,0		399				

- 1) Sommet de l'andain
- 2) Flanc au soleil le matin et au vent l'après-midi (est)
- 3) Flanc à l'ombre et sous le vent (ouest, abrité par le hangar)

Remarque : les flux en méthane mesurés avec l'analyseur FID et ceux mesurés avec l'Ecoprobe montrent un écart moyen de l'ordre de 22 % pour 8 déterminations (les valeurs allant de 2 à 86 %)

Figure 91 : Implantation des points de sondage – andain n° 5 (cartouche bleu : section chambre à renouvellement)

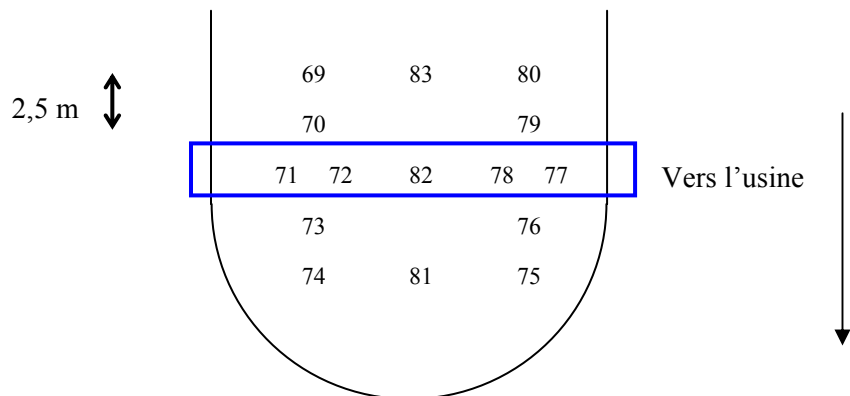


Tableau 49 : Teneurs en méthane et gaz carbonique en % v/v, à 80 cm de profondeur, avant et après retournement

	Date/heure	19/4/07 10:45	19/4/07 11:20	19/4/07 12:25	19/4/07 15:05	19/4/07 17:33	20/4/07 9:05
	N° point						
CH₄	81	3.44	RETOURNEMENT	0.36	1.35	1.90	4.04
	82	3.21		0.22	0.45	0.70	1.48
	83	1.55		0.24	0.66	0.93	1.60
CO₂	81	20.33		11.42	13.58	16.21	21.62
	82	19.98		11.41	13.39	15.14	19.12
	83	19.84		10.85	12.53	14.86	20.44

Figure 92 : Répartition des points de mesure de flux sur l’andain MAT 2 – site A

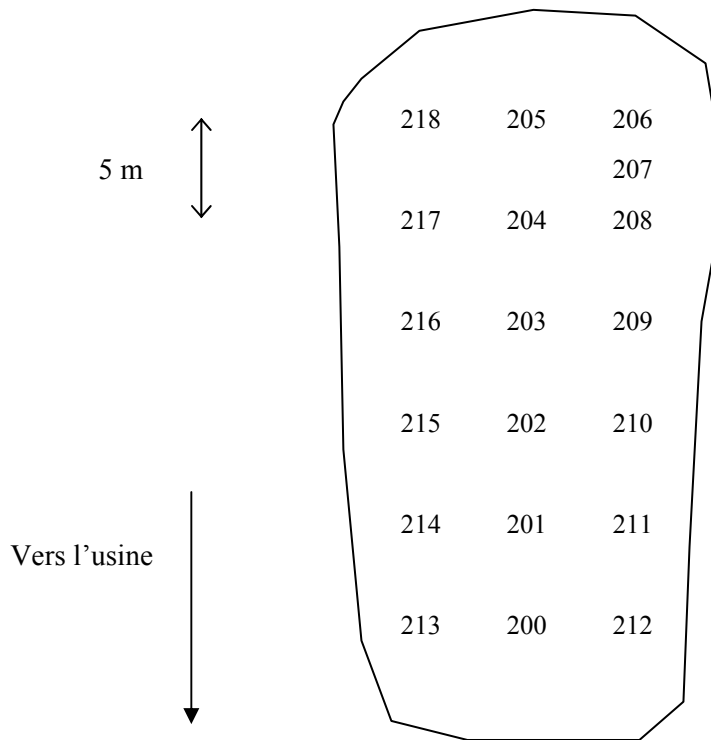


Figure 93 : Implantation des points de sondage – andain MAT 2 – site A

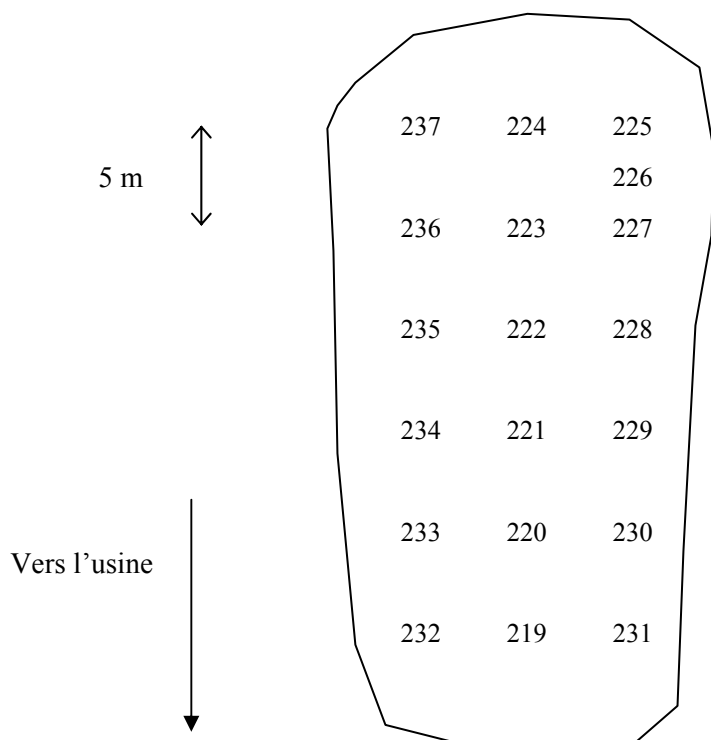


Tableau 50 : Résultats de mesures sur chambre à accumulation et sondages sur l'andain n° Mat 2 - site A

Chambre à accumulation			Sondages			
Point flux n°	Flux CH ₄ FID, ml/min/m ²	Flux CO ₂ ecoprobe, ml/min/m ²	Point sondage n°	Oxygène, Ecoprobe, % vol	CH ₄ , Ecoprobe, % vol	CO ₂ , Ecoprobe, % vol
200	40,3	196	219	3,22	4,99	17,66
201	41,7	309	220	2,01	5,61	17,97
202	61,1	487	221	1,66	7,75	17,98
203	77,6	348	222	4,21	10,74	17,16
204	109,3	611	223	2,48	6,22	16,17
205	41,7	326	224	2,22	6,07	17,69
206	48,9	286	225	2,65	6,33	18,92
207	20,1	168	226	3,76	3,92	15,52
208	34,5	210	227	4,86	5,82	13,38
209	234,3	554	228	0,45	18,87	23,63
210	73,3	302	229	1,66	9,44	18,73
211	50,3	215	230	4,29	6,47	15,47
212	30,2	180	231	7,2	2,89	11,01
213	35,9	180	232	5,19	4,94	13,81
214	44,6	184	233	2,92	6,71	15,98
215	39,5	244	234	0,35	8,97	19,18
216	76,2	413	235	0,7	9,31	17,43
217	12,9	204	236	3,17	2,59	13,69
218	18,7	272	237	2,96	3,65	14,69
Valeurs moyennes	57,4	299,4		2,95	6,91	16,64

Caractéristiques techniques du modèle de dispersion ADMS4

1. Aspects techniques : modélisation atmosphérique

➤ Description verticale de la couche atmosphérique (entre la surface et 2000 mètres d'altitude)

L'un des points forts de ADMS est de ne plus décrire la stabilité de l'atmosphère grâce aux classes de Pasquill-Gifford (utilisées depuis les années 60), mais grâce à des paramètres physiques qui varient de façon continue (analyse d'échelle permettant notamment de caractériser le niveau de turbulence atmosphérique dans les 3 dimensions). Cette nouvelle approche présente deux avantages majeurs :

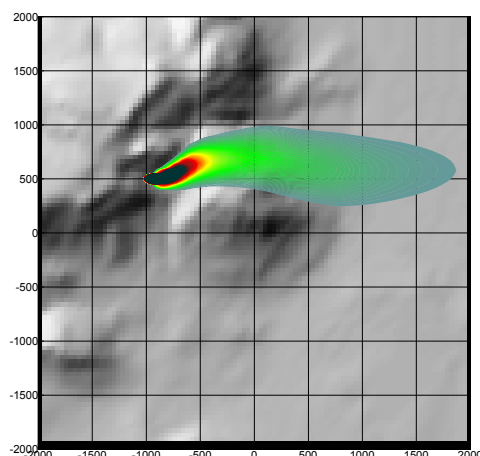
- Une description continue de l'atmosphère, et non plus sous forme de classes limitant le nombre de situations météorologiques.
- Une description verticale de l'atmosphère, prenant en compte la turbulence atmosphérique générée par le frottement du vent au sol et le réchauffement de la surface par le rayonnement solaire. La couche atmosphérique n'est donc plus considérée comme une couche homogène et les paramètres de dispersion varient dans les 3 dimensions.

➤ Pré-processeur météorologique

ADMS intègre par ailleurs un pré-processeur météorologique, qui recalcule les profils verticaux des paramètres météorologiques (vent, température, turbulence), à partir des données de surface fournies par Météo France et des paramètres du site (occupation des sols et topographie). Une fois les profils verticaux établis, ADMS peut simuler la dispersion des panaches.

➤ Prise en compte du relief et de l'occupation des sols

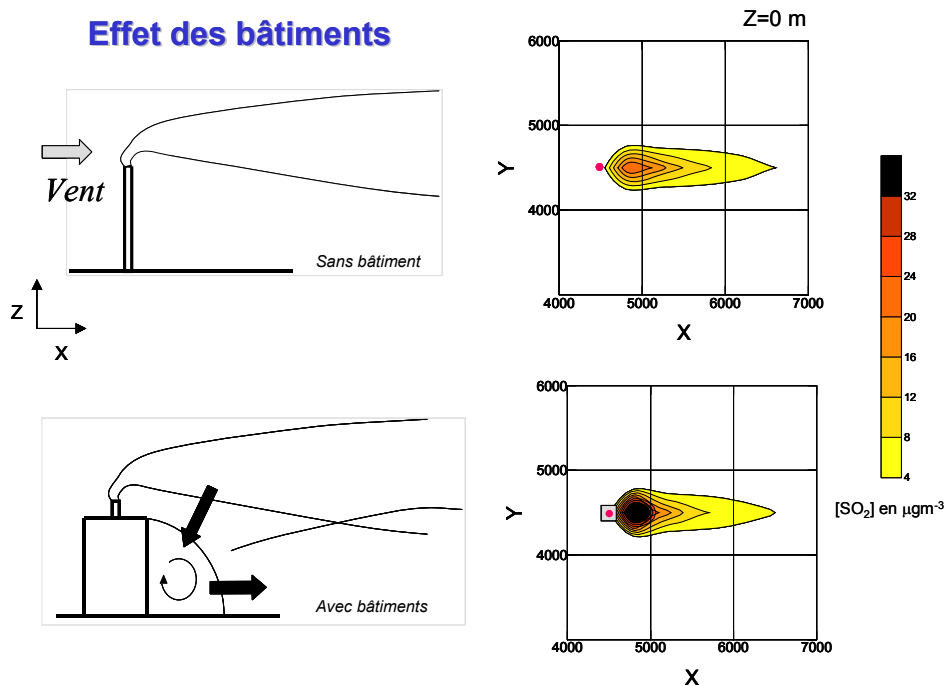
ADMS intègre un modèle fluide diagnostique, FLOWSTAR, qui calcule au besoin les champs de vent et de turbulence en 3D (résolution horizontale de l'ordre de 100 mètres, sur 10 niveaux verticaux) sur tout le domaine d'étude, pour chaque situation météorologique horaire ou tri-horaire. Il utilise les données topographiques directement disponibles auprès de l'IGN (Institut géographique national). Les modèles gaussiens « classiques » ne prennent généralement en compte le relief que de façon très grossière, en réévaluant de façon approximative la hauteur des panaches par rapport au sol. Le vent reste néanmoins constant sur tout le domaine d'étude. La modification de la trajectoire d'un panache liée à la présence d'une colline n'est pas envisageable, contrairement à ce qui est calculé par ADMS (exemple de résultat ci-dessous).



Dispersion d'un panache par ADMS sur un relief complexe.

➤ Un module de bâtiment

Un module de bâtiment (« Buildings Option ») permet de prendre en compte l'influence des bâtiments d'un site industriel sur la dispersion des panaches. A titre d'exemple, un exutoire situé en toiture d'un bâtiment industriel de 30 mètres, sera considéré comme une cheminée de 30 mètres de hauteur placée sur un terrain plat par les modèles gaussiens « classiques ». Au contraire, ADMS peut prendre en compte l'influence des bâtiments susceptibles de fortement perturber la dispersion (rabattement de panache, zones de recirculation...).

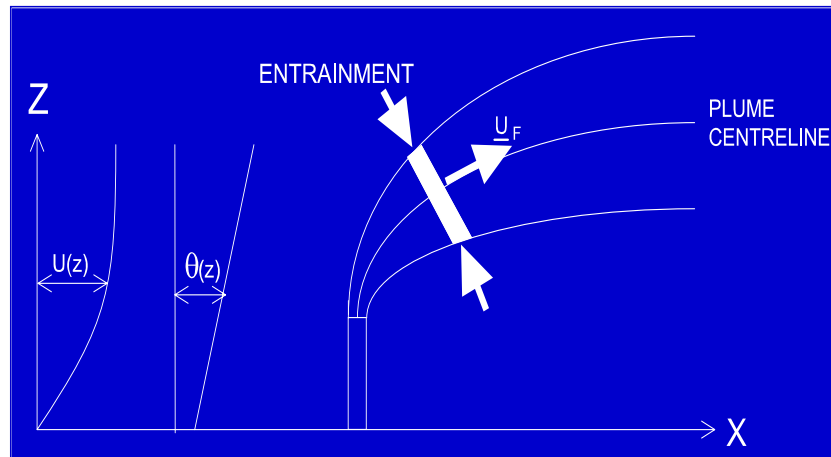


Effet d'un bâtiment industriel sur la dispersion d'un panache

➤ Un modèle intégral de trajectoire de panache

Afin de tenir compte des effets de vitesse et de température en sortie de cheminée sur l'élévation des panaches, beaucoup de modèles utilisent une simple « sur-hauteur » estimée empiriquement (formules de Holland, Briggs...). ADMS utilise un modèle Lagrangien qui calcule précisément la trajectoire des panaches en sortie de cheminée, en fonction des paramètres d'émission (vitesse et température) et des conditions atmosphériques (profils de vent et de température). Ce modèle améliore nettement la précision des concentrations calculées. Il prend également en compte les effets de sillage des cheminées (turbulence), lorsque celles-ci ont un diamètre important.

Remarque : ce sont principalement ces phénomènes turbulents induits par les bâtiments, la turbulence en sortie de cheminée et les effets de sillage qui font que les modèles gaussiens « classiques » ne sont pas valides dans un rayon inférieur à 100 mètres de la source, ce qui n'est pas le cas de ADMS dont le module bâtiment a par exemple été complètement validé par des tests en soufflerie.

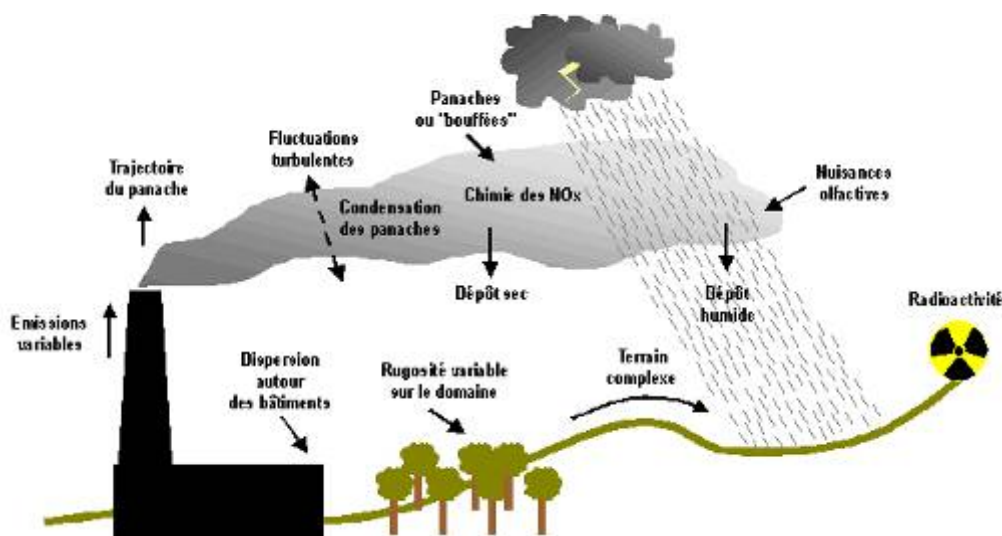


Modèle intégral de trajectoire utilisé dans ADMS

2. Modules intégrés au logiciel ADMS

Outre ses avantages techniques, ADMS intègre dans sa version de base de nombreux modules permettant de faire des calculs spécifiques.

- ✓ Un module de « bouffée » (« Puff »), qui permet d'étudier la dispersion d'émissions accidentelles en fonction du temps (régime non-stationnaire). Ce module permet de calculer des doses pour des points spécifiques.
- ✓ Module chimique, permettant de calculer la répartition NO/NO₂ et la concentration en ozone : en général, les taux d'émissions concernent en effets les NO_x, et les valeurs réglementaires le NO₂. Un calcul photochimique est donc nécessaire.
- ✓ Un module de côte, permettant de prendre en compte l'interface terre/mer lorsque les sites sont situés en bordure de mer.
- ✓ Un module permettant d'entrer des profils temporaires d'émission (exemple : arrêt des installation la nuit ou le week-end), mais également des données horaires d'émission.
- ✓ Un module permettant de modéliser les nuisances olfactives (résultats en unités odeurs et calcul statistique de nombre de dépassement de seuil annuel), et de prendre en compte les fluctuations turbulentes des concentrations à très court-terme (quelques secondes).
- ✓ Module permettant de calculer les nuisances visuelles des panaches (condensation des panaches en fonction des conditions météorologiques).
- ✓ Un module « Radioactivité », permettant de calculer la décroissance radioactive de polluants spécifiques et la décomposition des isotopes en éléments filles.



Phénomènes et processus pris en compte par ADMS3

3. Validation et références

ADMS a été validé internationalement : comparaison modèle/mesures, publication dans des revues scientifiques internationales, présentation régulière aux Conférences internationales d'harmonisation, validation grâce à l'outil européen d'évaluation « Model Validation Kit »,...

A ce titre, ADMS est utilisé par de nombreuses références nationales et internationales : INERIS, AFSSET, DRASS Ile de France, IRSN, CEA Cadarache, Météo France, Ecole Centrale de Lyon, ASPA, AIRFOBEP, AIR Languedoc Roussillon, TOTAL, RHODIA, SOLVAY France, BP, Shell, Exxon, Texaco, Conoco, PowerGen, Nuclear Electric, Astra Zeneca, ainsi que de nombreuses sociétés d'ingénierie et bureaux d'études (Rhoditech, SNPE, URS France, APAVE, SOGREA, BURGEAP...).

ADMS est préconisé par l'INERIS dans le *Guide Méthodologique de l'Evaluation des risques liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des ICPE*, 2003. Il est considéré par l'InVS (rapport *Incinérateur et santé*, 2003) comme étant « à la pointe des dernières mises à jour scientifiques en matière de modèle gaussien ».

Table des illustrations

Tableaux

Tableau 1 : Récapitulatif des mesures effectuées (nombre) et des gaz analysés	17
Tableau 2 : Constitution des andains étudiés sur le site A	18
Tableau 3 : Gamme de mesure à la chambre à renouvellement avec l'analyseur multi-gaz INNOVA 1412	29
Tableau 4 : Gamme de mesure au tunnel ventilé avec l'analyseur multi-gaz INNOVA 1412.....	31
Tableau 5 : Limites de détection du DOAS, sur un trajet optique de 300m.....	33
Tableau 6 : Moyennes et écarts-types utilisés pour le calcul des incertitudes du bilan matière pour le site A.....	45
Tableau 7 : Bilan matière sur l'andain 7 du site A, entre le 16 et le 24 avril, à un niveau de confiance de 90%	45
Tableau 8 : Moyennes et écarts-types utilisés pour le calcul des incertitudes du bilan matière pour le site B.....	47
Tableau 9 : Bilan matière sur le casier B6 du site B, entre le 16 et le 31 octobre, à un niveau de confiance (unilatéral) de 90%.....	47
Tableau 10 : Relevé de températures prises par la caméra IR et le pyromètre sur différents points et supports	49
Tableau 11 : Concentrations moyennes en CH ₄ , CO ₂ et O ₂ à 80 cm de profondeur sur 3 andains	54
Tableau 12 : Teneurs en O ₂ interstitiel, avec et sans aération forcée, en % volumique	55
Tableau 13 : Teneurs en CO ₂ interstitiel, avec et sans aération forcée, en % volumique.....	55
Tableau 14 : Influence de la position par rapport au vent et à l'ensoleillement – andain n° 6 du site A.....	58
Tableau 15 : Flux de CO ₂ et CH ₄ obtenus sur le site B avec la chambre à accumulation, selon l'état de l'aération forcée	60
Tableau 16 : Facteurs d'émissions mesurés à la chambre à renouvellement et incertitudes de mesure (sauf NH ₃).....	62
Tableau 17 : Émissions de CO ₂ , NH ₃ , N ₂ O et CH ₄ mesurées à la chambre à renouvellement, en fonction de l'âge du produit	66
Tableau 18 : Facteurs d'émissions mesurés avec le tunnel ventilé sur le site A, pour deux débits de circulation d'air	67
Tableau 19 : Facteurs d'émissions mesurés avec le tunnel ventilé sur le site B (dP tunnel = intérieur-extérieur).....	68
Tableau 20 : Composés organiques volatils majoritaires sur 5 prélèvements du site A – concentrations en µg/m ³	69
Tableau 21 : Composés organiques volatils majoritaires sur 5 prélèvements du site B, classés par nombre d'occurrences décroissant – concentrations en µg/m ³	70
Tableau 22 : Flux de quelques COV calculés sur deux points de prélèvement du site A, en µl/m ² /min	72
Tableau 23 : Taux de fonctionnement DOAS sur le site B	79
Tableau 24 : Estimation des émissions gazeuses liées à l'étape de pré-compostage, en kg/j par tube.....	87

Tableau 25 : Facteurs d'émissions moyens de méthane et de gaz carbonique, calculés sur 3 andains du site A à partir des mesures obtenues par chambre à accumulation et chambre à renouvellement, donnés en valeur par défaut et en valeur majorée ($\times 2,5$).....	88
Tableau 26 : Ordre de grandeur des émissions de N_2O et NH_3 issues des andains sur le site A	89
Tableau 27 : Estimation indicative des émissions pour les différentes phases du compostage sur le site A, en kg/j.....	89
Tableau 28 : Ordre de grandeur des flux émis sur 4 semaines par tonne de matière brute (MB)	92
Tableau 29 : Facteurs d'émissions du compostage comparés sur les sites A et B, ramenés à la tonne compostée.....	92
Tableau 30 : Bilan effet de serre à 100 ans sur les sites A et B à horizon 100 ans, en kg eqCO_2 / t compostée.....	93
Tableau 31 : Comparaison des mesures d'émissions de CO_2 avec le bilan carbone sur l'andain 7 du site A (en $ml/m^2/min$)	94
Tableau 32 : Estimation des débits convectifs sortants sur la base des concentrations interstitielles et flux surfaciques moyens de CO_2	95
Tableau 33 : Comparaison des facteurs d'émissions de CO_2 et CH_4 obtenus sur une section d'andain par différentes méthodes de mesure et sondages à 80 cm de profondeur.....	98
Tableau 34 : Ensemble des comparaisons de mesures entre la chambre à accumulation et la chambre à renouvellement disponibles sur le site A	99
Tableau 35 : Analyse qualitative comparée des méthodes de mesure d'émissions gazeuses testées	104
Tableau 36 : Teneur en matière sèche des échantillons de compost du site A	109
Tableau 37 : Mesures de taux de matière organique sur les échantillons de compost du site A – 16 avril.....	109
Tableau 38 : Mesures de taux de matière organique sur les échantillons de compost du site A – 24 avril.....	109
Tableau 39 : Analyses de carbone total sur les échantillons de compost du site A (en % MS)	110
Tableau 40 : Répétitions d'analyses de carbone total pour la détermination de la variance d'analyse sur les produits du site A (en % MS).....	110
Tableau 41 : Teneur en matière sèche des échantillons de compost du site B	110
Tableau 42 : Mesures de taux de matière organique sur les échantillons de compost du site B – 16 octobre.....	111
Tableau 43 : Mesures de taux de matière organique sur les échantillons de compost du site B – 31 octobre.....	111
Tableau 44 : Analyses de carbone total sur les trois groupes d'échantillons de compost du site B (en % MS).....	112
Tableau 45 : Répétitions d'analyses de carbone total pour la détermination de la variance d'analyse sur les produits du site B (en % MS).....	112
Tableau 46 : Mesures de flux (chambre à accumulation) sur l'andain 7 – site A	114
Tableau 47 : Résultats de mesure des sondages à 80 cm de profondeur sur l'andain 7 - site A.....	116
Tableau 48 : Résultats de mesures sur chambre à accumulation et sondages sur l'andain n° 6 - site A (25 avril).....	119
Tableau 49 : Teneurs en méthane et gaz carbonique en % v/v, à 80 cm de profondeur, avant et après retournement	120
Tableau 50 : Résultats de mesures sur chambre à accumulation et sondages sur l'andain n° Mat 2 - site A.....	122

Figures

Figure 1 : Synoptique de l'installation de compostage du site A	18
Figure 2 : Vue des andains sous le hangar.....	19
Figure 3 : Emplacement des mesures réalisées sur le site A (vue schématique).....	19
Figure 4 : Implantation schématique des points de mesure de flux à la chambre à accumulation et des sondages sur le site A	20
Figure 5 : Positionnement des échantillonnages de compost, des mesures d'émissions à la chambre à renouvellement et au tunnel ventilé et des mesures DOAS, sur les andains du site A	21
Figure 6 : Vue des casiers de compostage du site B (rangée sud).....	22
Figure 7 : Localisation des principales zones d'émissions supposées durant la période des mesures sur le site B (casiers en fonctionnement et aire de mélange).....	23
Figure 8 : Profils en travers de l'andain B6, en deux endroits	24
Figure 9 : Surface développée des andains B6 et A6, vue d'en haut, et localisation des points de mesure	24
Figure 10 : Dispositif de mesure de flux : analyseur FID posé sur la chambre à accumulation, analyseur multi-paramètres (IR + PID) tenu à la main.....	26
Figure 11 : Conception de la chambre à renouvellement, en configuration 1	28
Figure 12 : Analyseur multi-gaz INNOVA 1412 (façade).....	28
Figure 13 : Schéma de principe de la mesure par la chambre à renouvellement en configuration 1 (Q débit d'aspiration, Q_N débit convectif « naturel » émis)	29
Figure 14 : Schéma de principe de fonctionnement de la chambre à renouvellement en configuration 2.....	30
Figure 15 : Schéma de principe du tunnel ventilé	30
Figure 16 : Tunnel ventilé (petit modèle) en cours de mesure sur le site A	31
Figure 17 : Tunnel ventilé (grand modèle) en fonctionnement sur le site B	31
Figure 18 : DOAS SANOA : à gauche l'unité de réception et à droite l'unité d'émission	33
Figure 19 : Photos du dispositif de mesure DOAS et de son implantation	34
Figure 20 : Localisation du système de mesure (le trait orange représente le trajet optique du DOAS).....	35
Figure 21 : Rose des vents observés durant la campagne de mesure	36
Figure 22 : Localisation des points de calcul	37
Figure 23 : Occupation des sols dans l'environnement du site	37
Figure 24 : Localisation des sources modélisées sur le site B	38
Figure 25 : Mesure in-situ des gaz du produit par sonde et analyseur multi-paramètres Ecoprobe 5	41
Figure 26 : Courbes granulométriques du produit en compostage sur les sites A et B	43
Figure 27 : Pourcentage de matière sèche sur les échantillons de compost du site A	43
Figure 28 : Pourcentage de matière organique sur les échantillons de compost du site A	44
Figure 29 : Teneur en carbone des échantillons de compost du site A.....	44
Figure 30 : Pourcentage de matière sèche sur les échantillons de compost du site B	46
Figure 31 : Pourcentage de matière organique sur les échantillons de compost du site A	46
Figure 32 : Teneur en carbone des échantillons de compost du site B	47

Figure 33 : Vue générale du hangar sur le site A, en photographie classique et par caméra infrarouge	48
Figure 34 : Vue rapprochée de l'andain B6, avec la localisation des points de contrôle au pyromètre	49
Figure 35 : Zoom sur l'emplacement J à l'extrémité de l'andain B6 (repère 4 à droite)	50
Figure 36 : Vue d'ensemble des casiers de compostage, côté sud (le B6 est à droite).....	50
Figure 37 : Cartographie des teneurs en méthane à 80 cm de profondeur (en %) sur les andains du site A.....	51
Figure 38 : Cartographie des teneurs en CO ₂ à 80 cm de profondeur (en %) sur les andains du site A.....	52
Figure 39 : Cartographie des teneurs en oxygène à 80 cm de profondeur (en %) sur les andains du site A.....	53
Figure 40 : Evolution des concentrations en CO ₂ après retournement de l'andain 5	54
Figure 41 : Evolution des concentrations en méthane après retournement de l'andain	55
Figure 42 : Cartographies comparées des flux surfaciques de CO ₂ émis sur le site A (en ml/m ² /min).....	56
Figure 43 : Cartographies comparées des flux surfaciques de méthane émis sur le site A (en ml/m ² /min).....	57
Figure 44 : Calcul du flux par accumulation – rupture de pente dans l'augmentation des concentrations.....	58
Figure 45 : Calcul du flux par accumulation – pas d'augmentation des concentrations	59
Figure 46 : Calcul du flux par accumulation – concentrations variables (exemple 1)	59
Figure 47 : Calcul du flux par accumulation – concentrations variables (exemple 2)	60
Figure 48 : Représentation des flux de CO ₂ et CH ₄ obtenus à la chambre à accumulation, selon l'état de l'aération forcée.....	61
Figure 49 : Exemples de mesure des émissions de CO ₂ avec la chambre à renouvellement en configuration 1, en deux points présentant des débits sortants convectifs différents	61
Figure 50 : Représentation des facteurs d'émissions et incertitudes de mesures correspondantes (sauf NH ₃) obtenues sur le site A avec la chambre à renouvellement, en fonction du temps de compostage.....	63
Figure 51 : Profils d'émissions sur une section d'andain, en fonction de la distance à l'axe, de -3 à +3 m (A : points 3 à 7 – B : points 9 à 12)	64
Figure 52 : Estimation du flux sortant de CO ₂ au point G du site B, dans la configuration 1 (flux entrant ~ 250 g/j/m ² pour un débit d'aspiration de 100 l/min)	65
Figure 53 : Estimation du flux net de CO ₂ émis au point G du site B, dans la configuration 2 (les barres indiquent l'incertitude pour chaque mesure)	65
Figure 54 : Possible mobilisation d'émissions gazeuses de l'andain hors de la partie couverte par le tunnel.....	66
Figure 55 : Exemple de mesures obtenues sur le site A avec le tunnel ventilé en fonction du débit de circulation d'air.....	67
Figure 56 : Méthode de calcul des flux de COV à partir de l'évolution des concentrations en méthane dans la chambre à accumulation	71
Figure 57 : Calcul de flux de COV sur la chambre à accumulation lorsque l'évolution en CH ₄ n'est pas linéaire.....	72
Figure 58 : Profils de vitesse mesurés (pointillés) et interpolés (traits pleins) dans les cheminées d'extraction d'air des tubes de pré-compostage	73
Figure 59 : Débits d'extraction d'air sur les tubes de précompostage du site A	73

Figure 60 : Mesures de concentrations en sortie d'extraction d'air des tubes de pré-compostage (ouverture t=0, fermeture t=4).....	74
Figure 61 : Essai de mesure des concentrations ambiantes de NH ₃ sur le site A à l'aide du DOAS.....	75
Figure 62 : Photos descriptives de l'installation de l'émetteur et du récepteur du DOAS sur le site A.....	75
Figure 63 : Schéma descriptif du trajet optique au dessus de l'andain et du dispositif de mesure.....	76
Figure 64 : Evolution de NH ₃ et SO ₂ au cours de la campagne de mesure sur le site A.....	76
Figure 65 : Courbe des concentrations DOAS le 16 Avril 2007 autour de 17h30.....	77
Figure 66 : Courbe des concentrations DOAS le 18 Avril 2007 après midi.....	77
Figure 67 : Suivi du taux de lumière comme indicateur du taux de fonctionnement, période du 22 octobre au 26 novembre 2007.....	78
Figure 68 : Evolution des concentrations mesurées sur la période étudiée.....	79
Figure 69 : Evolution des concentrations simulées sur la période de mesure.....	80
Figure 70 : Exemple de panache de dispersion simulé par ADMS.....	80
Figure 71 : Graphe des concentrations mesurées en fonction des concentrations simulées pour l'intégralité de la période.....	81
Figure 72 : Evolution temporelle du rapport des concentrations mesurées et simulées (en roue, la période retenue pour un calcul spécifique).....	82
Figure 73 : Concentrations mesurées en fonction des concentrations simulées pour la période du 29 octobre (jour 302).....	82
Figure 74 : Evolution des concentrations simulées et mesurées en fonction de la direction du vent.....	85
Figure 75 : Evolution des concentrations simulées et mesurées en fonction de la vitesse du vent.....	85
Figure 76 : Détermination du ratio NH ₃ /CO ₂ des émissions du compostage pour le site A.....	88
Figure 77 : Détermination du ratio N ₂ O/CO ₂ des émissions du compostage sur le site A.....	88
Figure 78 : Mesures de flux d'émissions de CO ₂ en fonction de l'âge du produit.....	90
Figure 79 : Mesures de flux d'émissions de CH ₄ en fonction de l'âge du produit.....	90
Figure 80 : Mesures de flux d'émissions de NH ₃ en fonction de l'âge du produit.....	91
Figure 81 : Mesures de flux d'émissions de N ₂ O en fonction de l'âge du produit.....	91
Figure 82 : Rapports des flux surfaciques mesurés à la chambre à accumulation aux concentration interstitielles de CH ₄ et CO ₂ sur les différents points de mesure des 3 andains du site A.....	97
Figure 83 : Représentation des écarts de mesure entre chambre à renouvellement, chambre à accumulation et tunnel, sur une section de l'andain 5 du site A.....	98
Figure 84 : Corrélation des mesures d'émissions de CH ₄ entre chambre à renouvellement et chambre à accumulation sur le site A (hors point 8/238).....	99
Figure 85 : Corrélation des rapports CH ₄ /CO ₂ entre chambre à renouvellement et chambre à accumulation sur le site A (hors point 2/25&26).....	100
Figure 86 : Mesures ponctuelles d'émissions de CO ₂ localisées sur les andains B6 et A6. Dans l'ordre : méthode de mesure (a=accumulation, f=renouvellement, t= tunnel), mesure de flux surfacique en ml/min/m ² , jour et heure, état de l'aération forcée (on/off).....	101
Figure 87 : Répartition des points de mesure de flux sur l'andain 7 – Site A.....	113
Figure 88 : Répartition des points de sondage sur l'andain 7 – Site A.....	115
Figure 89 : Répartition des points de mesure de flux sur l'andain 6 – Site A.....	117
Figure 90 : Répartition des points de sondage sur l'andain 6 – Site A.....	118

Figure 91 : Implantation des points de sondage – andain n° 5 (cartouche bleu : section chambre à renouvellement)..... 120

Figure 92 : Répartition des points de mesure de flux sur l’andain MAT 2 – site A..... 121

Figure 93 : Implantation des points de sondage – andain MAT 2 – site A 121

Références

- Béline F., Sneath R.W., Peu P., 2004. *Development of the tracer gas ratio method to measure GHG from livestock manure during storage*. International Conference Greenhouse Gas Emissions from Agriculture Mitigation Options and Strategies, Leipzig, Germany, February 10-12, p. 301–302.
- Carruthers, D. J., 1994. *ADMS Technical specification*. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
- Christophersen M., Kjeldsen P., 2000. *Field investigation of methane oxidation in soil adjacent to an old landfill*. Proceedings Intercontinental Landfill Research Symposium, Lulea.
- Czepiel P., Douglas E., Harriss R., Crill P., 1996. *Measurements of N₂O from composted organic wastes*. Environmental Science & Technology, vol. 30, n° 8, p. 2519-2525.
- Day M., Krzymien M., Shaw K., Zaremba L., Wilson W.R., Botden C., Thomas B., 1998. *An investigation of the chemical and physical changes occurring during commercial composting*. Compost Science & Utilization, vol. 6, n° 2, p. 44-66.
- de Haro Marti M.E., Sheffield R.E., Chahine M., 2007. *Emissions from a Dairy Wastewater Storage Pond, Manure Processing Area, and Composting Yard in south-central Idaho*. International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture, 16-19 September 2007, Broomfield, Colorado, 10 p.
- DeVisscher A., Van Cleemput O., 2003. *Simulation model for gas diffusion and methane oxidation in landfill cover soils*. Waste Management, vol. 23, p. 581-591.
- Eco-Emballages, ADEME, 2001. *Déchets ménagers : leviers d'améliorations des impacts environnementaux*. In: Connaître pour agir, vol., 58 p.
- Fukumoto Y., Osada T., Hanajima D., Haga K., 2003. *Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration - effect of compost pile scale*. Bioresource Technology, vol. 89, n° 2, p. 109-114.
- Garibay M., Wang H.-M., 2002. *Comparison Of Indirect And Direct Area Source Emission Assessment Technologies*. 12 p. In: Symposium on Air Quality Measurement Methods and Technology, Air & Waste Management Association, San Francisco, 13-15 novembre 2002.
- Jensen L.S., Mueller T., Tate K.R., Ross D.J., Magid J., Nielsen N.E., 1996. *Soil surface CO₂ flux as an index of soil respiration in situ: A comparison of two chamber methods*. Soil Biology & Biochemistry, vol. 28, n° 10-11, p. 1297-1306.
- Klenbusch M.R., 1986. *Measurement of Gaseous Emission Rates from Land Surfaces Using an Emission Isolation Flux Chamber. User's Guide*. US Environmental Protection Agency / Radian Corp., EPA-68-02-3889 & EPA/600/8-86/008, 58 p.
- Lehmann B.E., Ihly B., Salzmann S., Conen F., Simon E., 2004. *An automatic static chamber for continuous Rn-220 and Rn-222 flux measurements from soil*. Radiation Measurements, vol. 38, n° 1, p. 43-50.
- Lewis A.W., Yuen S.T.S., Smith A.J.R., 2003. *Detection of gas leakage from landfills using infrared thermography applicability and limitations*. Waste Management & Research, vol. 21, n° 5, p. 436-447.
- Mallard P., Gabrielle B., Vial E., Rogeau D., Vignoles M., Sablayrolles C., Le Corff V. *et al.*, 2005. *Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets. Bilan des connaissances*. ADEME / Cemagref - INRA - Ecobilan - ENSIACET - CReeD - Anjou Recherche - Orval, 692 p.

- Mallard P., Peu P., Rogeau D., Benoist J.-C., Héduit A., Picard S., Le Saos E., 2006. *Mises au point et vérifications méthodologiques pour la mesure des émissions gazeuses issues des procédés de traitement biologique*. Cemagref, 60 p.
- Morand P., Peres G., Robin P., Yulipriyanto H., Baron S., 2005. *Gaseous emissions from composting bark/manure mixtures*. *Compost Science & Utilization*, vol. 13, n° 1, p. 14-26.
- Parkinson R., Gibbs P., Burchett S., Misselbrook T., 2004. *Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure*. *Bioresource Technology*, vol. 91, n° 2, p. 171-178.
- Reichman R., Rolston D.E., 2002. *Design and performance of a dynamic gas flux chamber*. *Journal of Environmental Quality*, vol. 31, n° 6, p. 1774-1781.
- Romain A.C., Godefroid D., Nicolas J., 2005. *Monitoring the exhaust air of a compost pile with an e-nose and comparison with GC-MS data*. *Sensors and Actuators B-Chemical*, vol. 106, n° 1, p. 317-324.
- Shah S.B., Westerman P.W., Arogo J., 2006. *Measuring ammonia concentrations and emissions from agricultural land and liquid surfaces: A review*. *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 56, n° 7, p. 945-960.
- Sommer S.G., McGinn S.M., Hao X., Larney F.J., 2004. *Techniques for measuring gas emissions from a composting stockpile of cattle manure*. *Atmospheric Environment*, vol. 38, n° 28, p. 4643-4652.
- Trégourès A., Beneito A., Berne P., Gonze M.A., Sabroux J.C., Savanne D., Pokryszka Z. *et al.*, 1999. *Comparison of seven methods for measuring methane flux at a municipal solid waste landfill site*. *Waste Management & Research*, vol. 17, n° 6, p. 453-458.
- Van Langenhove H., Van Broeck G., 2001. *Applicability of sniffing team observations: experience of field measurements*. *Water Science and Technology*, vol. 44, n° 9, p. 65-70.
- Vrins E., Duuren H. van, Janssen-Jurkovicova M. (1994). *Estimation of the Emission Rates of Fugitive Dust Sources*. *Proceedings of 2nd Air Pollution Conference, Barcelona, Spain, Part II*, pp 157-168
- Vrins E., Schulze F. (1996) *Fugitive dust Emission Estimates Using a Dust Dispersion Model*. *Proceedings of 4th Workshop on Harmonization of Dispersion Models for Regulatory Purposes*.
- Wang X., Jiang J., Kaye R., 2001. *Improvement of a wind-tunnel sampling system for odour and VOCs*. *Water Science and Technology*, vol. 44, n° 9, p. 71-77.
- Wilson J.D., Flesch T.K., Harper L.A., 2001. *Micro-meteorological methods for estimating surface exchange with a disturbed windflow*. *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 107, n° 3, p. 207-225.
- Winges K.D. (1990). *User's guide for the Fugitive Dust Model (FDM) (Revised)*. Report NO EPA/SW/DK-90/041a, EPA-910/9-88-202R, NTIS PB90-215203.