



Mesurer les émissions gazeuses en élevage



Gaz à effet de serre,
ammoniac et oxydes d'azote

Editeurs : Mélynda HASSOUNA et Thomas EGLIN



Mesurer les émissions gazeuses en
élevage : gaz à effet de serre, ammoniac
et oxydes d'azote.

Sommaire

Sommaire	2
Liste des tableaux	9
Coordinateurs	11
Contributeurs	11
Relecteurs	12
Avant-propos	14
1 Les enjeux de la mesure des émissions gazeuses en élevage	17
1.1 <i>Contexte général</i>	17
1.1.1 Des émissions gazeuses amplifiées par l'intensification des productions animales	17
1.1.2 Des impacts sur l'environnement et la santé	17
1.1.3 Des pertes de nutriments et des économies potentielles d'intrants	18
1.2 <i>Caractéristiques, mécanismes de formation, impacts sanitaires et environnementaux des gaz émis</i> 19	
1.2.1 Les gaz azotés (NH ₃ , NO _x , N ₂ O).....	20
1.2.2 Le méthane (CH ₄)	26
1.2.3 Le dioxyde de carbone (CO ₂)	28
1.3 <i>La caractérisation des émissions des élevages : des valeurs d'émission très variables et difficiles à utiliser</i>	30
1.4 <i>Les réglementations encadrant les émissions</i>	32
1.4.1 La qualité de l'air extérieur et les niveaux d'exposition	32
1.4.2 Les engagements nationaux de réduction des émissions	33
1.4.3 La réduction des émissions à la source	35
1.5 <i>Conclusions</i>	36
1.6 <i>Références</i>	36
2 Les méthodes de mesures : typologie, descriptions, usages et incertitudes	39
2.1 <i>Principes généraux des méthodes de mesures</i>	39
2.2 <i>Les méthodes de mesure</i>	40
Fiche 1 Mesure de concentrations moyennes de composés azotés par capteurs passifs à diffusion	45
Fiche 2 Mesure de concentrations en gaz azotés à l'aide de tubes à diffusion actifs (ou tubes dénudés)	49
Fiche 3 Mesure de la concentration en NH ₃ par piégeage acide par barbotage.....	53
Fiche 4 Prélèvements en continu pour analyse en direct	57
Fiche 5 Utilisation de sacs et de tubes pour prélever des échantillons d'air	61
Fiche 6 Mesure ponctuelle des concentrations gazeuses par tubes réactifs colorimétriques	65
Fiche 7 Dosage au laboratoire de l'ammonium (NH ₄ ⁺ en solution)	67
Fiche 8 Mesure de la concentration des gaz à effet de serre CH ₄ , N ₂ O et CO ₂ par chromatographie en phase gazeuse	73
Fiche 9 Mesure des concentrations en gaz par chimiluminescence	77

Fiche 10	Spectroscopie d'absorption infrarouge à transformée de Fourier et photo-acoustique	83
Fiche 11	Spectroscopie d'absorption différentielle optique (DOAS)	87
Fiche 12	Spectroscopie d'absorption laser	91
Fiche 13	Mesure directe du débit d'air avec anémomètre dans les bâtiments d'élevage à ventilation dynamique	95
Fiche 14	Détermination du débit d'air par traçage au SF ₆ dans les bâtiments d'élevage.....	99
Fiche 15	Détermination des débits d'air en bâtiment d'élevage par bilan thermique	103
Fiche 16	Détermination des débits d'air en bâtiment d'élevage par bilan CO ₂	107
Fiche 17	Mesure du méthane (CH ₄) et du dioxyde de carbone (CO ₂) émis par les ruminants en enceintes semi-ouvertes	111
Fiche 18	Mesure de la respiration (CO ₂) et du méthane entérique (CH ₄) émis par les ruminants à l'aide d'un traceur (SF ₆).....	115
Fiche 19	Estimation à l'échelle de l'individu des émissions de GES (CH ₄ et CO ₂) chez les bovins par l'utilisation du Système Greenfeed™	119
Fiche 20	Banc de mesure d'émissions gazeuses par les effluents d'élevage en conditions contrôlées	123
Fiche 21	Estimation des émissions gazeuses par bilan de masse au bâtiment d'élevage et au stockage extérieur des effluents	127
Fiche 22	Mesure des émissions gazeuses par méthode simplifiée en bâtiment d'élevage (dite des « ratios de concentration »)	131
Fiche 23	Utilisation de chambres statiques pour mesurer les émissions gazeuses de la litière, au stockage et des sols.....	135
Fiche 24	Enceintes dynamiques et tunnels de ventilation	139
Fiche 25	Estimation des pertes gazeuses de N à l'épandage par le bilan ¹⁵ N.....	145
Fiche 26	Mesure surfaciques des émissions gazeuses par les méthodes du bilan de masse et du flux horizontal intégré (Integrated Horizontal Flux, IHF)	149
Fiche 27	Mesure surfacique des émissions gazeuses par la méthode des profils périmétriques	153
Fiche 28	Mesures des émissions gazeuses d'une surface par la méthode du gradient aérodynamique . ..	157
Fiche 29	COTAG : méthode simplifiée de mesure de flux surfacique par gradient de concentration	163
Fiche 30	Estimation des émissions d'une surface par modélisation inverse avec des modèles de panache Gaussien (FIDES) ou Lagrangiens (WindTrax)	167
Fiche 31	Mesure des émissions gazeuses d'une surface par la méthode des covariances turbulentes	173
Fiche 32	Mesure des émissions d'une surface par des méthodes dérivées des covariances turbulentes: « Relaxed Eddy Accumulation » (REA), « Disjunct Eddy Covariance » (DEC), et « Virtual Disjunct Eddy Covariance » (vDEC).....	177
2.3	<i>Synthèses des intérêts et limites des méthodes</i>	182
2.3.1	Les méthodes de prélèvements	182
2.3.2	Les méthodes d'analyse des concentrations.....	184
2.3.3	Les méthodes de mesure des débits en bâtiment d'élevage et au stockage couvert	188
2.3.4	Les méthodes de mesure des émissions (bâtiment, stockage, champs, pâture).....	190
2.4	<i>Choisir la méthode adaptée à ses objectifs</i>	200
2.4.1	L'objectif scientifique	200
2.4.2	L'objectif de production de « facteurs d'émissions »	200
2.4.3	L'objectif technique pour améliorer en routine le processus de production.	201
2.4.4	L'objectif de vérification des performances d'un procédé ou d'un équipement en préalable à sa mise en exploitation	202
2.4.5	L'objectif de vérification d'une obligation réglementaire ou d'un engagement volontaire	202

2.5	<i>Eléments pour l'évaluation des incertitudes sur les mesures d'émissions gazeuses des élevages</i>	205
2.5.1	Définitions	205
2.5.2	L'évaluation de l'incertitude de mesure selon le GUM	207
2.5.3	Pourquoi évaluer l'incertitude sur les mesures d'émissions gazeuses	212
2.5.4	L'incertitude sur les émissions gazeuses des élevages.....	213
2.5.5	Exemple d'analyse de l'incertitude sur la mesure de l'émissions de NH ₃ par des lisiers dans un banc de volatilisation en conditions contrôlées: projet SENTOREF	214
2.5.6	Mesurande	215
2.5.7	Références.....	218
3	Application des méthodes : quelques études de cas	219
	Cas 1 - Utilisation d'un banc de mesure d'émissions gazeuses en conditions contrôlées pour comparer les émissions au stockage de différentes déjections bovines, porcines et avicoles.....	221
	Cas 2 - Evaluer l'efficacité des produits à brumiser visant à lutter les émissions gazeuses en élevage (et les odeurs)	227
	Cas 3 - Mesurer les émissions de méthane entérique des ruminants en enceinte dynamique (semi-ouverte): comparaison de rations	233
	Cas 4 - Mesurer les émissions de méthane entérique des ruminants avec la technique du gaz traceur SF ₆ : comparaison de rations.....	237
	Cas 5 - Mesurer les émissions des bâtiments porcins à ventilation mécanique à l'aide d'un laboratoire mobile	243
	Cas 6 - Evaluer l'efficacité d'un procédé de réduction d'émission en bâtiment porcs en station expérimentale : exemple d'un système d'évacuation fréquente par raclage en V	249
	Cas 7 - Mise au point d'une méthode de mesure simplifiée des émissions d'ammoniac et de gaz à effet de serre (CH ₄ , N ₂ O) d'un bâtiment de porcs à l'engrais	255
	Cas 8 - Comparaison de deux méthodes simplifiées de mesures des émissions gazeuses en bâtiment d'élevage avicole	260
	Cas 9 - Comparer les émissions gazeuses en bâtiment de systèmes sur lisier et sur fumier en bovin lait... ..	265
	Cas 10 - Estimer les émissions gazeuses au stockage des lisiers porcins: comparaison de dispositifs dynamiques	273
	Cas 11 - Estimer les émissions gazeuses au stockage de fumiers porcins : bases pour la mise en place d'une méthode de mesure simplifiée	279
	Cas 12 - Mesurer les émissions de Gaz à effet de serre (GES) sur le parcours d'un élevage biologique de poulets	285
	Cas 13 - Quantifier les émissions d'ammoniac suite à l'épandage de produits résiduaux organiques.... ..	293
	Conclusions et perspectives	303
	Glossaire	307
	Principales notations mathématiques et unités	312
	Contact.....	313
	Résumé	314

Liste des figures

La lettre M correspond aux fiches « Méthode » (MX.i. : figure n°i dans la fiche Méthode n°X) et la lettre C aux fiches Etude de cas (CX.i. : figure n°i dans fiche Etude de cas n°X).

Figure I. Exemple des pertes d'azote ¹ sous forme de NH ₃ et de N ₂ O pour un élevage bovin laitier (pâturage/bâtiment lisier) type, d'après (Gac et al., 2006)	19
Figure II. Schéma simplifié des mécanismes conduisant à la formation des gaz azotés d'après l'ADEME (2012)	20
Figure III. Retombées de l'azote ammoniacal en fonction de la distance à la source d'après Lallemand et Weber (1996) repris par Ademe (2012).....	23
Figure IV. Variabilité des émissions de NH ₃ , en bâtiment bovin lait dans la littérature internationale (Charpiot <i>et al.</i> , 2012).....	31
Figure V. Représentation schématique de la mobilisation des différents types de méthodes pour le calcul des émissions, de l'échantillonnage à l'obtention d'un flux d'émission, illustrée sur le cas des bâtiments d'élevage	41
Figure M1.1. Exemples de capteurs à diffusion sous forme de tubes ou de badges (d'après Tang <i>et al.</i> , 2001).....	45
Figure M1.2. Coupe schématique d'un badge Alpha	46
Figure M1.3. Exemple de dispositif de badges Alpha sur le terrain.....	46
Figure M2.1. Schéma illustrant le principe des tubes à diffusion actifs.....	49
Figure M2.2. Système de tubes dénudés mis au point au CEH Edinburg d'après Tang <i>et al.</i> (2009)..	50
Figure M3.1. Schéma-type d'un système de piégeage acide par barbotage	54
Figure M4.1. Schéma du système de prélèvements des échantillons d'air chauds (Godbout <i>et al.</i> , 2012).....	58
Figure M5.1. Sac d'échantillonnage en flexfoil® utilisé pour le prélèvement d'air en bâtiment d'élevage (source INRA)	62
Figure M5.2. Deux tubes de prélèvements d'air en verre avec septum (source INRA)	63
Figure M6.1. Pompe d'échantillonnage avec tube réactif colorimétrique (source : Solène Lagadec, Chambre régionale d'agriculture de Bretagne).....	65
Figure M7.1. Réaction de Berthelot	67
Figure M7.2. Principe de l'analyse par conductimétrie après passage sur membrane semi perméable.	68
Figure M7.3. Principe de l'analyse par chromatographie ionique	68
Figure M8.1. Schéma de l'arrangement pneumatique d'un chromatographe associé à un détecteur FID pour quantifier le CH ₄ et le CO ₂ et un détecteur ECD pour le N ₂ O (Godbout <i>et al.</i> , 2012).....	73
Figure M8.2. Exemple d'un chromatogramme d'un mélange étalon de gaz à effet de serre (CH ₄ , N ₂ O et CO ₂) (Godbout <i>et al.</i> , 2012)	75
Figure M9.1. Schéma de principe d'un analyseur d'NH ₃ -NO ₂ -NO par chimiluminescence.	78
Figure M10.1. Schéma du système d'analyse des gaz agricoles par spectroscopie IRTF adaptée de (Godbout <i>et al.</i> , 2012)	84
Figure M11.1. Intensités I_λ , $I_{0,\lambda}$ et $I_{0,\lambda}'$ dans un spectre d'absorption (d'après NF.EN.16253, 2013)	87
Figure M11.2. Système DOAS actif de surveillance ouvert de type bistatique.....	88
Figure M12.1. Section efficace d'absorption (cm ² .molécule ⁻¹) du N ₂ O en fonction du nombre d'onde (cm ⁻¹).....	91

Figure M12.2. Schéma d'un spectromètre Off-Axis ICOS.....	92
Figure M12.3. Illustration de la technique CRDS.....	93
Figure M13.1. Mesure de vitesse d'air dans une cheminée d'extraction en utilisant un anémomètre à fil chaud	95
Figure M14.1. Gaine de dispersion et de mélange du gaz traceur dans le bâtiment (source : INRA) ..	99
Figure M17.1. Photo d'un dispositif d'enceintes semi-ouverte (source : INRA).....	111
Figure M17.2. Schéma d'un dispositif d'enceinte semi-ouverte (source : INRA)	112
Figure M18.1. Matériel nécessaire à la mise en œuvre de la méthode.....	116
Figure M18.2. Bolus ou tube à perméation	116
Figure M19.1 – Animal positionné dans un système Greenfeed™ (source : INRA).....	119
Figure M19.2 – Système « Greenfeed™ » avec ses principales composantes (d'après C-Lock Inc.)..	120
Figure M20.1. Exemple du banc de mesure de l'IRSTEA à Rennes	124
Figure M21.1. Entrées et sorties de matières au niveau d'un bâtiment d'élevage (source : Elise Lorinquer, Idele)	127
Figure M22.1. Bilan des entrées et des sorties au niveau du bâtiment d'élevage	131
Figure M22.2 Principe du calcul des émissions à partir des concentrations gazeuses et des données d'élevage	132
Figure M23.1. Schéma de chambre à recirculation en acquisition continue (dispositif breveté par l'INERIS – Polkryska and Tauzière, 1999)	135
Figure M23.2. Chambre avec support d'échantillonnage pour mesure intégrative sur absorbants (Tillman <i>et al.</i> , 2003).....	136
Figure M24.1. Ensemble de tunnels de ventilation utilisés pour la comparaison de traitements au champ.....	140
Figure M24.2. Coupe de la conduite	140
Figure M26.1. Illustration de la méthode IHF	150
Figure M27.1. Schéma de principe de la méthode des profils périmétriques d'après Hu <i>et al.</i> , (2014)	153
Figure M28.1. Gauche : Schéma illustrant la mesure d'un gradient de NO, NO ₂ et O ₃ à trois niveaux à l'aide d'une pompe principale, d'électrovannes de dérivation et d'analyseurs de gaz (Stella <i>et al.</i> , 2012). Droite : Photo montrant un dispositif de mesure du gradient d'NH ₃ à l'aide d'un analyseur à flux continu multi-canaux équipé de denuders liquides (ROSAA) (Loubet <i>et al.</i> , 2012).....	159
Figure M29.1. Système COTAG de (Famulari <i>et al.</i> , 2010)	164
Figure M29.2 - Système COTAG développé dans NitroEurope (2008-2010)	165
Figure M30.1. Exemple typique de configuration pour estimer l'émission S1 d'une parcelle isolée.	167
Figure M31.1. Système de mesure de flux de CO ₂ par covariance turbulente (source: INRA)	174
Figure M32.1. Illustration de la méthode DEC qui échantillonnent 3 fois par seconde en comparaison avec une méthode échantillonnant à 20Hz (Comm. Pers. Benjamin Loubet)	178
Figure VI. Erreur de mesure	205
Figure VII. Démarche d'évaluation de l'incertitude.....	209
Figure VIII. Comparaison GUM et GUM S1.....	212
Figure IX. Application du diagramme d'Ishikawa pour la mesure d'une concentration de gaz dans l'air ambiant d'un bâtiment d'élevage	214
Figure X. Diagramme des 5M (d'Ishikawa) pour la mesure de l'efficacité de réduction du NH ₃	216
Figure C1.1. Cellule en verre contenant un échantillon du substrat à caractériser (ici du lisier)	222

Figure C1.2. Influence du type de déjections et de la saison sur les émissions gazeuses au cours du stockage en conditions contrôlées.....	224
Figure C2.1. Représentation schématique des éléments du banc d'essai Sentoref	228
Figure C2.2. Photo du réacteur de brumisation	228
Figure C2.3. Synoptique du banc d'essai utilisé	230
Figure C2.4. Efficacité de l'eau et des produits sur l'ammoniac	231
Figure C2.5. Efficacité de l'eau et des produits sur le dihydrogène sulfuré.....	232
Figure C3.1. Enceinte de mesure et analyseur (photo: Maguy Eugene – INRA)	234
Figure C4.1. Dispositif de prélèvement de gaz sur animal (Technique SF ₆)	237
Figure C5.1. Laboratoire mobile.....	243
Figure C5.2. Points de mesure de la concentration dans le bâtiment	244
Figure C5.3. Tube d'échantillonnage, filtre, sonde d'humidité et température	245
Figure C5.4. Appareils de mesure des gaz.....	245
Figure C5.5. Station météorologique (mesures de vent, de température et d'humidité).....	246
Figure C5.6. Températures, débit d'air et émissions de CH ₄	247
Figure C6.1. Porcs présents dans la porcherie d'engraissement équipée d'un raclage en V (source: CRAB).....	249
Figure C6.2. Principe de fonctionnement du raclage en V.....	251
Figure C6.3. Effet de la fréquence de raclage sur les émissions d'ammoniac	252
Figure C8.1. Schéma du parcours de prélèvement d'air à l'intérieur et à l'extérieur d'un bâtiment d'élevage de volailles	261
Figure C9.1. Représentation schématique des 2 salles d'élevage à ventilation contrôlée hébergeant chacune 3 vaches laitières, et positionnement des tubes de prélèvement d'air pour la mesure des concentrations en gaz	267
Figure C9.2. Exemple de dynamique sur trois jours de concentrations en méthane à l'entrée d'air et à l'extraction pour les 2 systèmes étudiés.....	268
Figure C9.3. Exemple de cinétique sur trois jours de concentrations en ammoniac à l'entrée d'air et à l'extraction pour les 2 systèmes étudiés.....	269
Figure C10.1. Dispositifs de chambres dynamiques testées pour la mesure d'émissions gazeuses au stockage de lisier porcin.....	274
Figure C10.2. Emissions gazeuses (H ₂ O, N, C) estimées à l'aide du bilan de masse et des systèmes de chambres dynamiques	277
Figure C11.1. Dispositif de serre dynamique utilisé pour la mesure d'émissions gazeuses au stockage de fumier porcin.....	279
Figure C11.2. Dynamiques des émissions de CO ₂ et de NH ₃ des andains de fumier pendant les 40 premiers jours de stockage	283
Figure C12.1. (a) Cadre métallique enfoncé dans le sol du parcours pour la mesure des émissions gazeuses. (b) Répartition des cadres métallique sur le parcours. (c) Cadre métallique recouvert d'un couvercle pour former une chambre statique lors d'une série de prélèvements	286
Figure C12.2. Interpolation spatiale par krigeage des flux de N ₂ O (a) et CH ₄ (b) mesurés sur le parcours.....	288
Figure C12.3. (a) Précipitations mesurées sur le site expérimental, conditions de température (Ts) et d'humidité du sol (WFPS, taux de saturation en eau de la porosité) du parcours. (b) Flux moyens de N ₂ O estimés après interpolation spatiale pour chaque série de mesure et interpolation temporelle de ces flux à l'aide d'un modèle utilisant TS et WFPS.....	289

Figure C12.4. Photographies illustrant la variabilité des conditions du sol (humidité, couvert végétal, compaction) pour des chambres situées respectivement à 5 m (a, d), 24 m (b, e) et 41 m (c, f) du bâtiment. (a, b, c)	290
Figure C13.1. Carte des différents sites impliqués dans le cadre du projet Volat'NH ₃ . Source: adapté de Arvalis	295
Figure C13.2. Illustration du dispositif dans une parcelle (crédits photo A. Charpiot)	296
Figure C13.3. Exemple de dynamiques d'émissions d'azote par volatilisation ammoniacale élaborées pour des lisiers de porc épandus en surface au printemps	300

Liste des tableaux

La lettre M correspond aux fiches « Méthode » (MX.i : tableau n°i dans la fiche Méthode n°X) et la lettre C aux fiches Etude de cas (CX.i : tableau n°i dans fiche Etude de cas n°X).

Tableau I. Emissions nationales en 2013 des principaux gaz liés aux activités d'élevage d'après le Citepa (2015) et incertitudes associées	18
Tableau II. Principales caractéristiques physico-chimiques de l'ammoniac	21
Tableau III. Illustrations de l'impact de quelques déterminants des émissions d'ammoniac	22
Tableau IV. Principales caractéristiques physico-chimiques des oxydes d'azote	24
Tableau V. Illustrations de l'impact de quelques déterminants des émissions biologiques..... d'oxydes d'azote.....	25 25
Tableau VI. Principales caractéristiques physico-chimiques du méthane	26
Tableau VII. Illustrations de l'impact de quelques déterminants des émissions de méthane.....	28
Tableau VIII. Principales caractéristiques physico-chimiques du dioxyde de carbone	29
Tableau IX. Les niveaux de concentration dans l'air ambiant préconisés par l'Organisation Mondiale de la Santé et les valeurs limites dans les réglementations européenne et française, pour le NO ₂ et les particules fines	33
Tableau X. Les plafonds d'émissions des polluants atmosphériques NO _x , NH ₃ , COV _{NM} , PM _{2,5} et CH ₄ pour la France.....	34
Tableau XII. Seuils de déclaration des émissions pour les élevages dans le cadre de l'arrêté du 31 aout 2008 relatif à la déclaration des émissions polluantes et des déchets.....	36
Tableau XIII. Méthodes de prélèvement, de mesures de concentrations, de débit et d'émissions décrites dans l'ouvrage	42
Tableau M8.1. Principaux détecteurs de chromatographe en phase gazeuse utilisables pour détecter les gaz à effet de serre et les composés azotés (d'après Lagadec <i>et al.</i> 2014)	74
Tableau M8.2. Exemples de résultats d'analyses d'un gaz étalon et d'un échantillon d'air ambiant ..	75
Tableau M16.1. Production de CO ₂ pour 1000 W de chaleur produite pour différentes catégories animales (Pedersen <i>et al.</i> , 2008).....	107
Table XIV. Table de synthèse des intérêts et limites des méthodes de prélèvement	182
Table XV. Table de synthèse des intérêts et limites des méthodes d'analyse des concentrations	184
Table XVI. Table de synthèse des intérêts et limites des méthodes de mesures des débits d'air en bâtiment d'élevage et au stockage des effluents	188
Table XVI. Table de synthèse des intérêts et limites des méthodes d'estimations des émissions (bâtiment, stockage, champs, pâture)	190
Tableau XVIII. Quelques exemples de contenus pour les différentes rubriques du diagramme d'Ishikawa.....	208
Tableau XIX. Exemple de calcul d'incertitude sur banc SENTOREF	217
Tableau XX. Liste des études de cas et des méthodes utilisées	219
Tableau C1.1. Déjections étudiées pour la mesure des émissions gazeuses en laboratoire	221
Tableau C1.2. Masse (kg) des déjections stockées et plage de températures (°C) de l'air ambiant observées au cours des campagnes de mesures	223
Tableau C2.1. Composition du gaz de référence.....	229

Tableau C1.2. Masse (kg) des déjections stockées et plage de températures (°C) de l'air ambiant observées au cours des campagnes de mesures	223
Tableau C2.1. Composition du gaz de référence.....	229
Tableau C3.1. Valeurs moyennes des émissions de CH ₄	235
Tableau C5.1. Résultats de température, débit d'air et émissions pour les trois périodes de mesure	247
Tableau C7.1. Ecart (en %) entre les émissions gazeuses cumulées mesurées (EC) et les valeurs calculées avec 2 ou 3 jours de mesures ponctuelles.....	258
Tableau C7.2. Ecart (en %) entre les émissions gazeuses cumulées mesurées (EC) et les valeurs calculées à J25, 60 et 80 selon le moment de la journée sur B2.....	258
Tableau C8.1. Comparaison des émissions en eau (en kg) estimées par les méthodes simplifiées par rapport au bilan de masse pour différents types d'élevage.....	262
Tableau C9.1. Emissions moyennes (± écarts types) calculées avec la méthode semi-continue pour chacun des 2 systèmes	269
Tableau C9.2. Rapport sorties/entrées (en %) en eau, carbone, azote, phosphore et potassium pour les 2 systèmes.....	270
Tableau C10.1. Bilan massique des effluents pour les cuves C1 (chambre cubique) et C2 (tunnel flottant)	276
Tableau C10.2. Emissions gazeuses totales mesurées pour la période de stockage des cuves C1 (chambre cubique) et C2 (tunnel flottant).....	277
Tableau C11.1. Composition initiale des andains de fumier	281
Tableau C11.3. Emissions gazeuses mesurées sur les périodes de stockage et taux de recouvrement des pertes des bilans massiques	282
Tableau C13.1. Modalités d'épandage de produits résiduaux organiques étudiées	295
Tableau C13.2. Pertes d'azote ammoniacal par volatilisation suite à l'épandage de produits résiduaux organiques, cumulées sur toute la durée d'expérimentation. Modèle de calcul de flux = « Gradients V2.2 »	299

Coordinateurs

- Mélynda Hassouna – INRA
- Thomas Eglin – ADEME

Contributeurs

- Pierre Cellier – INRA
- Vincent Colomb – ADEME
- Jean-Pierre Cohan – ARVALIS-Institut du végétal
- Céline Decuq – INRA
- Monique Delabuis – INRA
- Nadège Edouard – INRA
- Thomas Eglin – ADEME
- Sandrine Espagnol – IFIP
- Maguy Eugene – INRA
- Yannick Fauvel – INRA
- Emilie Fernandes – LNE
- Nicolas Fischer – LNE
- Christophe Flécharde – INRA
- Sophie Générmont – INRA
- Stéphane Godbout – IRDA
- Nadine Guingand – IFIP
- Jessie Guyader – INRA
- Mélynda Hassouna – INRA
- Solène Lagadec – CRAB
- Patricia Laville – INRA
- Elise Lorinquer – IDELE
- Benjamin Loubet – INRA
- Laurence Loyon – IRSTEA
- Cécile Martin – INRA
- Bertrand Méda – INRA
- Thierry Morvan – INRA
- Dominique Oster – LNE
- Didier Oudart – INRA
- Erwan Personne – AgroParisTech
- Julien Planchais – INRA
- Paul Ponchant – ITAVI

- Gilles Renand – INRA
- Paul Robin – INRA
- Yvonne Rochette – INRA

Relecteurs

- Emmanuel Fiani – ADEME
- Jean-Louis Fiorelli – INRA
- Fabrice Guiziou – IRSTEA
- Paul Landrain – CRAB
- Bernard Longdoz – INRA
- Olivier Marloie – INRA
- Edith Martin – CITEPA
- Etienne Mathias – CITEPA
- Michaël Mathot – CRA-W
- Baudouin Nicks – Université de Liège, Belgique
- Jean-Marie Paillat – CIRAD
- François-Xavier Philippe – Université de Liège, Belgique
- Olivier Ravel – Ecotron CNRS
- Philippe Rochette – Université Laval, Québec
- Amélie Vanlierde – CRA-W

Avant-propos

L'émission de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre est une préoccupation environnementale récente pour les élevages. Pourtant, ces derniers sont des contributeurs à ces émissions bien identifiés par les inventaires nationaux d'émissions, en particulier pour l'ammoniac, le méthane et le protoxyde d'azote. En France, les pertes d'azote sous forme réactive vers l'atmosphère sont du même ordre de grandeur que celles vers l'eau. Dans le cadre de la lutte contre le changement climatique et en vue de l'amélioration de la qualité de l'air, la maîtrise de ces émissions est à prendre en compte dans l'évolution des pratiques d'élevage (alimentation, choix des types de bâtiment, mise en place de procédés de traitement des émissions, pratiques de gestion des effluents...).

A ce jour, la mesure des émissions est encore peu démocratisée, limitant de fait le nombre de références adaptées aux contextes des élevages nationaux et utilisables pour orienter les éleveurs dans l'évolution de leur système de production. Afin d'améliorer les connaissances sur l'enjeu de la qualité de l'air et leur transfert vers le terrain, les partenaires du Réseau Mixte Technologique (RMT) Elevage et Environnement¹ accompagnés par l'ADEME développent des actions spécifiques de mutualisation des méthodes mises en œuvre pour mesurer les émissions et des références expérimentales. Le présent ouvrage, rédigé en partenariat avec l'ADEME et le RMT, vise à faire le point sur les principales méthodes de mesure utilisées en France pour quantifier les émissions de gaz à effet de serre, d'ammoniac et d'oxydes d'azote des systèmes d'élevages. L'objectif principal est de guider un utilisateur potentiel dans ses choix en lui donnant les éléments qui lui permettront d'identifier la ou les méthodes de quantification les plus adaptées à ses objectifs et à ses moyens.

L'ouvrage s'articule de la manière suivante:

1. Le premier chapitre rappelle les enjeux liés aux émissions gazeuses pour les activités d'élevage: environnementaux, sanitaires, techniques et réglementaires. Il décrit aussi les mécanismes d'émissions des gaz concernés.
2. Le second chapitre présente les différentes méthodes développées et mises en œuvre par les partenaires du réseau pour mesurer les émissions de gaz à effet de serre, d'ammoniac et d'oxydes d'azote. Les méthodes présentées vont du prélèvement des échantillons d'air à la mesure d'émission, que ce soit au bâtiment d'élevage, au stockage des effluents ou à la parcelle. Chaque méthode fait l'objet d'une fiche synthétique qui en décrit le principe, les conditions de mise en œuvre, les sources d'incertitudes ainsi que les principaux intérêts et limites. Ces derniers sont récapitulés dans un tableau de synthèse. En fin de chapitre sont discutés les usages des méthodes par rapport à des objectifs qu'ils soient scientifiques, techniques ou réglementaires. Enfin, une dernière partie abordera la question de l'incertitude sur la mesure d'émissions et un exemple d'évaluation sur un cas concret.
3. Le troisième chapitre illustre, par une dizaine d'études de cas, la mise en œuvre des différentes méthodes (généralement en combinaison) selon l'objectif recherché:

¹ Le RMT « élevages et environnement » est agréé par la DGER depuis décembre 2007. Il intègre une action sur les émissions gazeuses des élevages au sein du thème prioritaire « Réduction des émissions polluantes des élevages ». Les partenaires sont des organismes de recherche et du développement agricole. Ses actions vont de la recherche appliquée au transfert d'outils et de références sur le terrain.

comparaison du potentiel d'émission de différents effluents, caractérisation de l'efficacité de procédés de réduction des émissions, quantification d'émissions sur le terrain dans l'objectif de produire des facteurs d'émissions, etc. Ces études de cas permettent de discuter le domaine de validité des méthodes employées et les éventuelles évolutions/adaptations réalisées ou à envisager.

Enfin, l'ouvrage s'ouvre sur des perspectives de travail dans le domaine et un glossaire précise les définitions de certains termes et acronymes utilisés.

L'ouvrage pourra être utilisé pour prendre connaissance de la plupart des approches métrologiques utilisées en France pour quantifier les émissions de gaz à effet de serre, d'ammoniac et d'oxydes d'azote au niveau des élevages et des cultures, dans le cas des méthodes à la parcelle. Pour les lecteurs qui souhaiteraient mettre en œuvre ces méthodes, des protocoles détaillés et une expertise peuvent être obtenus auprès des partenaires référents (cités au niveau des fiches méthodes et des études de cas) et sur le site de l'INRA https://www6.inra.fr/animal_emissions. Enfin il est à noter que certaines méthodes décrites peuvent aussi être employées pour d'autres gaz, notamment les composés organiques volatils (COV).

1 Les enjeux de la mesure des émissions gazeuses en élevage

1.1 Contexte général

1.1.1 Des émissions gazeuses amplifiées par l'intensification des productions animales

L'élevage des animaux par l'Homme est caractérisé par son assistance à leur alimentation, leur reproduction, ainsi qu'à leur soin contre les maladies et blessures. Il les élève dans leur grande majorité à des fins alimentaires (viande, lait, œufs) mais aussi pour des fonctions non alimentaires (habillement, cosmétique, loisirs). A l'échelle mondiale, la production animale s'est fortement développée au cours des dernières décennies essentiellement pour la production de nourriture. En France, son développement a conduit au regroupement des animaux soit à proximité des lieux de consommation, soit dans les régions de production d'aliments pour le bétail. De plus en plus, les rythmes de production sont modulés en fonction de la demande des consommateurs alors que par le passé la consommation dépendait des rythmes de production sous la dépendance du climat. Cette demande croissante en produits animaux a généré une nouvelle organisation des flux de nutriments et des systèmes de production, avec aujourd'hui des transferts de régions productrices d'aliments pour le bétail vers les élevages. Il en résulte une disproportion entre les besoins de recyclage des coproduits de l'élevage, en particulier les déjections animales, et la capacité du milieu environnant à absorber les nutriments (ex: azote, phosphore). Le développement et l'évolution récente des productions animales se sont ainsi accompagnés d'une amplification considérable des flux biologiques, avec notamment un accroissement des émissions de gaz vers l'atmosphère. On considère actuellement que près de la moitié de la masse apportée par l'alimentation et l'eau de boisson est perdue sous forme gazeuse au cours de la production animale et de la gestion des effluents (Robin et al., 2010).

1.1.2 Des impacts sur l'environnement et la santé

La majeure partie de ces émissions gazeuses est non polluante (vapeur d'eau et dioxyde de carbone issus de la respiration animale et de la décomposition des effluents). L'autre partie est composée de gaz ayant, des effets environnementaux et sanitaires reconnus (Ademe, 2013, 2014):

- Des effets directs sur la santé et la qualité des milieux. C'est le cas des émissions d'ammoniac (NH_3), d'oxydes d'azote (NO_x) et de Composés Organo-Volatils (COVs), qui sont des molécules impliquées dans la formation de particules fines et l'eutrophisation des milieux. Si on intègre les émissions liées aux prairies pâturées et à la fertilisation des cultures fourragères, Peyraud *et al.*, (2012) estiment que l'élevage est à l'origine de plus de 90% des émissions de NH_3 en France.
- Une contribution à l'amplification de l'effet de serre par l'émission de méthane (CH_4) et de protoxyde d'azote (N_2O). En 2013, les productions animales étaient ainsi responsables de 67% des émissions de CH_4 , provenant de la fermentation entérique et de la gestion des déjections (Citepa, 2015). Près de 6% des émissions nationales de N_2O sont liées à la gestion des déjections. Du protoxyde d'azote (N_2O) est aussi émis suite aux dépôts atmosphériques d'azote liés aux émissions de NH_3 et de NO_x , et au lessivage des nitrates (NO_3^-).

- Des nuisances olfactives affectant le voisinage des exploitations. C'est le cas des émissions de NH₃, de COVs et de gaz soufrés (Ni *et al.*, 2012).

Tableau I. Emissions nationales en 2013 des principaux gaz liés aux activités d'élevage d'après le Citepa (2015) et incertitudes associées

Gaz	Enjeux principaux	Emissions nationales en 2013	Emissions de l'élevage en 2013 ² (% des émissions nationales)	Niveaux d'incertitudes estimés sur les émissions de l'élevage ¹	Niveaux d'incertitudes estimés sur les facteurs d'émissions
NH ₃	Qualité de l'air, eutrophisation et acidification des milieux, gestion de l'azote, odeurs et ambiance du bâtiment	718 kt ⁽³⁾	475 kt (66%)	~25%	~30%
N ₂ O	Climat, gestion de l'azote, couche d'ozone dans la stratosphère	148 kt	9 kt (6%)	~50% (effluents d'élevage) à ~200% (émission au champ)	~50% (effluents d'élevage) à ~200% (émission au champ)
NO _x	Qualité de l'air, gestion de l'azote	990 kt	ND	ND	ND
CH ₄	Climat et qualité de l'air	2 306 kt	1538 kt (67%)	~21%	~15% (fermentation entérique) à ~30% (effluents d'élevage)
COVnm	Qualité de l'air, odeurs et ambiance du bâtiment	758 kt	ND ⁴	ND	ND

ND : non déterminé

COVnm : Composés organiques volatils non méthaniques

¹Les incertitudes sont notamment à relier aux fortes incertitudes sur les facteurs d'émissions utilisés et à la difficulté de construire une typologie d'élevage cohérente en termes de niveaux d'émissions. Cette incertitude est probablement sous-estimée pour l'ammoniac et le méthane.

²D'après la nomenclature utilisée dans les inventaires nationaux (Citepa, 2015). Les émissions liées à la production de l'alimentation animale, et notamment la fertilisation minérale, ne sont pas prise en compte.

³97% des émissions d'ammoniac sont d'origine agricole.

⁴Comptabilisé hors inventaire national.

1.1.3 Des pertes de nutriments et des économies potentielles d'intrants

Les pertes d'azote sous forme d'ammoniac (NH₃) ou d'oxydes d'azote (NO_x et N₂O) représentent entre 20 et 70% de l'azote excrété par les animaux (Figure I ; Gac *et al.*, 2006; ITAVI, 2013; Peyraud *et al.*, 2012). D'après Peyraud *et al.*, (2012), la contribution de l'élevage aux pertes nationales d'azote serait plus importante sous forme gazeuse (principalement sous forme d'NH₃) que sous forme de nitrate. Une partie de ces pertes est évitable et leur limitation permettrait d'améliorer la valeur fertilisante des effluents d'élevage ainsi que l'efficacité de l'usage des intrants azotés dans le processus de production.

Si les techniques d'élevage sont parvenues à amplifier efficacement la partie zootechnique de l'élevage au cours des dernières décennies, elles n'ont pas considéré dans le même temps les flux vers l'atmosphère. De fait, la caractérisation des émissions et des techniques pour les maîtriser est relativement récente.

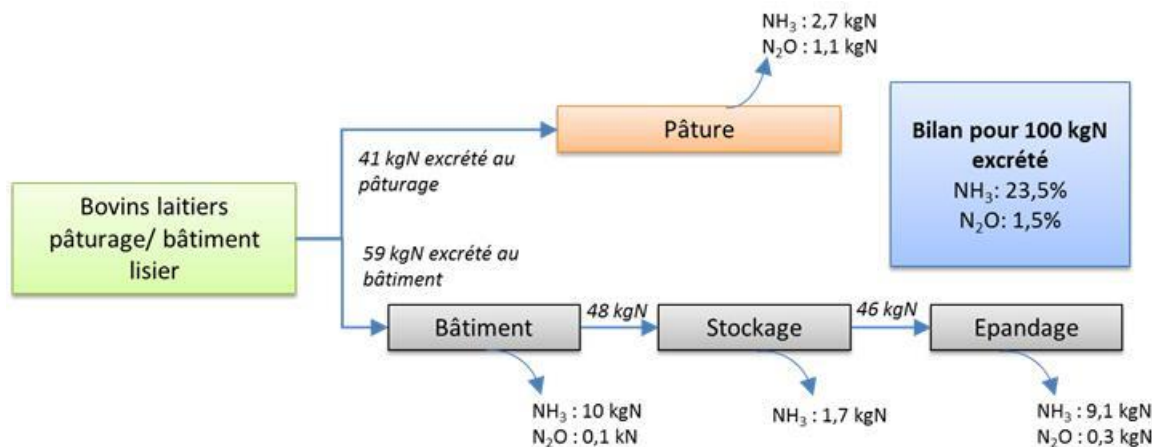


Figure I. Exemple des pertes d'azote¹ sous forme de NH₃ et de N₂O pour un élevage bovin laitier (pâturage/bâtiment lisier) type, d'après (Gac et al., 2006)

¹Les pertes varient selon les filières, les pratiques et les conditions pédoclimatiques

1.2 Caractéristiques, mécanismes de formation, impacts sanitaires et environnementaux des gaz émis²

Les émissions gazeuses résultent de mécanismes divers et complexes. Elles ont lieu sur tout le continuum de la gestion des effluents d'élevage : au pâturage et au bâtiment, lors du stockage et de l'épandage. Elles proviennent de processus physiques, chimiques et biologiques qui varient dans le temps et dans l'espace en fonction des conditions météorologiques (ex : température, vent), du milieu (ex : sol, type de bâtiment) et de paramètres zootechniques (ex : stade physiologique), de la conduite de l'élevage.

Dans la suite de cette partie, sont décrits les différents mécanismes d'émissions, les caractéristiques physico-chimiques et les impacts pour chacun des principaux gaz émis :

- Les gaz azotés : l'ammoniac (NH₃) et les oxydes d'azotes (NO_x, N₂O) ;
- Le méthane (CH₄) ;
- Le dioxyde de carbone (CO₂) : le CO₂ émis par les élevages lors de la respiration des animaux et la dégradation des matières organiques (hors consommation d'énergie fossile pour le chauffage, les engins agricoles) fait généralement partie d'un cycle court. C'est-à-dire que l'on considère qu'une quantité équivalente de CO₂ est absorbée la même année par les sols agricoles, via le retour au sol des effluents d'élevage et les végétaux cultivés. Les méthodes de mesures de la variation du stock de carbone (C) dans une parcelle agricole ne seront pas décrites dans cet ouvrage.

² Les méthodes de mesure des émissions de COV et d'odeurs ne sont pas considérées dans le cadre de cet ouvrage. Cependant, certaines des méthodes présentées sont aussi utilisables pour les COV.

Ici, la mesure des émissions de CO₂ est considérée principalement pour son intérêt dans la mesure des émissions d'autres gaz.

1.2.1 Les gaz azotés (NH₃, NO_x, N₂O)

La gestion de l'azote est au cœur des activités agricoles. Les transferts d'azote qui ont lieu au cours de la production animale (de l'alimentation au retour au sol des déjections animales) s'accompagnent d'émissions gazeuses azotées sous différentes formes moléculaires. Les principales formes émises sont l'ammoniac (NH₃), les oxydes d'azote (N₂O, NO_x) et le diazote N₂ (non polluant). Les processus à l'origine des émissions sont nombreux, complexes et reliés entre eux, comme l'illustre le schéma du cycle de l'azote (Figure II). Un contexte d'émissions faibles pour l'ammoniac peut être favorable à des émissions importantes de protoxyde d'azote (N₂O). Dans l'idéal, la compréhension et la maîtrise des émissions azotées doivent considérer l'ensemble des mécanismes et formes émises afin d'intégrer d'éventuels transferts de pollution.

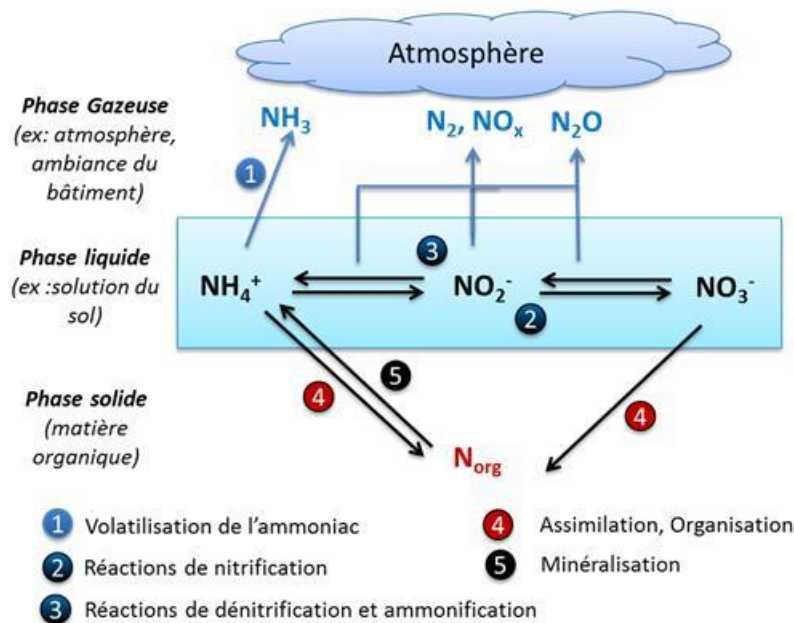


Figure II. Schéma simplifié des mécanismes conduisant à la formation des gaz azotés d'après l'ADEME (2012)

En élevage, l'azote se retrouve principalement dans l'alimentation, les animaux, les déjections animales, les engrais minéraux et dans les sols, à la fois en solution sous forme minérale (NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻) ou au sein de molécules organiques (N_{org}). Les processus d'émission sont liés à l'activité des micro-organismes (ex : nitrification et dénitrification produisant du N₂O) et à des équilibres physico-chimiques (ex : volatilisation de l'ammoniac). Ils sont largement contrôlés par les conditions environnementales (ex : température, taux d'oxygène, pH du milieu) et la forme initiale de l'azote (ex : organique ou minérale, ammonium ou nitrate).

L'ammoniac (NH₃)

En France, l'agriculture est la principale source d'émission d'ammoniac, avec une production estimée à 701 kt en 2012, soit 97,5 % des émissions totales (Citepa, 2015) dont les deux tiers sont directement imputables à la gestion des effluents d'élevage auxquels s'ajoute une

quinzaine de pourcents liée à la production de fourrages (Peyraud *et al.*, 2012). Les émissions d'ammoniac ont lieu au bâtiment, lors des phases de stockage et de traitement des déjections (fumière, fosse à lisier, plateforme de compostage, tas de fumier au champ), et à l'épandage des fertilisants azotés organiques et minéraux.

- **Caractéristiques principales**

L'ammoniac est un gaz incolore et a une odeur piquante. Ce gaz est très soluble dans l'eau et, en présence d'humidité, il est corrosif pour le cuivre, le zinc et de nombreux alliages. Très réactif dans l'air, il s'oxyde pour aboutir à la formation d'eau, de N₂ et d'oxydes d'azote. Il est aussi un précurseur important de particules fines (inférieures à < 10 µm, PM₁₀) dites secondaires (Ademe et MEDDTL, 2012).

Tableau II. Principales caractéristiques physico-chimiques de l'ammoniac

	Ammoniac
Formule	NH ₃
Masse molaire (g.mol⁻¹)	17,03
Température de fusion (°C)	-77,7
T° ébullition (°C)	-33,3
Solubilité dans l'eau à 20°C (g.l⁻¹)	540
Densité de vapeur (air=1)	0,59
Seuil de perception olfactive (mg.m⁻³)	0,35 à 35

- **Mécanismes de formation et déterminants des émissions**

L'ammoniac est issu de la volatilisation de l'ion ammonium NH₄⁺ présent dans la matrice initiale (ex : solution du sol, lisier) ou bien produit par minéralisation d'azote organique (Figure II). La volatilisation est un processus de surface, nécessitant un contact entre la solution et l'air ambiant.

Les principaux déterminants de la volatilisation sont :

- La quantité d'ammonium disponible.
- Le pH de la solution émettrice. Dans l'équilibre acido-basique NH₄⁺/NH₃, l'émission de NH₃ est favorisée avec l'augmentation du pH.
- La surface et la vitesse d'échange entre la solution et l'atmosphère. L'émission de NH₃ est favorisée par des vitesses d'air importantes au niveau de la surface de volatilisation et un gradient de concentration important à l'interface liquide-gaz.
- Les liaisons des molécules avec la matière solide. Les émissions diminuent avec l'augmentation de la Capacité d'Echange Cationique (CEC).
- La température. Les mécanismes de convection et de diffusion augmentent avec la température et l'équilibre NH₃ liquide / NH₃ gazeux est déplacé vers la phase gazeuse.
- La disponibilité en carbone qui favorise l'organisation de l'azote par les micro-organismes. Ainsi les effluents avec un rapport C/N élevé (ex: fumier bien conduit vs lisier) auront tendance à être moins émetteurs de NH₃.

Le tableau III présente l'impact de quelques déterminants des émissions d'ammoniac.

Tableau III. Illustrations de l'impact de quelques déterminants des émissions d'ammoniac

Déterminant	↑Emissions	↓Emissions
Quantité NH ₄ ⁺ (ex: type d'engrais)	Urée (en moyenne, 24% de l'N épandu est volatilisé en NH ₃) (EMEP/EEA, 2013)	Ammonitrate (en moyenne, 3% de l'azote épandu est volatilisé en NH ₃) (EMEP/EEA, 2013)
pH (ex: type de sols)	Sols alcalins	Sols acides
Température	Eté	Hiver
Aération	Fosse à lisier non couverte	Fosse à lisier couverte
Surface d'échange	Application d'engrais azoté en surface	Enfouissement

- Effets sur la santé

A l'échelle de l'exploitation et de son voisinage direct

A cette échelle, les enjeux sont principalement liés à l'exposition chronique. Des études épidémiologiques ont montré que la mauvaise qualité de l'air présent dans certains élevages pouvait avoir des conséquences négatives fortes sur la santé des éleveurs (Donham et al, 2002). En raison de sa forte solubilité dans l'eau, l'ammoniac est piégé dans les muqueuses nasales et oculaires, pouvant provoquer des irritations et des brûlures. Cependant, il reste difficile de séparer l'impact des différents « polluants » (gaz, poussières, particules, bactéries, etc.) (Portejoie, 2002). L'Institut National de Recherche et Sécurité (INRS) recommande une valeur limite d'exposition³ sur 8h sur les lieux de travail de 7 mg.m⁻³ (ou 10 ppm) et une valeur limite de court terme (15 minutes) de 14 mg.m⁻³ (ou 20 ppm). Les odeurs piquantes peuvent également constituer une gêne importante pour l'éleveur et le voisinage. Le seuil olfactif de détection varie fortement selon les individus (de 4 à 70 mg.m⁻³). Dans les bâtiments d'élevage, on retrouve le NH₃ généralement à des concentrations comprises entre 3 et 20 mg.m⁻³, avec des teneurs plus fortes dans les bâtiments fermés en porcins et volailles (Corpen, 2006; ITAVI, 2013; Portejoie, 2002). Néanmoins, une aération accrue des bâtiments augmente les quantités émises vers l'extérieur.

L'ammoniac peut affecter également la santé des animaux et leurs performances zootechniques. Dans le cas de porcs élevés dans des environnements à forte concentration en NH₃ (> 35 mg.m⁻³), un décalage des cycles biologiques chez les femelles, une fragilité accrue aux agents infectieux et une réduction des Gains Moyens Quotidiens (GMQ) ont été observés (Portejoie, 2002).

A l'échelle régionale et transfrontalière

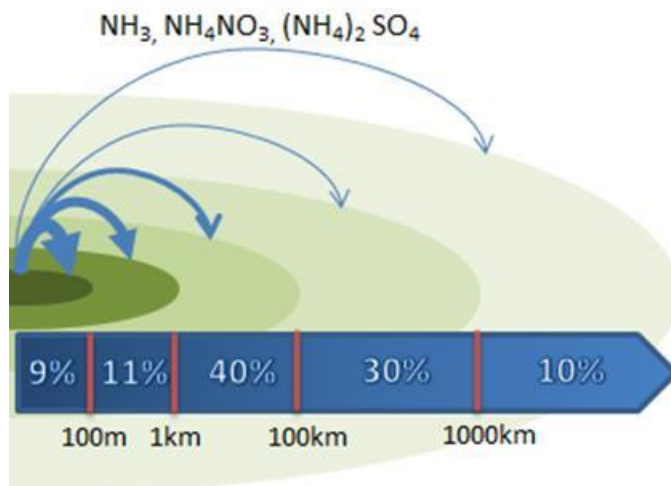
La principale préoccupation sanitaire concernant l'ammoniac est son impact indirect en tant que précurseur de particules fines. Les particules fines (<2,5µm, PM_{2,5}) sont les plus dangereuses, car elles pénètrent le plus profondément dans l'organisme, par les voies respiratoires puis dans le sang. Elles augmenteraient la fréquence de nombreuses pathologies : asthme, allergies, maladies respiratoires ou cardiovasculaires, cancers etc. En

³ Dans ce paragraphe, les valeurs limites sont données dans des conditions de 25°C et de 1 bar.

France, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) estime que 42 000 personnes décèderaient prématurément chaque année des effets liées aux particules fines (Ademe et MEDDTL, 2012). Une contribution importante du nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) aux pics de particules fines est souvent observée au début du printemps, lors de périodes d'épandage d'effluents d'élevage et de fertilisants (Hamaoui-Laguel et al., 2014).

- Effets sur l'environnement

La re-déposition de l'ammoniac volatilisé, principalement sous forme particulaire, participe à l'acidification et à l'eutrophisation des milieux. Les retombées dans les milieux aquatiques augmentent la quantité d'azote présente et peuvent aboutir à un excès de nutriments et une diminution de la quantité d'oxygène disponible. Dans les milieux forestiers, l'excès d'azote limite la mycorhization des arbres (symbiose racine/champignon), contribue à l'acidification de sols déjà pauvres et peut fragiliser les arbres sur le long terme (Portejoie, 2002). La plus grande part de l'ammoniac émis se redépose dans un rayon de quelques kilomètres autour de la source d'émission, le reste se solubilise dans l'atmosphère et est transporté sur de grandes distances (plusieurs centaines de km, Figure III).



L'azote ammoniacal retombe soit sous forme de dépôts secs (NH_3), soit sous forme d'aérosols ou de gouttelettes (dépôts secs ou humides). Ce sont ces dernières formes qui sont responsables des transports à longue distance, notamment transfrontaliers.

Figure III. Retombées de l'azote ammoniacal en fonction de la distance à la source d'après Lallemand et Weber (1996) repris par Ademe (2012)

Les oxydes d'azote (N_2O , NO_x)

Les oxydes d'azote regroupent l'ensemble des composés azotés constitués d'azote et d'oxygène : NO , N_2O , N_2O_3 , NO_2 , N_2O_4 , N_2O_5 . Les principaux oxydes d'azotes émis lors des activités agricoles sont le protoxyde d'azote (N_2O), le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO_2). On distingue généralement les NO_x (NO , NO_2) qui sont des gaz très réactifs dans l'atmosphère, contributeurs majeurs à la dégradation de la qualité de l'air, et le N_2O , qui est peu réactif dans l'atmosphère, mais est un des trois principaux gaz à effet de serre émis par les activités humaines. Depuis la réduction des émissions de composés chlorés (CFC, HCFC) dans le cadre du protocole de Montréal, le N_2O serait aussi la principale source d'appauvrissement de la couche d'ozone au niveau de la stratosphère (PNUE, 2013).

Tandis que la contribution de l'élevage aux émissions nationales⁴ de NO_x est faible (<5%) par rapport à celle des secteurs industriels et des transports, la gestion des déjections animales représente près de 6% des émissions nationales de N₂O (Citepa, 2015). Si l'on considère les émissions liées aux cultures destinées à l'alimentation animale, il s'agit de plus de 70% des émissions nationales (Peyraud *et al.*, 2012).

▪ Caractéristiques

Le monoxyde d'azote (NO) est un gaz incolore dans les conditions normales de température et de pression, ininflammable dans l'air et peu soluble dans l'eau (< 80 mL.L⁻¹ à 20°C). Il se comporte comme un oxydant à température élevée et un réducteur à basse température. Il se caractérise par une odeur piquante perceptible dès 0,36 mg.m⁻³. C'est un composé instable qui se combine avec l'oxygène pour former du dioxyde d'azote (NO₂).

Le dioxyde d'azote (NO₂) est très volatil dans les conditions normales de température et de pression, ininflammable dans l'air et soluble dans l'eau. C'est un oxydant fort qui peut réagir avec de nombreuses matières réductrices et combustibles.

Le protoxyde d'azote (N₂O) est un gaz incolore, à l'odeur et au goût légèrement sucrés. Il est également connu sous le nom de « gaz hilarant », cependant cet effet n'est pas décelable pour les concentrations trouvées dans le secteur agricole. Il est très stable dans l'atmosphère. Il peut cependant réagir avec les métaux alcalins, avec de nombreux composés organiques, et il favorise les combustions. Il est utilisé dans de nombreux secteurs (automobile, médecine, aérosols, etc.).

Tableau IV. Principales caractéristiques physico-chimiques des oxydes d'azote

	Monoxyde d'azote	Dioxyde d'azote	Protoxyde d'azote
Formule	NO	NO ₂	N ₂ O
Masse molaire (g.mol⁻¹)	30,01	46,01	44,01
Température de fusion (°C)	-163,6	-9,3	-90,8
T° ébullition (°C)	-151,8	21,15	-88,5
Solubilité dans l'eau à 20°C (g.l⁻¹)	0,057	réagit avec l'eau en formant HNO ₂ HNO ₃	1,33
Densité de vapeur (air=1)	1,036	1,587	1,53
Seuil de perception olfactive (mg.m⁻³)	0,38	0,38	

▪ Mécanismes de formation et déterminants des émissions

Les oxydes d'azote d'origine agricole proviennent principalement :

- De la combustion de l'azote de l'air ou de l'azote organique contenu dans les déchets organiques ou les carburants. Les méthodes de mesure spécifiques de ces émissions ne seront pas considérées dans le cadre de cet ouvrage.
- Des processus biologiques d'oxydation ou de réduction de l'azote (Figure II).

Les mécanismes de formation de NO_x et de N₂O sont des réactions d'oxydoréduction généralement conduites par des micro-organismes (Hénault *et al.* 2005). Les principales

⁴ Comptabilisé hors total de l'inventaire national

voies de production sont la nitrification de l'ion ammonium (NH_4^+) en nitrate (NO_3^-) favorisée en conditions aérobies et la réaction inverse dite de dénitrification favorisée en conditions partiellement anaérobies. Ce sont des émissions majoritairement liées à l'activité de communautés microbiennes nitrifiantes et dénitrifiantes dans le substrat (sol, effluent). La nitrification est reconnue comme le principal processus de production de NO_x conduisant à des émissions significatives vers l'atmosphère (Garrido *et al.*, 2002).

Les facteurs d'influence de ces réactions sont nombreux, mal connus et leurs interactions complexes. Parmi ceux-ci, nous pouvons citer:

- Les communautés microbiennes (ex: dénitrifiants, nitrifiants) présentes dans le substrat (Henault *et al.*, 2005).
- La quantité et la disponibilité des formes minérales de l'azote (ammonium, nitrite et nitrate), substrats des réactions.
- La teneur en eau, l'oxygénation et le potentiel redox du milieu. De manière générale, les fortes émissions de N_2O sont associées à des milieux réducteurs, et donc plutôt à des situations de dénitrification, alors que les émissions de NO_x sont associées à des milieux oxydants, et donc à des situations nitrifiantes (Corpen, 2006). En conditions totalement anaérobies, les dénitrifiants ne sont plus actifs.
- La disponibilité en carbone facilement assimilable par les microorganismes. La décomposition des matières organiques peut créer des conditions favorables à la dénitrification du fait de la consommation d'oxygène.
- Le pH. Les émissions de N_2O des sols acides sont généralement supérieures à celles des sols à pH neutre ou basique. Les mécanismes ne sont pas encore bien compris. Hénault *et al.* (2005) l'expliquent par un accroissement de la nitrification et/ou une moindre réduction en N_2 du N_2O produit au cours de la dénitrification.
- La température. A température ambiante, l'activité des micro-organismes et la minéralisation de l'azote organique augmentent avec la température (Henault *et al.*, 2005). Dans le cas du compostage, la réaction de nitrification est inhibée par des températures supérieures à 40°C (optimale à 35°C). Dans ce cas, l'azote reste sous forme ammoniacale et les émissions de N_2O sont minimales (Ademe, 2012).

Le tableau ci-dessous présente l'impact de quelques déterminants des émissions d'oxydes et de protoxyde d'azote:

Tableau V. Illustrations de l'impact de quelques déterminants des émissions biologiques d'oxydes d'azote

Déterminants	↑Emissions		↓Emissions	
	NOx	N ₂ O	NOx	N ₂ O
Aération	Fumier solide aéré		Lisier	
pH	Sols acides		Sols alcalins	
Teneur en eau	Sol fertilisé drainé	Sol fertilisé hydromorphe	Sol fertilisé hydromorphe	Sol fertilisé drainé

- Effets sur l'environnement et la santé

Les NO_x ont des impacts directs sur la santé et l'environnement. Ainsi, à des niveaux supérieurs à $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, le NO_2 peut causer divers troubles respiratoires, neurologiques,

hématologiques ou rénaux. L'INRS donne une valeur limite d'exposition pour le NO de 25 ppm ou 30 mg.m⁻³ et une valeur limite d'exposition pour le NO₂ de 3 ppm ou 6 mg.m⁻³. D'autre part, le NO₂ peut également être absorbé par les plantes. S'il peut être alors utilisé comme source d'azote, cet apport est en général faible. Par contre, cette absorption peut avoir un effet négatif sur le fonctionnement des plantes par la perturbation des équilibres acido-basiques qu'elle occasionne au niveau de la feuille et les modifications physiologiques qu'elle peut entraîner.

Les NO_x contribuent aussi à la formation d'autres espèces chimiques polluantes. En effet, espèces très réactives dans l'environnement, elles interagissent avec d'autres composés présents dans l'atmosphère (ex: COV, H₂O, NH₃) mais aussi des particules fines (PM₁₀ et PM_{2,5}) et des substances acides (ex: HNO₃). Les dépôts de particules fines et de substances acides contribuent à l'acidification et à l'eutrophisation des milieux. Les NO_x jouent également un rôle dans les réactions de formation et de destruction de l'ozone (O₃) troposphérique, responsable de gênes respiratoires et de pertes de productivité végétale.

Le N₂O est un puissant gaz à effet de serre dont le pouvoir de réchauffement global (PRG) sur 100 ans est ~300 plus élevé que celui du CO₂. Sa durée de vie dans l'atmosphère est de l'ordre de 150 ans. C'est le troisième plus important gaz à effet de serre après le dioxyde de carbone (CO₂) et le méthane (CH₄), et est réglementé par le Protocole de Kyoto. A haute concentration, il peut être néfaste pour la santé. Cependant, dans les conditions d'élevage, les niveaux concentrations retrouvés sont inoffensifs. Par exemple, en bâtiments porcins les concentrations moyennes mesurées sont autour de 0,5 – 0,6 mg.m⁻³ (Hamon *et al.*, 2012). En France, il n'existe pas de valeur de seuil d'exposition, hormis pour les locaux où sont pratiquées des anesthésies.

1.2.2 Le méthane (CH₄)

Le méthane est un composé organique volatil émis principalement par l'élevage, qui représente plus des 2/3 des émissions françaises (Citepa, 2015). Il contribue aussi à la formation de l'ozone dans la basse atmosphère (troposphère) et à la destruction de la couche d'ozone dans la stratosphère.

Caractéristiques

Le méthane est inodore et inflammable, plus léger que l'air il s'accumule en hauteur dans les bâtiments. Sa durée de vie dans l'atmosphère est de l'ordre de 10 ans.

Tableau VI. Principales caractéristiques physico-chimiques du méthane

Nom vernaculaire	Méthane
Formule	CH ₄
Masse molaire (g.mol ⁻¹)	16,04
Température de fusion (°C)	-182,5
T° ébullition (°C)	-161,6
Solubilité dans l'eau à 20°C (g.l ⁻¹)	0,022
Densité de vapeur (air=1)	0,55
Seuil de perception olfactive	-

▪ Mécanismes de formation et déterminants

En élevage, du méthane est produit par fermentation anaérobie de composés organiques par des micro-organismes (les archae-méthanogènes). Les émissions ont ainsi lieu lors :

- de la digestion des aliments par les animaux, et principalement des ruminants (fermentation entérique). Pour les ruminants, la méthanogénèse est nécessaire à la bonne dégradation de la cellulose dans le rumen.
- de la fermentation des déjections, principalement au bâtiment et au stockage.

Au niveau de la fermentation entérique, la quantité de méthane émise dépend de nombreux facteurs (Jouany and Vermorel, 2010) :

- Des quantités ingérées : une plus grande quantité ingérée augmente les émissions mais elle accélère aussi le transit et réduit les pertes d'énergie sous forme de CH₄, en proportion à l'Energie Brute valorisée.
- De la digestibilité des aliments : des rations fibreuses, riches en cellulose et peu digestes favorisent les émissions nettes de CH₄.
- Du stade physiologique des animaux : les animaux émettent plus de CH₄ pour une ration équivalente avec l'augmentation de leur niveau de production.
- Du type de ration : des rations riches en acides gras et notamment en oméga 3 réduisent les émissions. D'autres additifs (ex : nitrate) permettent aussi d'obtenir des réductions d'émissions.

Les principaux déterminants des émissions lors de la décomposition des déjections (bâtiment, stockage) sont :

- L'oxygénation du milieu. Les processus microbiens de formation du CH₄ sont anaérobies. Ainsi, le tassement des tas de fumier ainsi qu'une humidité forte favorisent les émissions de CH₄.
- La température. L'activité des micro-organismes augmente avec la température.

On notera qu'il peut y avoir des effets antagonistes entre émissions de N₂O et CH₄. En effet, les systèmes de gestion des déjections réduisant le CH₄ présentent des émissions de N₂O souvent accrues, en raison de conditions partiellement anaérobies (ex : litière).

Le tableau VII illustre l'impact de plusieurs déterminants sur les émissions de méthane.

▪ Effets sur la santé et l'environnement

Le méthane n'a pas d'effet sanitaire direct connu aux concentrations mesurées dans l'atmosphère ou les bâtiments d'élevage. Néanmoins, c'est le principal gaz à effet de serre émis par les élevages, avec un potentiel de réchauffement global (PRG) à 100 ans 21 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone (CO₂). Comme les NO_x, le méthane joue un rôle dans les réactions de formation de l'ozone (O₃) troposphérique

Tableau VII. Illustrations de l'impact de quelques déterminants des émissions de méthane

Déterminant	↑Emissions	↓ Emissions	Commentaires
Espèce animale	Ruminant	Monogastrique	A titre indicatif, les émissions de la fermentation entérique des bovins lait avoisinent 100 kg CH ₄ par vache laitière par an et sont de l'ordre de 2 kg.an ⁻¹ pour un porc adulte (Paustian <i>et al.</i> , 2006).
Composition de la ration	Ration riche en fibres	Présence d'acides gras	Ex: L'ajout de lin ou de nitrate dans la ration sont des techniques pour réduire les émissions.
Gestion des déjections au bâtiment	Fumier accumulé sous les animaux, fumier tassé	Fumier aéré	Il peut y avoir des effets antagonistes entre émissions de N ₂ O et CH ₄ .

1.2.3 Le dioxyde de carbone (CO₂)

Le dioxyde de carbone est considéré dans cet ouvrage pour son importance dans la mise en œuvre de méthodes de mesure (ex: bilan de masse) des autres gaz décrits ci-dessus. Les émissions de CO₂ liées à la gestion des déjections et à la respiration animale sont réabsorbées rapidement (cycle court) par les cultures dédiées à l'alimentation animale C'est pourquoi dans ce cas le CO₂ n'est pas considéré pour son rôle dans l'amplification de l'effet de serre. Néanmoins, sur l'exploitation, des émissions non compensées peuvent avoir lieu via la combustion d'énergie fossile et la perte de matière organique des sols agricoles. Les méthodes de mesure relatives à ces émissions ne seront pas considérées dans le cadre de cet ouvrage.

Caractéristiques

A température et pression ambiante, le dioxyde de carbone est un gaz incolore, inodore et plus lourd que l'air (Tableau VIII). Il est soluble dans l'eau et y réagit pour former de l'acide carbonique H₂CO₃.

Mécanismes de formation et déterminants

Le dioxyde de carbone (CO₂) est principalement produit:

- par la respiration animale,
- la dégradation aérobie des matières organiques contenues dans les effluents par les microorganismes,
- la combustion de matériaux carbonés, d'énergie fossile et de matières organiques.

Les principaux déterminants favorisant les émissions sont l'activité métabolique des animaux, la quantité de C disponible, l'oxygénation du milieu et la température.

Tableau VIII. Principales caractéristiques physico-chimiques du dioxyde de carbone

	Dioxyde de Carbone
Formule	CO ₂
Masse molaire (g.mol⁻¹)	44,01
Température de fusion (°C)	-56,6
T° ébullition (°C)	-78,5
Solubilité dans l'eau à 20°C (g.l⁻¹)	540
Densité de vapeur (air=1)	1,53
Seuil de perception olfactive	-

1.3 La caractérisation des émissions des élevages : des valeurs d'émission très variables et difficiles à utiliser

Actuellement, les facteurs d'émissions disponibles dans les bases de données internationales (EFDB⁵) ou dans certains documents de références (CORPEN pour la France, rapports du GIEC) sont établis sur la base de mesures d'émissions publiées et ont fait l'objet d'un consensus national ou international. Cependant, pour obtenir des évaluations plus pertinentes ou des inventaires plus représentatifs de la réalité terrain, les facteurs d'émissions à utiliser doivent couvrir une plus grande gamme de conditions d'élevage et être associés à une incertitude réduite de manière à proposer des catégories d'élevage mieux différenciées sur la base de leurs émissions réelles.

L'analyse de la bibliographie internationale concernant les mesures d'émissions en élevage fait apparaître une variabilité importante entre gaz, productions, postes. A titre d'exemple, la Figure IV présente une synthèse des valeurs d'émissions d'ammoniac en bâtiment bovin lait issues de la littérature scientifique et recensées par Charpiot *et al.* (2012). Les résultats de cette synthèse illustrent la forte hétérogénéité des mesures d'émission que l'on peut obtenir au sein même d'une catégorie de systèmes de gestion des effluents, typologie généralement utilisée pour comparer les émissions de différents systèmes d'élevage. Ainsi, pour la catégorie « lisier avec allées en sol béton » (slurry - cubicles with concrete floor alley), les auteurs de l'analyse ont recensé des niveaux d'émissions mesurées variant de plus d'un facteur 100, sans pouvoir en identifier les facteurs explicatifs. D'autre part, on retrouve des mesures avec des niveaux d'émissions comparables entre les différentes catégories considérées. Cette analyse met clairement en évidence l'importance de pouvoir bien caractériser les conditions de mesures et les systèmes auxquels on s'intéresse. Elle montre aussi l'intérêt de construire une typologie d'élevage basée sur les émissions et permettant de mieux représenter la variabilité mesurée.

Pour ce faire, les facteurs d'émission doivent être établis à partir d'un nombre de mesures sur le terrain suffisant (permettant notamment de distinguer plusieurs typologies d'élevages et de pratiques) et prendre en compte des mesures obtenues à partir de méthodes fiables et rigoureuses. De plus, il est important d'inclure de manière plus systématique dans les publications les informations suffisantes pour :

- homogénéiser les unités (manque d'informations zootechniques),
- mieux juger de la représentativité des résultats obtenus (manque d'informations sur les systèmes étudiés et les conditions d'élevage),
- mieux comparer les résultats entre publications (notamment, manque d'informations sur les systèmes étudiés, les conditions d'élevage, les protocoles expérimentaux, les niveaux d'incertitudes associés aux mesures).

⁵ <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB/main.php>, consulté le 11 mars 2014

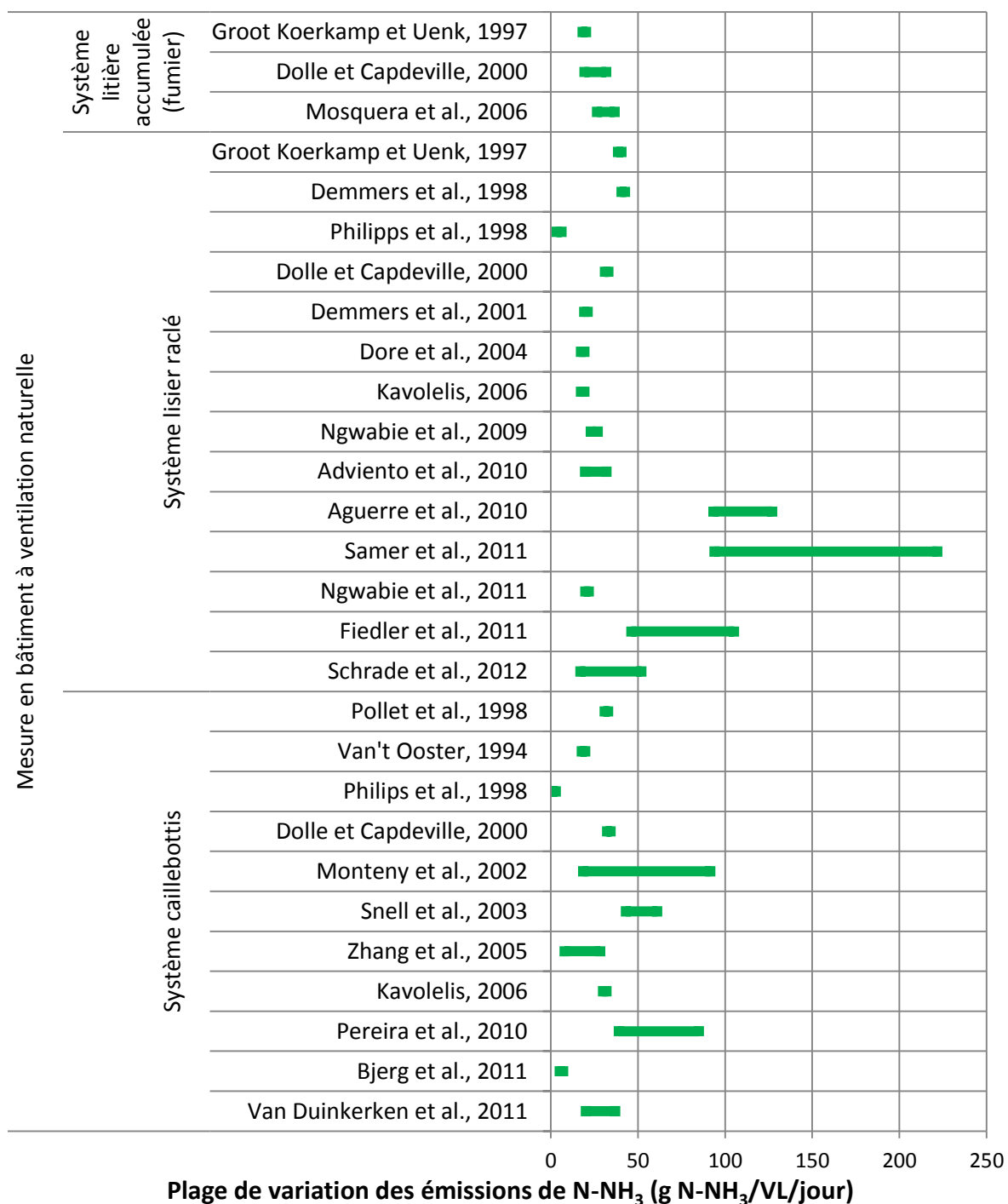


Figure IV. Variabilité des émissions de NH₃, en bâtiment bovin lait dans la littérature internationale (Charpiot *et al.*, 2012)

Dans certains cas, les méthodologies de mesure peuvent être à l'origine de différences importantes entre les résultats de mesure d'émissions de deux systèmes d'élevage quasiment identiques (ou qui appartiennent à une même catégorie). C'est pourquoi la mise à disposition de protocoles pour différents types de méthodes ainsi qu'une méthodologie d'estimation des incertitudes de mesure doivent être mis à la disposition du plus grand nombre.

1.4 Les réglementations encadrant les émissions

L'Europe, comme d'autres pays dans les différentes régions du monde, s'est engagée dans une politique d'amélioration de la qualité de l'air et de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES). L'ammoniac et les NO_x sont aujourd'hui ciblés par les politiques d'amélioration de la qualité de l'air, le protoxyde d'azote et le méthane par celles de réduction des émissions de GES.

On peut distinguer trois principaux types de réglementation qui encadrent ces émissions :

- la réglementation portant sur la qualité de l'air extérieur qui définit les niveaux d'exposition acceptables pour la santé humaine,
- les engagements nationaux de réduction des émissions au niveau européen et international,
- la réglementation visant les réductions à la source pour les activités au niveau de l'exploitation d'élevage.

Ces réglementations s'emboîtent à différentes échelles, depuis des accords ou protocoles internationaux, ensuite précisés par des réglementations européennes (règlements, directives, décisions) et des réglementations nationales (lois, décrets, arrêtés, plans d'actions).

A l'échelle des territoires français, des actions sont mises en œuvre au travers des Schémas Régionaux Climat, Air, Energie (SRCAE), des plans de protection de l'atmosphère (PPA) et des plans climat (PCET). Les SRCAE définissent une approche intégrée au titre du climat de l'air et de l'énergie, sous la houlette des préfets de région et des présidents de conseils régionaux. Par exemple, le projet de SRCAE en Bretagne (consulté le 25 septembre 2013) souhaite favoriser l'identification et la promotion de techniques moins émettrices (GES, NH₃) et intègre parmi les indicateurs de suivi les émissions agricoles de polluants atmosphérique. Les PPA doivent établir, sur un périmètre cohérent donné (agglomération, zone en dépassement...), les mesures à prendre pour réduire les émissions (ex : interdiction d'épandage en cas de pics de pollution particulaire à forte composante ammoniacale).

1.4.1 La qualité de l'air extérieur et les niveaux d'exposition

La réglementation concernant la qualité de l'air vise à protéger les personnes des effets toxiques résultants de l'exposition prolongée à certains gaz. On retrouve généralement une exposition maximum annuelle (moyenne annuelle), et une exposition maximum aigue (ex: moyenne 10 min). Le texte majeur inspirant ces normes vient de l'organisation mondiale de la santé (OMS) qui publie et met à jour des lignes directrices concernant la qualité de l'air. Des valeurs contraignantes sont fixées au niveau de l'Union Européenne par la directive concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur (2008) et, au niveau français, par plusieurs décrets (Tableau IX). Les GES ne sont pas concernés par ces réglementations car ils ne présentent pas d'enjeux de toxicité. Le Code de l'environnement (Livre II, article L. 220-2) intègre à la notion de pollution atmosphérique les nuisances olfactives excessives. En 2014, la France ne respectait pas les valeurs seuils fixées par la directive 2008/50/CE⁶ pour les oxydes d'azote et les PM₁₀ (nombre de pics journaliers par an).

⁶ A consulter sur eur-lex.europa.eu

Tableau IX. Les niveaux de concentration dans l'air ambiant préconisés par l'Organisation Mondiale de la Santé et les valeurs limites dans les réglementations européenne et française, pour le NO₂ et les particules fines

	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
International	Valeurs préconisées par l'OMS (lignes directrices)		
	Ma ¹ : 40 µg.m ⁻³ M1h ¹ : 200 µg.m ⁻³	Ma : 20 µg.m ⁻³ M1j ¹ : 50 µg.m ⁻³	Ma : 10 µg.m ⁻³ M1j : 25 µg.m ⁻³
Union Européenne	Directive qualité de l'air ambiant et air pur 2008 (2008/50/CE)		
	Ma : 40 µg.m ⁻³ M1h : 200 µg.m ⁻³ , à ne pas dépasser plus de 18 fois par an	Ma : 40 µg.m ⁻³ M1j : 50 µg.m ⁻³ à ne pas dépasser plus de 35j par an	Ma : 25 µg.m ⁻³ en 2015 et 20 µg.m ⁻³ en 2020
France	Décret du 21 octobre 2010 qualité de l'air		
	Même valeurs qu'au niveau européen		

¹Ma : Moyenne annuelle, M1h : Moyenne sur 1 heure, M1j : Moyenne sur une journée

Ces objectifs ont notamment, été déclinés de manière opérationnelle dans les lois Grenelle. Ainsi, un Plan Particules a été publié suite au Grenelle de l'Environnement (2008). Il ciblait explicitement le secteur agricole par la mise en œuvre d'actions de recherche et la promotion de techniques moins émettrices d'ammoniac et de particules, au niveau de l'alimentation, de la gestion des déjections animales et des épandages de matières fertilisantes organiques et minérales. Un des principaux objectifs du plan Particules était d'adopter comme référence en France une valeur cible de 15 µg.m⁻³ de PM_{2,5} dans l'air ambiant applicable dès 2010, et de transformer cette valeur en valeur limite contraignante en 2015 avec l'objectif, à terme, de réduire les concentrations à 10 µg.m⁻³ conformément à la recommandation de l'OMS.

1.4.2 Les engagements nationaux de réduction des émissions

Le premier texte international d'envergure concernant les plafonds d'émission de polluants atmosphériques fut la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontalière à Longue Distance (convention de Genève), signé en 1979. Cette convention a été suivie de différents accords, dont le protocole de Göteborg qui définit des plafonds d'émissions nationaux pour différents polluants atmosphériques, dont l'ammoniac, les NO_x, les COV non méthaniques et les particules fines PM_{2,5}. Au niveau de l'Union Européenne, la directive NEC (National Emission Ceilings, 2001/81/CE) redéfinit des plafonds d'émissions cohérents avec le protocole de Göteborg voire plus ambitieux. Elle impose aussi aux états membres de définir les moyens pour les atteindre. En 2010, en dehors des émissions de NO_x, la France avait atteint ses objectifs sur les différents polluants atmosphériques. Les plafonds de la directive NEC devraient être actualisés dans les prochaines années et fixer de nouveaux plafonds à l'horizon 2030 par rapport à 2005.

Tableau X. Les plafonds d'émissions des polluants atmosphériques NO_x, NH₃, COV_{NM}, PM_{2,5} et CH₄ pour la France

	NO _x	NH ₃	COV _{NM}	PM 2,5	CH ₄
International	Protocole de Göteborg 2012 , en % de baisse en 2020 par rapport à 2005				
	-50%	-4%	-43%	-27%	n.c. ¹
Union Européenne	Directive NEC 2001 ; défini des plafonds pour 2010 (en cours d'actualisation pour 2020) en kt par an				
	810 ⁷	780	1 050	n.c.	n.c.
	Révision de la directive NEC (proposition de la commission en 2014) : en % de baisse en 2020 et 2030 par rapport à 2005				
	-50 / -70%	-4% / -29%	-43 / -50%	-27 / -48%	-0% / -25%
France	Mêmes objectifs qu'au niveau européen				

¹ n.c. : non concerné

Le protocole international de Kyoto, signé en 1997 et entré en vigueur en 2005, est le principal accord international fixant une contrainte sur les émissions de GES pour 38 pays (dits de l'Annexe B), dont la France. L'objectif global de réduction des émissions était de -5% pour la période 2008-2012 par rapport à 1990, avec un objectif différencié par pays. La France a ainsi atteint son objectif de stabilisation de ces émissions. Depuis 2013, le protocole est entré dans sa deuxième phase d'engagement (2013-2020), qui devrait aboutir à une réduction de -18% par rapport à 1990. Les objectifs par pays sont en cours de négociation et devraient être proposés en 2015. A l'échelle européenne, des objectifs de réduction sont aussi définis dans le cadre du paquet climat-énergie renouvelable.

A l'heure actuelle, il n'existe pas d'objectif contraignant de réduction des émissions spécifiques pour le secteur agricole, que ce soit à l'échelle internationale, européenne ou nationale. L'agriculture ne fait pas partie du périmètre du système européen d'échange des quotas (EU ETS). Elle est toutefois concernée par l'ESD (Effort Sharing Decision) avec un objectif global pour les secteurs d'émissions diffuses (transport, bâtiment, agriculture) de -10% pour 2020 par rapport à 2005. De plus, des projets de réduction dans le secteur agricole peuvent permettre de générer des crédits « Kyoto » échangeables sur les marchés « carbone », en particulier sur le marché volontaire. Cette valorisation nécessite néanmoins la mise en œuvre d'une méthodologie reconnue, intégrant notamment des méthodes fiables de comptabilisation (facteurs d'émissions) et de vérification des réductions. En 2014, le nombre de projets agricoles proposés restait faible. Ces projets ont principalement porté sur

⁷ Seul plafond de la directive NEC qui n'a pas été respecté par la France.

la production de biomasse, la méthanisation des déchets agricoles, l'amélioration de l'efficacité énergétique et l'arrêt du labour.

Tableau XI. Les objectifs d'émissions de gaz à effet de serre pour la France.

	<u>GES</u> : CO ₂ fossile, N ₂ O, CH ₄ , HFC, PFC, SF ₆
International	Protocole de Kyoto, 2005. Emissions moyennes 2008-2012 par rapport à 1990
	Stabilisation, 0%
Union européenne	Paquet climat-énergie renouvelable
	-20% en 2020 par rapport à 1990
France	Lois Grenelle 1 et 2
	-75% en 2050 par rapport à 1990

1.4.3 La réduction des émissions à la source

La réglementation visant la réduction des émissions à la source concerne principalement les élevages les plus émetteurs. Elle s'applique principalement aux émissions de NH₃, de poussières et d'odeurs, notamment à travers la directive européenne Industrial Emission Directive (IED), qui remplace depuis 2010 la directive IPPC. La directive IED impose aux élevages avicoles (> 40 000 volailles) et porcins (> 2000 porcs de plus de 30 kg ou > 750 truies) de déclarer leurs émissions et d'appliquer les meilleures techniques disponibles (MTD) telles que définies par la commission européenne dans le BREF IRPP (Intensive Rearing of Poultry and Pigs). Ce document est en cours de révision et la version aujourd'hui proposée par la commission européenne définit des valeurs limites d'émissions associées aux MTD ainsi que des méthodes de mesures permettant de contrôler les réductions obtenues dans les exploitations (§ 2.4.5).

Tous les élevages soumis à la directive IED et dont les émissions sont supérieures aux seuils indiqués dans le tableau XII doivent déclarer leurs émissions à l'Etat français⁸ (arrêté du 31 aout 2008 relatif à la déclaration des émissions polluantes et des déchets). Dans les faits, en élevage, seuls les seuils d'émissions d'ammoniac sont régulièrement atteints.

Les émissions des élevages plus petits ainsi que les odeurs sont encadrées par les réglementations RSD (Règlement Sanitaire Départemental) et ICPE (Installation Classées Pour l'Environnement). Les contraintes (ex : incorporation rapide des effluents au champ) dépendent de la taille des élevages et de leur statut (RSD, ICPE soumis à déclaration, à enregistrement ou à autorisation).

Aujourd'hui le principal mécanisme de réduction à la source des émissions de GES est le système communautaire d'échange de quotas d'émissions de gaz à effet de serre européen

⁸ Déclaration à réaliser sur le site web dédié <https://www.declarationpollution.ecologie.gouv.fr/gerep/>

(EU ETS), adopté pour respecter les engagements pris dans le cadre du protocole de Kyoto. Dans ce cadre, de nombreux gaz (N₂O, COV etc.) émis dans le cadre d'activités industrielles sont soumis à des Valeurs Limites d'Emissions (VLE). Néanmoins les seuils étant très supérieurs à ceux observés en élevage font qu'actuellement l'activité d'élevage n'entre pas dans le système EU ETS.

Tableau XII. Seuils de déclaration des émissions pour les élevages dans le cadre de l'arrêté du 31 aout 2008 relatif à la déclaration des émissions polluantes et des déchets

Polluants atmosphériques	Seuil de déclaration en t/an
Ammoniac (NH ₃)	10
Méthane (CH ₄)	100
Protoxyde d'azote (N ₂ O)	10
Particules < 10 microns (PM ₁₀)	50
COVnm	30
NOx/NO ₂	100

Il est à noter que d'autres réglementations ne ciblant pas directement la réduction des émissions vers l'air vont néanmoins avoir un effet important. C'est le cas de celles mises en œuvre pour l'amélioration et la préservation de la qualité de l'eau. Par exemple, dans le cadre de l'application de la Directive Nitrates, les exploitations agricoles en zones vulnérables sont soumises à l'équilibre de la fertilisation et à des contraintes à l'épandage des effluents d'élevage au champ. Cette action visant à limiter les pertes d'azote dans le milieu aquatique contribuent aussi à la réduction des émissions d'azote vers l'air sous forme d'oxyde d'azote ou d'ammoniac.

1.5 Conclusions

Le présent chapitre a permis de définir les principales émissions gazeuses des élevages et de mettre en évidence des enjeux environnementaux et sanitaires importants. Ceux-ci sont donc retranscrits dans des objectifs politiques et des réglementations. Mais, ils sont aussi zootechniques ou agronomiques, en particulier sur l'optimisation des intrants azotés. Une meilleure connaissance des émissions apparaît aujourd'hui nécessaire pour poursuivre le développement de réponses techniques permettant d'agir sur les sources agricoles de manière efficace et développer des réponses adaptées au fonctionnement des exploitations. Le chapitre suivant a pour objet de présenter les principales techniques de mesures applicables en élevages, tout en précisant les intérêts et limites relatifs de leurs usages.

1.6 Références

- Ademe. 2012. Programme de recherche de l'Ademe sur les émissions atmosphériques de compostage. Connaissances acquises et synthèse bibliographique. Ademe. 243 p. <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?sort=-1&cid=96&m=3&id=84270&ref=14227&nocache=yes&p1=111> consulté le 22/04/2014
- Ademe. 2013. Des informations pour agir. Techniques de traitement. <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=12617>.
- Ademe.2014. BULDAIR Connaître pour agir. <http://www.buldair.org>.

- Ademe et MEDDTL. 2012. Les émissions agricoles de particules dans l'air. Etats des lieux et leviers d'action. Editions Ademe, 36 p.
- Charpiot A., Dollé J.B., Edouard N., Faverdin P., Hassouna M. "Acquisition De References Complementaires En Vue D'appliquer Une Methode Simplifiee De Mesure Des Emissions D'ammoniac En Batiments D'elevage Bovin ", 2012.
- Citepa. 2015. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France: séries sectorielles et analyses étendues. *Données transmises directement par le Citepa*.
- Corpen. 2006. Estimation des rejets d'azote - phosphore - potassium - calcium - cuivre - et zinc par les élevages avicoles. 55 p.
- EMEP/EEA. 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories. No 12/2013. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013> consulté le 23/04/2014
- Gac, A.; Béline, F.; Bioteau, T. 2006. Flux de gaz à effet de serre (CH₄, N₂O) et d'ammoniac (NH₃) liés à la gestion des déjections animales: Synthèse bibliographique et élaboration d'une base de données. 98 p.
- Garrido, F.; Henault, C.; Gaillard, H.; Perez, S.; Germon, J.C. 2002. N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology & Biochemistry*. 34 (5), 559-575 10.1016/s0038-0717(01)00172-9 <Go to ISI>://WOS:000175658800001
- Hamaoui-Laguel, L.; Meleux, F.; Beekmann, M.; Bessagnet, B.; Génarmont, S.; Cellier, P.; Létinois, L. 2014. Improving ammonia emissions in air quality modelling for France. *Atmospheric Environment*. 92, 584-595 10.1016/j.atmosenv.2012.08.002
- Hamon, L.; Andrès, Y.; Dumont, E. 2012. Aerial Pollutants in Swine Buildings: A Review of Their Characterization and Methods to Reduce Them. *Environmental Science & Technology*. 46 (22), 12287-12301 10.1021/es3025758 <http://dx.doi.org/10.1021/es3025758>
- Henault, C.; Bizouard, F.; Laville, P.; Gabrielle, B.; Nicoulaud, B., et al. 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*. 11 (1), 115-127 10.1111/j.1365-2486.2004.00879.x <Go to ISI>://WOS:000225791300010
- ITAVI. 2013. Estimation des rejets d'azote – phosphore - potassium - calcium - cuivre – et zinc par les élevages avicoles. 63 p.
- Jouany, J.P.; Vermorel, M. 2010. Les émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en France ; situation actuelle et projections sur les années 2010 et 2020. 53 p.
- Lallemant, N.; Weber, R. 1996. A computationally efficient procedure for calculating gas radiative properties using the exponential wide band model. *International Journal of Heat and Mass Transfer*. 39 (15), 3273-3286 10.1016/0017-9310(95)00400-9 <Go to ISI>://WOS:A1996UW87500017
- Ni, J.-Q.; Robarge, W.P.; Xiao, C.; Heber, A.J. 2012. Volatile organic compounds at swine facilities: A critical review. *Chemosphere*. 89 (7), 769-788 <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.04.061>
- Paustian, K.; Ravindranath, N.H.; van Amstel, A.; Gytarsky, M.; Werner A. Kurz, W.A., et al. 2006. 2006 IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and other land use.Vol.4 Institute for Global Environmental Strategies (IGES).

http://library.wur.nl/WebQuery/clc?koepel/isn=1885455&wq_inf1=All+available+parts/volumes consulté le 23/04/2014

- Peyraud, J.L.; Vertès, F.; Delaby, L.; Fiorelli, J.L.; Durand, P., et al. 2012. Bilans des flux d'azote au niveau des systèmes de production animale. Ch. 7. In: Peyraud, J.L., Cellier, P., et al. (Eds.), Les flux d'azote liés aux élevages. Réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise Scientifique Collective. Inra (France) pp. 295-331
- PNUE, 2013. Drawing Down N₂O. To protect Climate and the Ozone layer. A UNEP Synthesis report. United Nations Environment Program (UNEP), Nairobi, Kenya. 57p.
- Portejoie, S. 2002. Volatilisation ammoniacale lors du stockage et à l'épandage de lisiers de porc: impact des apports protéiques, de l'utilisation de couvertures de fosse et d'additifs. Thèse de Doctorat de L'Université de Perpignan, p. 137 p.
- Robin, P.; Amand, G.; Aubert, C.; Babela, N.; Brachet, A., et al. 2010. Procédures de référence pour la mesure des émissions de polluants gazeux des bâtiments d'élevage et stockages d'effluents d'élevage. Rapport final. (contrat n° 06 74 C0018). 519 p.
- Donham, K.J, Cumro, D., Reynolds, S. "Synergistic effects of dust and ammonia on the occupational health effects of poultry production workers". J Agromedicine. 2002 ; 8(2) : 57-76.

2 Les méthodes de mesures : typologie, descriptions, usages et incertitudes

2.1 Principes généraux des méthodes de mesures

Dans le secteur agricole, trois stratégies de caractérisation des émissions de polluants atmosphériques se distinguent.

1. Les stratégies reposant sur des bilans massiques de composés volatils comme le carbone (C) et l'azote (N). Ces méthodes ne reposent pas sur une mesure directe des émissions mais sur une estimation à partir d'évolutions dans le temps des stocks d'éléments. Elles sont généralement les plus faciles à mettre en œuvre. Cependant, elles ne permettent pas d'avoir des valeurs d'émissions par espèce chimique (N-NH₃, N-N₂O, N₂, C-CH₄ et C-CO₂) ni des dynamiques temporelles en lien avec des paramètres techniques (agronomique ou zootechnique) ou avec les variations climatiques. La précision des bilans de masse dépendra des informations techniques et zootechniques disponibles, mais aussi de la caractérisation des effluents et dans certains cas de la durée de la période considérée pour les calculs de bilans massiques.
2. Les stratégies reposant sur des mesures d'émissions « à la source ». Ce sont de manière générale des méthodes qui reposent sur la quantification des débits et des concentrations pour des sources confinées (méthodes non intrusives) ou des méthodes qui reposent sur l'utilisation de chambres soit statique soit dynamique (méthodes intrusives). Ces dernières ne permettent de quantifier l'émission que sur une petite portion de la source et nécessitent donc de mettre en œuvre des stratégies d'échantillonnage spatial et d'extrapolation adéquates.
3. Les stratégies dites indirectes permettant d'estimer les émissions à distance des sources sans perturber leur fonctionnement (méthodes non intrusives) et en prenant en compte l'hétérogénéité du site et des sources. Les émissions sont estimées à partir de mesures de concentrations à distance de la source associées à des mesures micro-météorologiques. Les flux sont ensuite estimés à partir de ces mesures et de modèles de dispersion utilisés pour calculer les coefficients de dispersion. Ces techniques sont assez contraignantes à mettre en œuvre et très liées aux conditions météorologiques. Enfin, elles sont utilisées pour caractériser l'émission globale au niveau d'une surface présentant des sources d'émissions hétérogènes et diffuses, sans permettre de distinguer les émissions propres à chacune des sources.

A l'exception des bilans massiques, ces différentes stratégies supposent des mesures de concentrations des gaz d'intérêt dans les échantillons d'air prélevés. Les stratégies d'échantillonnage et les modalités de prélèvement ont un rôle déterminant sur la qualité et la

représentativité spatiale et temporelle des mesures d'émissions. En effet, les émissions d'origine agricole ont généralement la particularité d'être variables dans le temps (variation en fonction de différents paramètres: météorologie, saison, stade physiologique des cultures et des animaux) et dans l'espace (conditions pédoclimatiques, déplacement des animaux).

Différentes méthodes de prélèvement existent et sont fonctions des stratégies adoptées et des techniques utilisées pour déterminer les concentrations. En général, plusieurs méthodes de mesure de concentrations sont compatibles avec une même stratégie. Elles se caractérisent par les espèces moléculaires qu'elles permettent de détecter et les seuils de détection associés, leur fréquence d'acquisition, leur précision, leur coût et leur facilité d'emploi. Quel que soit le gaz ciblé, deux familles de méthodes de mesure des concentrations peuvent être considérées :

- Les méthodes physiques optiques (lasers, spectroscopie d'absorption, ...). La principale caractéristique de ces méthodes est leur temps de réponse très court, leur sensibilité et la possibilité de suivre en temps réel des dynamiques de concentrations (souvent pour plusieurs gaz à différents niveaux de concentrations simultanément).
- Les méthodes chimiques (chimiluminescence, chromatographie en phase gazeuse, pièges acides, tubes colorimétriques, ...). Ces méthodes sont adaptées à des mesures ponctuelles ou à des mesures intégrées sur un pas de temps de quelques minutes à quelques semaines. De ce fait, elles sont moins adaptées au suivi de dynamique de concentration. Par ailleurs, la plupart de ces méthodes sont sélectives et ne permettent pas de mesurer plusieurs gaz en même temps avec le même principe.

2.2 Les méthodes de mesure

Les principales méthodes appliquées actuellement en France dans les stratégies de mesure des émissions liées à l'élevage sont décrites ici sous forme de fiches de synthèse. Au total, trente-deux méthodes ont été identifiées. Comme l'illustre la Figure V, elles permettent de mettre en œuvre les différentes étapes entrant dans la détermination d'une émission de gaz :

- les techniques de prélèvements d'échantillon d'air,
- les techniques d'analyse des concentrations en gaz dans un échantillon d'air,
- les techniques de mesure des débits ou flux d'air associés à l'émission (ex : gaine d'extraction en porcherie),
- les méthodes permettant d'aller jusqu'au calcul des émissions de gaz. Ces dernières méthodes peuvent demander la mise en œuvre des méthodes des trois autres catégories.

C'est cette typologie qui est utilisée dans la suite de l'ouvrage pour organiser la présentation des différentes méthodes et techniques (Tableau XIII).

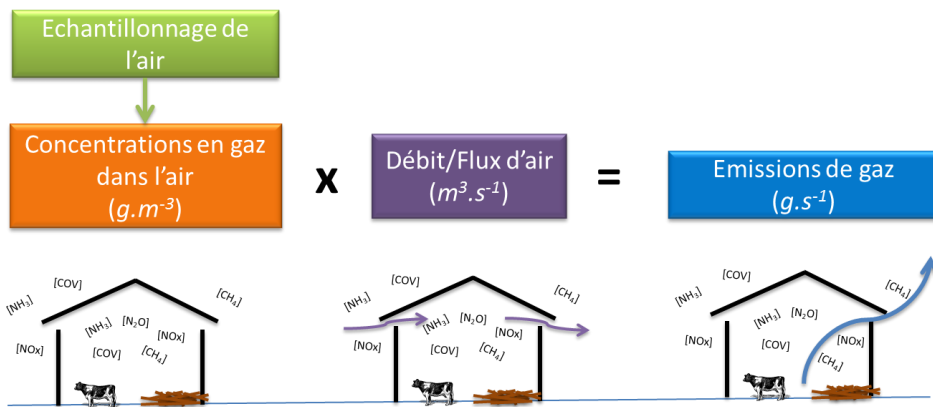


Figure V. Représentation schématique de la mobilisation des différents types de méthodes pour le calcul des émissions, de l'échantillonnage à l'obtention d'un flux d'émission, illustrée sur le cas des bâtiments d'élevage

Tableau XIII. Méthodes de prélèvement, de mesures de concentrations, de débit et d'émissions décrites dans l'ouvrage

	Systèmes observés	Gaz ciblés	Page
Prélèvement d'air ambiant			
1 - Capteurs passifs à diffusion	Air ambiant	NH ₃ , NO _x , COV	45
2 - Tubes actifs à diffusion ou "denuders"	Air ambiant	NH ₃ , NO _x , COV	49
3 - Piégeage acide par barbotage	Air ambiant	NH ₃	53
4 - Techniques de prélèvement continu pour analyse en direct	Air ambiant	Tous gaz	57
5 - Sacs et tubes de prélèvement	Air ambiant	Tous gaz	61
Analyse de concentrations dans des échantillons d'air			
6 - Tubes réactifs colorimétriques	Air ambiant	NH ₃ , NO _x , CO ₂ , COV, ...	65
7 - Dosage au laboratoire de l'ammonium (NH ₄ ⁺) en solution	Solution obtenue à partir de prélèvement avec les méthodes (1), (2) ou (3)	NH ₃	67
8 - Chromatographie en phase gazeuse	Echantillon d'air	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃	73
9 - Chimiluminescence	Echantillon d'air	NH ₃ , NO _x , CO ₂	77
10 - Spectroscopie d'absorption infra-rouge	Echantillon d'air	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃ , NO _x	83
11 – DOAS - Dedicated Outdoor Air System	Volume d'air ambiant	NO _x , NH ₃ , N ₂ O, CO ₂	87
12 - Spectroscopie d'absorption laser	Echantillon d'air	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃ , NO _x	91
Débit d'air en bâtiment d'élevage et au stockage			
13 - Mesure directe de ventilation à l'aide d'un anémomètre	Bâtiment d'élevage à ventilation dynamique		95
14 - Détermination du débit d'air à l'aide d'un gaz traceur	Bâtiment d'élevage Stockage des effluents		99
15 - Détermination du débit d'air par bilan thermique	Bâtiment d'élevage		103
16 - Détermination du débit d'air par bilan CO ₂	Bâtiment d'élevage		107
Détermination d'émissions			
Approches à la source (intrusive ou non)			
17 - Enceintes semi-ouvertes	Animal (Ruminant) en conditions contrôlées	CO ₂ , CH ₄	111
18 - Mesure à l'aide d'un gaz traceur	Animal (Ruminant) au bâtiment ou au pâturage	CO ₂ , CH ₄	115
19 - Système Greenfeed™	Animal (Ruminant) à l'auge (bâtiment ou pâturage)	CO ₂ , CH ₄	119
20 - Bancs de mesure de potentiel d'émissions gazeuses en conditions contrôlées	Echantillons de litière ou d'effluents (bâtiment, stockage ou épandage)	Tout gaz, selon système	123

	Systèmes observés	Gaz ciblés	Page
21 - Méthode du bilan de masse	Bâtiment d'élevage Stockage extérieur des effluents	C gazeux, N gazeux	127
22 - Méthode des ratios de concentrations	Bâtiment d'élevage	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃	131
23 - Chambres statiques	Litière au bâtiment Stockage extérieur des effluents Epandage et sol	NO, N ₂ O, CO ₂ , CH ₄ , COV	135
24 - Chambres dynamiques et tunnels ventilés	Litière au bâtiment Stockage extérieur des effluents Epandage et sol	NH ₃ , NO, N ₂ O, CO ₂ , CH ₄ , COV	139
25 - Bilan ¹⁵ N à la parcelle	Epandage et sol	N gazeux	145
Approches micro-météorologiques (non-intrusives)			
26 - Intégration horizontale des flux (bilan de masse)	Toutes sources surfaciques (bâtiment, stockage des effluents, épandage, sol, pâturage)	Tout gaz, selon analyseur	149
27 - Profils périmétriques (bilan de masse)	Toutes sources surfaciques	Tout gaz, selon analyseur	153
28 - Méthode du gradient aérodynamique	Toutes sources surfaciques homogènes	Tout gaz, selon analyseur	157
29 - COTAG - méthode simplifiée de mesure de flux surfacique par gradient de concentration	Toutes sources surfaciques homogènes	NH ₃	163
30 - Modélisation inverse des émissions d'une surface	Toutes sources surfaciques homogènes	Tout gaz, selon analyseur	167
31 - Méthode des covariances turbulentes	Toutes sources surfaciques homogènes	Tout gaz, selon analyseur	173
32 - Méthodes dérivées des covariances turbulentes (REC, DEC, vDEC)	Toutes sources surfaciques homogènes	Tout gaz, selon analyseur	177

Celles-ci sont classées selon leur usage, les systèmes sur lesquels elles peuvent s'appliquer, les principaux gaz ciblés dans le cadre de l'ouvrage. Il est à noter que les méthodes de prélèvement (ex : capteur passif) et de mesures de concentrations (ex: dosage au laboratoire de l'ammonium en solution), peuvent être utilisées dans une méthode de mesure d'émissions (ex: COTAG).

Fiche 1 Mesure de concentrations moyennes de composés azotés par capteurs passifs à diffusion

Domaine d'application

On trouve, dans la littérature scientifique et technique et chez différentes sociétés de prestation d'analyses de nombreux systèmes de capteurs passifs. Ils sont tous utilisés pour réaliser une mesure de concentration moyenne de composés gazeux sur une période de temps variable selon les milieux, les gammes de concentration investiguées, et la précision attendue. On peut trouver une synthèse de ces systèmes pour l'ammoniac et le dioxyde d'azote dans Tang *et al.* (2001). Les capteurs passifs peuvent être utilisés dans une large gamme de milieux, aussi bien à l'intérieur de bâtiments d'élevage que dans des zones naturelles très peu polluées (Loubet *et al.*, 2009). Ils permettent la mesure de concentrations de gaz réactifs comme l'ammoniac et le dioxyde d'azote, mais ne concerne pas les gaz à effet de serre. Pour l'ammoniac, ils ont été utilisés dans le cadre de réseaux d'observation de la qualité de l'air à l'échelle nationale ou à l'échelle de petites régions.

Principe

Tous les capteurs passifs fonctionnent selon le principe de la diffusion gazeuse (loi de Fick) au sein d'un capteur de dimensions déterminées jusqu'à un absorbant (composés acides, basiques, résines). Au cours du processus de diffusion moléculaire, les gaz passent d'une zone de forte concentration (l'air ambiant analysé), vers une zone de faible concentration (la surface de l'absorbant). Une faible concentration est maintenue à la surface de l'absorbant permettant la diffusion continue. La quantité théorique absorbée est fonction de la section efficace du capteur (A en m^2) et de la longueur de diffusion L (distance en m entre l'entrée du capteur et le milieu absorbant). Elle peut être calculée si le coefficient de diffusion D (en $m^2.s^{-1}$) du gaz d'intérêt est connu. Le volume d'air échantillonné, V en m^3 , est déterminé selon l'équation suivante :

$$V = D \times \frac{A \times t}{L} \quad (\text{éq. M1.1})$$

où t est le temps d'exposition en s. La section et la longueur de diffusion peuvent être adaptées au taux d'échantillonnage souhaité.

La concentration du gaz d'intérêt (C , en $\mu g.m^{-3}$) peut alors être calculée :

$$C = \frac{(m_e - m_b)}{V} \quad (\text{éq. M1.2})$$

où m_e (en μg) est la quantité de gaz collecté sur un capteur exposé et m_b (en μg) est la quantité de gaz collecté sur un témoin non exposé.

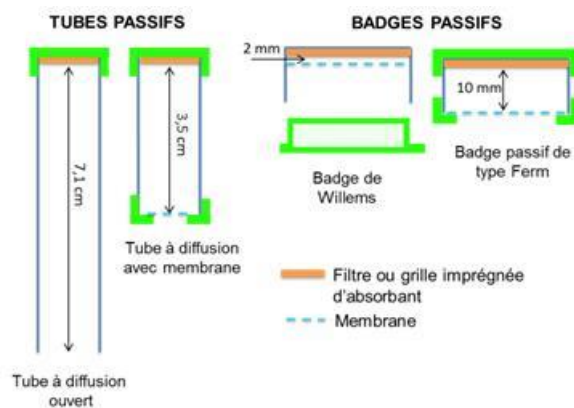


Figure M1.1. Exemples de capteurs à diffusion sous forme de tubes ou de badges (d'après Tang *et al.*, 2001)

On distingue deux types de capteurs passifs, sous forme de tubes ou de badges (voir Figure M1.1). Les capteurs du type « tubes » sont en général des tubes vides orientés verticalement, l'absorbant étant placé à l'extrémité supérieure. Dans le cas de tubes longs, l'extrémité inférieure peut être ouverte ou fermée, comme pour les badges, par une membrane perméable et inerte au gaz étudié. Pour mesurer les concentrations en ammoniac, l'absorbant est un acide citrique, phosphorique, sulfurique ou tartrique. Pour le dioxyde d'azote (NO_2), on utilise généralement la triéthylamine (TEA). Une grande variété de résines existe pour capter les composés organiques volatils (COV).

Matériel nécessaire

Le dispositif présenté en Figure M1.2 est celui d'un badge Alpha (Adapted Low-cost Passive High Absorption).

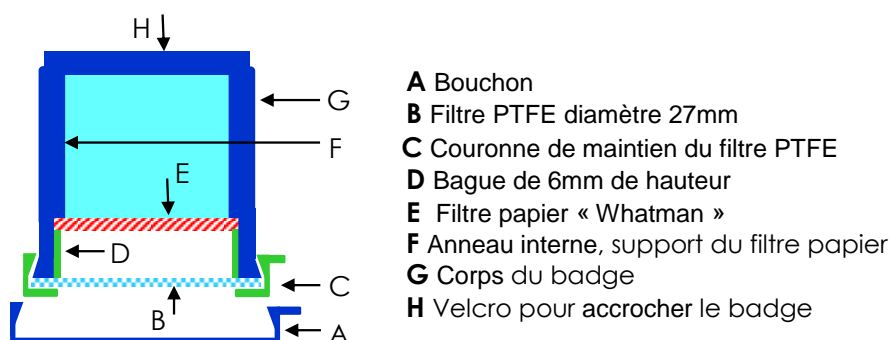


Figure M1.2. Coupe schématique d'un badge Alpha

Les différentes pièces constituant le badge peuvent être utilisées de nombreuses fois. Elles doivent cependant être soigneusement nettoyées entre deux utilisations pour ne pas contaminer l'échantillonnage suivant. Après préparation d'un badge, un bouchon hermétique assure l'absence de contact avec l'air ambiant lors du stockage temporaire et du transport vers le lieu de mesure. Les consommables nécessaires sont le support papier absorbant (E), l'acide et la membrane PTFE (B) (cette dernière peut être utilisée plusieurs fois, après nettoyage). Pour faire une détermination de concentration, on utilise généralement plusieurs badges exposés dans les mêmes conditions. La préparation et l'extraction doivent être faites dans des conditions évitant tout risque de contamination (hotte aspirante de laboratoire, gants, pinces, ...).

Mise en œuvre

Les badges sont exposés pendant une durée variable, dépendant de la problématique traitée et des niveaux de concentration attendus. La durée est d'autant plus courte que la concentration est forte en raison du risque de saturation du capteur. Les capteurs doivent être protégés de la pluie et de sources de contamination externes telles que des oiseaux ou petits mammifères (Figure M1.3). Les manipulations sur le terrain doivent être faites avec des gants



Figure M1.3. Exemple de dispositif de badges Alpha sur le terrain

Ici, trois badges ont été exposés pendant une durée d'un mois sous coupelle protectrice coiffée de piques anti-oiseaux, à une hauteur d'environ 2m

pour éviter toute contamination par l'opérateur. Les badges sont préparés (enduction des filtres supports d'absorbant, montage des badges, conditionnement étanche) dans un laboratoire d'analyse qui les récupère, extrait et dose l'azote ammoniacal (Fiche 7) contenu sur les supports imprégnés, puis en déduit les concentrations atmosphériques. Suite à l'échantillonnage, certains absorbants utilisés pour l'analyse d'éléments très volatils ont besoin d'être conservés dans de la glace sèche ou carboglace. Pour des éléments moins volatils, une réfrigération à 4°C suffit.

Eléments de validation et sources d'incertitudes

Le principe de la méthode a été largement testé dans une large gamme de situations. Ce n'est cependant pas toujours le cas pour des implémentations particulières, même commerciales. Des écarts très significatifs, en particulier sur les bas niveaux de concentration, ont ainsi pu être observés lors d'expérimentations de comparaison (Puchalski *et al.*, 2011). Pour l'ammoniac, certains capteurs tels que les badges de Willems (Figure M1.1), utilisés en bâtiments, et les badges alpha, en air ambiant, ont été largement validés et ont fait leurs preuves. La précision obtenue est de l'ordre de 10% sur la concentration absolue sur une gamme allant de moins de un à plusieurs centaines $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Les capteurs sans membrane filtrante (Figure M1.1) en entrée présentent une forte sensibilité à la vitesse du vent et le coefficient de diffusivité doit être corrigé de la température. En bâtiment d'élevage, ils peuvent être sensibles à la présence de poussières. Quel que soit le type de capteur, il est recommandé d'exposer simultanément plusieurs capteurs. En effet, cela permet de détecter d'éventuelles sources de contamination et d'utiliser des témoins transportés dans les mêmes conditions mais non exposés, en particulier pour de faibles niveaux de concentration. La méthode des capteurs passifs demande beaucoup de soin dans la mise en place et la récupération des capteurs pour éviter tout risque de contamination. La partie la plus délicate concerne la préparation des badges, ainsi que leur analyse, comprenant l'extraction des composés absorbés par le support. Les méthodes d'analyse doivent être aussi spécifiques que possible des composés d'intérêt car le capteur est susceptible d'absorber de nombreux autres composés.

Intérêts et limites

Intérêts : Les capteurs passifs sont faciles à mettre en œuvre sur le terrain. Pour un composé comme l'ammoniac, ces capteurs ont une très bonne sensibilité, comparable aux analyseurs en chimiluminescence (Fiche 9) aux niveaux de concentrations moyennes et meilleure à basse concentration.

Limites : Par principe, ils ne permettent de faire des mesures de concentrations que moyennées sur des temps longs, de quelques heures à quelques semaines.

Coûts : Le coût unitaire de la mesure est faible (quelques € à quelques dizaines d'€), mais le coût total d'une expérimentation locale peut se rapprocher de celui d'un analyseur automatique lorsqu'il faut multiplier les mesures dans le temps.

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche :

- Pierre Cellier, INRA, UMR EGC - Thiverval-Grignon, France,
- Stéphane Godbout, Johann H. Palacios, Patrick Dubé, Lise Potvin et Matthieu Girard, IRDA - Québec, Canada

Autres organismes référents : NERC/CEH – Edinburgh, Royaume-Uni

Références bibliographiques

- Loubet, B.; Asman, W.A.H.; Theobald, M.; Hertel, O.; Tang, S.Y., et al. 2009. Ammonia deposition near hot spots: processes, models and monitoring methods. In: Sutton, M.A., Reis, S., et al. (Eds.), Atmospheric ammonia - detecting emission changes and environmental impacts. Springer pp. 205-267
- Puchalski, M.A.; Sather, M.E.; Walker, J.T.; Lelunann, C.M.B.; Gay, D.A., et al. 2011. Passive ammonia monitoring in the United States: Comparing three different sampling devices. Journal of Environmental Monitoring. 13 (11), 3156-3167
10.1039/c1em10553a
- Tang, Y.; Cape, J.; Sutton, M. 2001. Development and types of passive samplers for monitoring atmospheric NO₂ and NH₃ concentrations. The Scientific World Journal. 1, 513-529

Fiche 2 Mesure de concentrations en gaz azotés à l'aide de tubes à diffusion actifs (ou tubes denuders)

Domaine d'application

Les tubes denuders sont utilisés depuis longtemps dans le domaine de la mesure des concentrations en composés gazeux réactifs dans l'atmosphère, notamment l'ammoniac et les composés acides comme les oxydes d'azote.

Principe

Les tubes denuders sont des tubes dans lesquels on fait circuler de l'air et dont la face interne du tube est enduite d'un absorbant spécifique d'un gaz ou d'une famille de gaz (Figure M2.1). Le gaz d'intérêt diffuse vers la face interne du tube où il est absorbé et transformé en un composé stable non volatil (Ex : $\text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_4^+$). Le débit de l'air passant dans le tube et la longueur du tube sont ajustés de manière à ce que l'écoulement dans le tube soit laminaire et que tout le gaz d'intérêt soit absorbé par les parois pendant le temps de transfert entre l'entrée et la sortie du tube. Idéalement, sa concentration à la sortie doit être nulle. L'efficacité de collecte *Eff* du tube, permettant de dimensionner le dispositif, peut se calculer à l'aide de la formule suivante (Ferm, 1979) pour un tube simple :

$$Eff = 0,819 e^{-14,6276\mu} + 0,0976 e^{-89,22\mu} + 0,01896 e^{-212\mu} \quad (\text{éq. M2.1})$$

avec $\mu = \pi \times \frac{D \times L}{4 \times Q}$, D étant la diffusivité moléculaire ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), L la longueur du tube (m) et Q le débit d'air ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Sa valeur tend vers 1 pour une efficacité idéale.

Matériel nécessaire

Plusieurs types de tubes existent:

- Tubes simples à un ou deux étages (le deuxième servant à vérifier que tout le gaz a été absorbé par le premier) avec enduction sèche (l'absorbant y est présent sous forme solide) ;
- Tubes à diffusion à phase liquide: un liquide absorbant circule à contresens de l'écoulement de l'air ;
- Tubes concentriques secs ou à flux liquide ;
- Nids d'abeille.

Les deux dernières configurations complexifient le système mais permettent d'augmenter fortement le rapport entre surface d'échange et le volume du capteur.

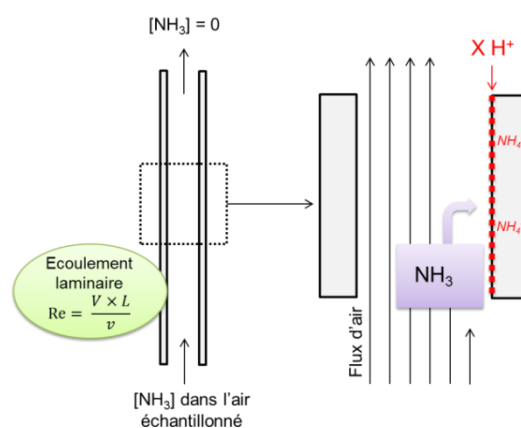


Figure M2.1. Schéma illustrant le principe des tubes à diffusion actifs

L'écoulement est laminaire si le nombre de Reynolds $Re < 2000$. Avec V la vitesse moyenne de l'air ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$), L la longueur du tube (m) et ν la viscosité cinématique ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).

Le dispositif présenté en Figure M2.2 correspond à une version élaborée par le CEH Edinburgh permettant de mesurer à la fois les composés gazeux acides, dont les NO_x et l'ammoniac (Sutton *et al.*, 2001). Le système est constitué de:

- deux jeux de tubes denuders: le premier est enduit de carbonate de potassium (K₂CO₃) pour capter les composés acides: HNO₃, SO₂, HCl; le deuxième est enduit d'acide citrique (ou acide phosphorique en climat chaud) pour capter l'ammoniac;
- un filtre à aérosols à deux étages;
- une pompe permettant de faire circuler l'air avec un débit de 0,3-0,4 l.min⁻¹;
- un compteur à gaz (type Gallus) pour mesurer le volume d'air circulant dans le système.

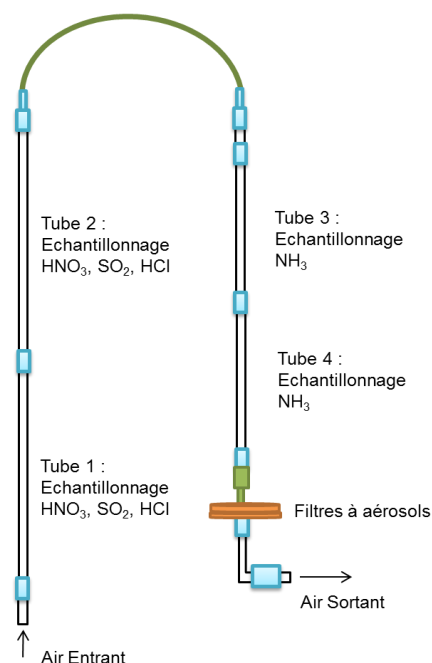


Figure M2.2. Système de tubes denuders mis au point au CEH Edinburg d'après Tang *et al.*(2009)

Chacun des jeux de tubes est composé de deux tubes en série afin de vérifier l'efficacité de captation des gaz d'intérêt.

Mise en œuvre

Le dispositif est intégré dans une boîte de protection avec la pompe et le compteur à gaz. L'entrée d'air est placée vers le bas et protégée de façon à éviter toute aspiration d'eau de pluie et d'insectes. Il peut être utile de prévoir un dispositif de chauffage en hiver pour éviter toute condensation dans les tubes. Les trains de tubes et les filtres sont enduits et assemblés au laboratoire sous une atmosphère « propre » pour éviter toute contamination. Les tubes sont exposés pendant une certaine durée (typiquement entre un jour et un mois) puis récupérés, remplacés par un nouveau jeu de tubes et retournés au laboratoire d'analyse où les enduits internes de tubes sont extraits dans un volume précis d'eau distillée, puis analysés avec un analyseur adapté aux composés concernés.

La concentration du composé d'intérêt dans l'air (*C*) est ensuite calculée en faisant un bilan de masse du système :

$$C = \frac{V_l \times C_l}{V_a} \text{ (éq. M2.2)}$$

avec *V_a* le volume de l'air échantillonné pendant le prélèvement et *V_l* et *C_l* le volume et la concentration du liquide extrait du tube.

Suite à l'échantillonnage, certains absorbants utilisés pour l'analyse d'éléments très volatils ont besoin d'être conservés dans de la glace sèche ou carboglace. Pour des éléments moins volatils, une réfrigération à 4°C suffit.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Cette méthode est généralement considérée comme une méthode de référence. Les incertitudes sont principalement liées à la méthode d'analyse des concentrations.

Intérêts et limites

Intérêts : Ce type de système est adaptable aux concentrations attendues, même très basses, en jouant sur le débit d'air et la durée d'exposition. Ce système est à privilégier aux capteurs passifs sur des pas de temps courts (de quelques minutes à près d'une heure). Il peut contenir plusieurs couches d'adsorbants différents et les tubes peuvent être mis en série. Cela permet de collecter une grande variété de molécules en un temps d'échantillonnage relativement court. Il permet aussi de mesurer spécifiquement la fraction gazeuse des composés d'intérêt, la fraction particulaire ne diffusant pas vers la surface et n'étant donc pas captée. Néanmoins, pour éviter de capter l'ammoniac des particules présentes dans l'air, le temps de résidence doit être suffisamment court, approximativement quelques secondes (Harper, 2005). En ajoutant un filtre à l'extrémité du tube, les concentrations en particules peuvent être aussi mesurées (Figure M2.2).

Limites : Le système a l'inconvénient de nécessiter des manipulations à chaque mesure, sauf pour les systèmes à flux liquide continu. Mais, ces derniers présentent des risques de contamination microbiologique.

Coûts : Le coût unitaire de la mesure est faible (quelques € à quelques centaines d'€), mais le coût total d'une expérimentation locale peut se rapprocher de celui d'un analyseur automatique lorsqu'il faut multiplier les mesures dans le temps. Les systèmes à flux liquide continu présentent quant à eux un coût plus important.

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche :

- Pierre CELLIER, INRA, UMR EGC - Thiverval-Grignon, France
- Stéphane Godbout, Johann H. Palacios, Patrick Dubé, Lise Potvin et Matthieu Girard, IRDA - Québec, Canada

Autres organismes référents : ECN - Petten, Pays-Bas ; NERC/CEH - Edinburgh, Royaume-Uni

Références bibliographiques

- Ferm, M. 1979. Method for determination of atmospheric ammonia. *Atmospheric Environment*. 13 (10), 1385-1393 10.1016/0004-6981(79)90107-0
- Harper, L.A. 2005. Ammonia: Measurement Issues. In: Hatfield, J.L., Baker, J.M. (Eds.), *Micrometeorology in Agricultural Systems*. Agronomy Monograph. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America pp. 345-379. <https://dl.sciencesocieties.org/publications/books/abstracts/agronomymonograph/micrometeorology/345>
- Sutton, M.A.; Tang, Y.S.; Miners, B.; Fowler, D. 2001. A new diffusion denuder system for long-term, regional monitoring of atmospheric ammonia and ammonium. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*. 1 (5-6), 145-156 10.1023/A:1013138601753
- Tang, Y.S.; Simmons, I.; Dijk, N.v.; Marco, C.d.; Nemitz, E., et al. 2009. European scale application of atmospheric reactive nitrogen measurements in a low-cost approach to infer dry deposition fluxes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 133 (3/4), 183-195 10.1016/j.agee.2009.04.027

Fiche 3 Mesure de la concentration en NH_3 par piégeage acide par barbotage

Domaine d'application

La technique du piégeage acide par barbotage est utilisée pour déterminer les quantités cumulées d'ammoniac émis par les bâtiments d'élevage, les unités de stockage, les surfaces d'épandage durant une période de prélèvement définie. Il est alors possible de déterminer une concentration moyenne pour la période de mesure (Portejoie *et al.*, 2012; Phillips *et al.*, 2001; Générmont, 1996; Moal, 1994). Cette méthode d'analyse ne permet pas de caractériser finement les dynamiques temporelles des concentrations.

Principe

Le principe de cette méthode s'appuie sur l'affinité de l'ammoniac (composé basique) avec une solution acide. L'ammoniac contenu dans l'air émis par une source (bâtiment, unité de stockage/traitement, surface d'épandage) pendant une durée connue (t) et partiellement prélevé à débit connu (q) est piégé par une solution acide de concentration connue (C) contenue dans un flacon. La solution est ensuite pesée et titrée au laboratoire suivant différentes techniques adaptée au niveau de concentration de la solution initiale d'acide ou au niveau de détection de l'appareil analytique disponible (colorimétrie, chromatographie ionique couplée à un détecteur conductimétrique, ...). L'analyse en laboratoire de la quantité en azote ammoniacal (NH_4^+ ou N-NH_4^+) de la solution acide permet de calculer la quantité d'ammoniac (NH_3 ou N-NH_3) de l'air piégé via la connaissance de la masse de solution acide de piégeage et le volume d'air piégé ayant traversé cette solution.

Matériel nécessaire

- Barboteurs : flacons en verre munis d'un tube de diffusion permettant le passage du flux d'air (à débit constant et prédéfini) sortant du système de prélèvement de la source à caractériser (bâtiment, unité de stockage/traitement, surface d'épandage) dans la solution acide
- Solution acide : acide sulfurique (H_2SO_4), acide borique (H_3BO_4), acide ortho-phosphorique (H_3PO_4) de 0,1 à 2N
- Pompe : pompe permettant de maintenir une circulation en aspiration à débit constant durant la séquence de barbotage
- Compteur à gaz : un dessiccant (silica gel par exemple) est situé en amont du compteur à gaz afin de ne pas l'endommager
- Débitmètre : le flux d'air entrant dans les barboteurs doit être compris entre 2 et 4 $\text{l}\cdot\text{min}^{-1}$ afin d'éviter l'évaporation de la solution acide
- Tube de prélèvement en téflon, polyéthylène ou toute matière non susceptible d'absorber l'ammoniac
- Chronomètre permettant de déterminer la durée de piégeage

Mise en œuvre

Le schéma-type d'un système de piégeage acide par barbotage est présenté en Figure M3.1.

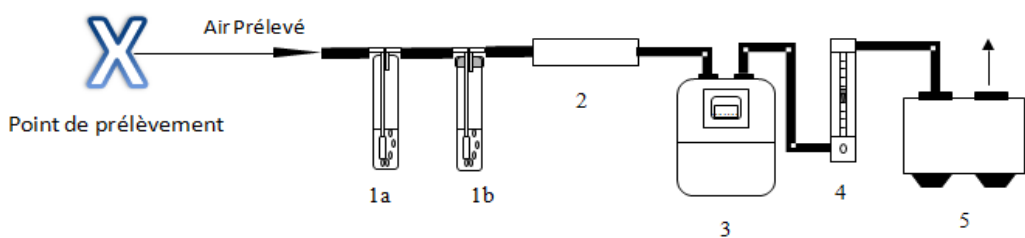


Figure M3.1. Schéma-type d'un système de piégeage acide par barbotage

Ici, deux barboteurs (1a et 1b) sont mis en série pour pallier au cas de saturation du premier barboteur. 2: cartouche de dessiccant, 3: compteur à gaz, 4: débitmètre, 5: pompe.

Une partie de l'air prélevé à la source émettrice (bâtiments, unités de stockage/traitement, surfaces d'épandage) est dirigée vers le circuit de piégeage par aspiration à l'aide d'une pompe (5). L'air prélevé passe dans la solution acide (barboteurs 1a et 1b) selon un débit (q), en général inférieur à $5 \text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$. Cela permet un barbotage suffisant au transfert de l'ammoniac de l'air vers la solution acide. Ce débit est contrôlé via le débitmètre (4) afin d'éviter une évaporation excessive de la solution acide. Le volume d'air piégé est déterminé à l'aide d'un compteur à gaz (3). La quantité d'ammoniac piégé $N_{\text{piégé}}$ (en mg) est déterminée par la relation ci-dessous (éq. M3.1) à partir de la concentration en ammonium de la solution acide ($[N-NH_4^+]_{\text{solution acide}}$ en $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) et de la masse de la solution d'acide ($m_{\text{solution acide}}$ en g):

$$N_{\text{piégé}} = [N - NH_4^+]_{\text{solution acide}} \times m_{\text{solution acide}} \quad (\text{éq. M3.1})$$

La concentration en ammoniac de l'air piégé ($N_{\text{piégé}}$ en $\text{mg N}\cdot\text{m}^{-3}$) est calculée avec la relation ci-dessous (éq. M3.2) à partir du volume d'air piégé ($V_{\text{air piégé}}$ en m^3 air):

$$C_{N-NH_3, \text{air}} = \frac{N_{\text{piégé}}}{V_{\text{air piégé}}} \quad (\text{éq. M3.2})$$

Les durées de prélèvement par barbotage dépendent de la taille des barboteurs (pièges) utilisés et des volumes de solution acide retenus. La limite de saturation maximale théorique peut être calculée à partir de la concentration en acide et la concentration en NH_3 probable. Des barboteurs peuvent aussi être mis en série, comme c'est le cas en Figure M3.1.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Cette méthode est généralement utilisée en référence. L'ammoniac est très réactif et très soluble dans l'eau. Il est nécessaire de limiter les intermédiaires afin de maximiser l'adsorption de NH_3 (électrovanne, pompes, filtres, tuyaux,...) et d'aboutir à une analyse précise. Il est aussi conseillé d'éviter la condensation d'eau à l'intérieur des tuyaux de prélèvement (chauffer les tuyaux par exemple).

Intérêts et limites

Intérêts : Cette technique permet une efficacité de piégeage de près de 100% de l'ammoniac présent dans l'air prélevé (Portejoie, 2002; Générmont, 1996; Moal, 1994). La gamme de mesure est illimitée, en principe, si la durée de prélèvement est adaptée à la solution acide (Phillips *et al.*, 2001). C'est donc une technique robuste, simple, peu coûteuse, utilisable

pour les différentes sources émettrices des élevages et adaptable à une large gamme de concentrations en ammoniac atmosphérique. Elle est conseillée pour réaliser des bilans de masse (Fiche 21).

Limites : C'est une technique consommatrice de temps, non applicable pour des suivis à haute résolution temporelle et qui suppose une analyse des concentrations différée dans le temps par rapport à l'échantillonnage. Elle est aussi difficilement automatisable, car nécessitant une source d'énergie pour la pompe, du travail d'analyse en laboratoire important selon le nombre d'échantillons et la technique d'analyse choisie (distillation par exemple). Des interférences sont possibles avec d'autres espèces absorbables contenant de l'azote (ex: amines volatiles).

Coûts : Cette technique a un coût relativement faible (quelques centaines d'€ d'investissement et d'analyses).

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche:

- Laurence Loyon et Fabrice Guiziou, IRSTEA – Rennes, France

Autres organismes référents: INRA, IFIP, ITAVI, IDELE, Chambre Régionale d'Agriculture de Bretagne

Références bibliographiques

Génermont, S. 1996. Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier sur parcelle agricole. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier - Toulouse, 331 p.

Moal, J.F. 1994. Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage: quantification et étude des facteurs d'influence. Cemagref, Equipement pour l'eau et l'environnement, Université de Perpignan, 230 p.

Phillips, V.R.; Lee, D.S.; Scholtens, R.; Garland, J.A.; Sneath, R.W. 2001. A review of methods for measuring emission rates of ammonia from livestock buildings and slurry or manure stores, Part 2: Monitoring flux rates, concentrations and airflow rates. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 78 (1), 1-14 10.1006/jaer.2000.0618

Portejoie, S.; Martinez, J.; Landmann, G. 2012. L'ammoniac d'origine agricole: impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Productions Animales*. 15 (3), 151-160

Portejoie, S. 2002. Volatilisation ammoniacale lors du stockage et à l'épandage de lisiers de porc: impact des apports protéiques, de l'utilisation de couvertures de fosse et d'additifs. Thèse de Doctorat de L'Université de Perpignan, 137 p.

Fiche 4 Prélèvements en continu pour analyse en direct

Domaine d'application

La méthode est utilisée pour le prélèvement et l'analyse en direct d'échantillons d'air provenant de différentes sources agricoles dont les bâtiments, les structures de stockage des effluents d'élevage, les parcelles en culture, les procédés de traitement de matières agricoles etc.

Principe

Pour acheminer le gaz du point d'échantillonnage aux analyseurs, l'intégrité du gaz doit être maintenue en utilisant le minimum d'équipements avec la meilleure qualité possible. Le système de gestion des échantillons doit en particulier permettre de maintenir l'échantillon au-dessus du point de rosée lors du transfert entre le point de prélèvement et l'analyseur. Ceci est nécessaire pour éviter toute condensation et le piégeage de molécules d'intérêt dans l'eau, en particulier si l'analyseur et le circuit de transfert sont dans des conditions de température et de pression différentes du point de prélèvement. Cela est généralement le cas dans les systèmes où un air chaud et humide est prélevé dans un bâtiment d'élevage et transféré dans un autre local plus frais jusqu'à l'analyseur. Par ailleurs, les particules susceptibles de fixer des molécules et de perturber l'analyse doivent être retirées de l'échantillon directement dans le flux gazeux ou sinon le plus près possible de la source. Les points de jonction entre les différentes pièces d'équipements doivent être particulièrement surveillés pour éliminer les fuites et une attention particulière à la conception doit leur être apportée pour éviter que leurs propriétés chimiques n'altèrent ou n'adsorbent les composés d'intérêt. La conception d'ensemble du prélèvement veillera à optimiser le temps de pompage des échantillons en fonction de la nature et de la dynamique temporelle des phénomènes que l'on souhaite étudier (Wight, 1994; Jahnke, 1993).

Matériel

- Tubes inertes et non poreux pour le circuit pneumatique
- Cordons chauffant pour maintenir les tubes au-dessus de la température de rosée
- Filtres hydrophiles pour les aérosols
- Pompe, si elle n'est pas intégrée à l'analyseur
- Valves, vannes et connecteurs (joints inertes aux gaz étudiés)
- Echantillonneur / Multiplexeur pour pouvoir analyser plusieurs points de prélèvements à la suite

Mise en œuvre

Le schéma de la Figure M4.1 donne un exemple de circuit de prélèvement dans le cas d'échantillons d'air chaud.

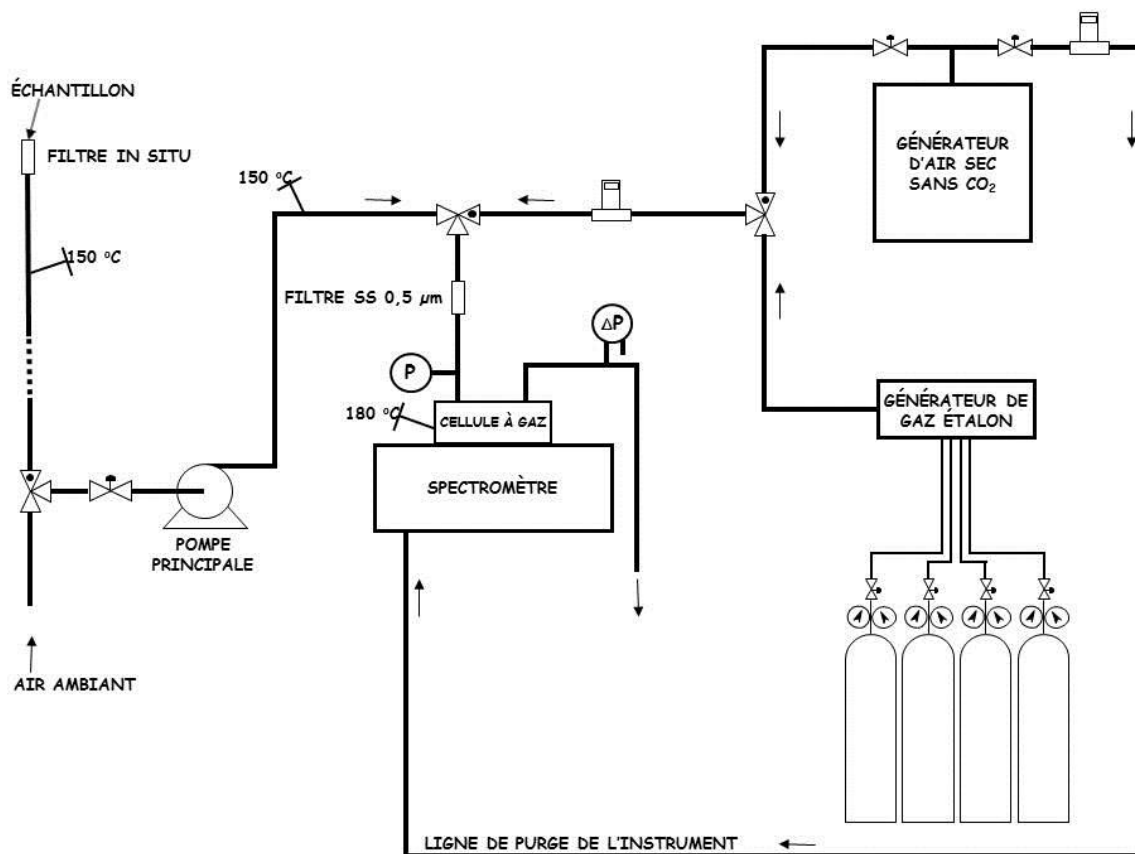


Figure M4.1. Schéma du système de prélèvements des échantillons d'air chauds (Godbout *et al.*, 2012)

Éléments de validation et sources d'incertitudes

L'utilisation d'une méthode de mesure *in situ* (*i.e en amont du prélèvement*), comme les tubes colorimétriques (Fiche 6), permet de vérifier en parallèle la cohérence de la gamme de concentration mesurée, et d'identifier d'éventuelles fuites ou de la condensation dans le circuit de prélèvement. Les tubes peuvent devenir poreux avec le temps et/ou adsorber des gaz réactifs comme l'ammoniac. Dans le cas d'un multiplexeur, il s'agit d'être vigilant aux temps de réponse de l'analyseur et de purge du circuit, lors de l'analyse de points de prélèvements successifs présentant des concentrations en gaz contrastées. Sur ce point, le choix d'une pompe externe peut permettre d'éviter des contaminations entre échantillons.

Intérêts et limites

Intérêts : Les échantillons d'air peuvent être analysés *in situ*, en temps réel et en continu sur de longues périodes de temps. Des échantillonneurs (multiplexeurs) permettent en plus le prélèvement séquentiel de plusieurs échantillons de gaz représentatifs de plusieurs sources différentes sur une même ferme. L'utilisation du même analyseur facilite les comparaisons.

Limites : La mise en place ou le déplacement du circuit de prélèvement peut demander du temps, selon la longueur du circuit à réaliser.

Coûts : Investissement pouvant aller être de plusieurs milliers d'€, hors analyse.

Partenaires référents

Rédacteurs de la fiche:

- Stéphane Godbout, Jean-Pierre Larouche et Lise Potvin, IRDA – Québec, Canada
- Mélynda Hassouna, INRA UMR SAS – Rennes, France

Autres organismes référents: IFIP, ITAVI, IDELE, Chambre régionale d'agriculture de Bretagne

Références bibliographiques

- Godbout, S.; Pelletier, F.; Larouche, J.P.; Belzile, M.; Feddes, J.J.R., et al. 2012. Greenhouse gas emissions from non-cattle confinement buildings: monitoring, emission factors and mitigation. 5. In: Liu, G. (Ed.), Greenhouse Gases - Emission, Measurement and Management. InTech pp. 101-126
- Jahnke, J.A. 1993. Continuous emission monitoring. Van Nostrand Reinhold 302 p.
- Wight, G. 1994. Fundamentals of air sampling. Lewis Publishers 272 p.

Fiche 5 Utilisation de sacs et de tubes pour prélever des échantillons d'air

Domaine d'application

Dans certaines situations, la mesure directe sur site des concentrations en gaz dans l'air ambiant n'est pas possible (appareils de mesure des concentrations non adaptés aux conditions terrain) ou non préconisée (méthode d'estimation des émissions basée sur des mesures ponctuelles, Fiches 22 et 23). Pour ce faire, des tubes de prélèvements en verre ou des sacs d'échantillonnage constitués de matériaux polymérisés peuvent être utilisés. Ces matériaux sont inertes aux composés étudiés.

Les tubes à prélèvement en verre sont principalement utilisés dans les cas où le volume de l'échantillon d'air prélevé doit être faible de manière à ne pas perturber les processus d'émissions. De ce fait, l'appareil de mesure des concentrations mis en œuvre ne doit pas requérir un volume d'échantillon important (cas de la chromatographie en phase gazeuse, Fiche 8). Ils sont largement mis en œuvre avec les chambres statiques (de Klein and Harvey, 2012 ; Fiche 23) en vue de la détermination des concentrations en gaz à effet de serre (GES) au stockage ou à l'épandage.

Les sacs, disponibles en différents volumes, permettent d'échantillonner des volumes d'air plus importants sur des durées plus longues. Ils sont plus adaptés à l'échantillonnage de l'air ambiant dans les bâtiments d'élevage en vue de la détermination des concentrations en NH₃, CO₂, N₂O, CH₄ et H₂O.

Principe

Afin de permettre une analyse différée des échantillons d'air, ceux-ci doivent être conditionnés dans des contenants permettant de maintenir leur stabilité et leur représentativité (échantillon représentatif de l'air prélevé à un endroit et un instant donnés). Les sacs (si le matériau qui les compose est adapté aux composés à détecter et aux modalités d'analyse) et les tubes de prélèvement en verre permettent de remplir cette fonction. Le remplissage des sacs se fait avec une pompe ou un système type chambre à vide permettant le remplissage du sac par dépression. Le remplissage des tubes en verre se fait au moyen d'une seringue et d'une aiguille, ceux-ci ayant été préalablement mis sous vide.

Matériel nécessaire

Pour les tubes :

- Pompe à vide / Réseau de vide + manomètre (pour mise sous vide des tubes avant prélèvement)
- Tubes de prélèvement en verre
- Aiguille (à insuline)
- Seringue
- Etiquettes

Pour les sacs :

- Sacs (type aluminés, par exemple Flexfoil SKC®)
- Pompe (inerte si prélèvement en direct, à débit faible et réglable)
- Filtre à poussière
- Chambre à vide ou caisson poumon (si cette modalité de prélèvement est choisie)

Mise en œuvre

Les sacs

Les sacs d'échantillonnage (Figure M5.1) servent à échantillonner l'air ambiant dans les bâtiments d'élevage et à l'extérieur. Ces sacs sont disponibles sur le marché dans différents types de matériaux polymérisés et avec différents volumes possibles. Avec certains matériaux, les phénomènes de diffusion à travers les parois et d'adsorption sur les parois du sac sont importants et altèrent l'échantillon prélevé. De plus certains matériaux peuvent émettre des composés qui, en fonction du mode de mesure des concentrations choisi, pourront être à l'origine d'interférences avec les composés ciblés. C'est pourquoi le choix des matériaux en fonction des composés ciblés et de la durée de conservation de l'échantillon est fondamental et des tests sur de nouveaux types de sac doivent être réalisés avant toute utilisation sur le terrain.



Figure M5.1. Sac d'échantillonnage en flexfoil® utilisé pour le prélèvement d'air en bâtiment d'élevage (source INRA)

Les travaux menés par l'INRA de Rennes ont montré une très bonne étanchéité de ce type de sac à l'eau, au CH₄, au N₂O, au NH₃ et au CO₂.

Le prélèvement d'air dans les sacs peut se faire soit avec une pompe, soit avec un système poumon.

Dans le premier cas, il est nécessaire que la ligne de prélèvement (pompe + tuyau) soit constituée de matériaux inertes de manière à éviter toute interaction avec l'échantillon prélevé et des effets d'hystérésis. Le débit de la pompe doit être choisi de manière à ce que la durée de remplissage du sac corresponde à la durée nécessaire à la réalisation du parcours dans le bâtiment défini par l'opérateur (obtention d'un échantillon moyen

représentatif, Fiche 22). Afin de protéger les sacs et la pompe des poussières un filtre sera positionné sur le circuit de prélèvement.

Dans le deuxième cas, le sac sera préalablement placé dans un contenant étanche (valise ou bidon) et connecté à l'extérieur par un tuyau inerte. Une pompe sera mise en œuvre pour réaliser une dépression dans le contenant étanche, ce qui engendrera le remplissage du sac. La durée de remplissage sera, dans ce cas, fonction du débit de pompage dans le contenant étanche. Avec ce système, l'échantillon ne transite pas par une pompe, ce qui rend beaucoup plus souple le choix de la pompe et évite les problèmes de contamination des échantillons.

Les sacs peuvent être réutilisés plusieurs fois à condition qu'ils soient rincés (avec un gaz inerte type N_2 de préférence) et que les effets d'hystérésis soient testés au préalable en laboratoire.

Les tubes en verre

Les tubes de prélèvements sont constitués de verre (matériau inerte, pas d'effet sur l'échantillon) et d'un bouchon caoutchouté (Figure M5.2). Le prélèvement d'air est réalisé par une seringue équipée d'une aiguille. Le contenu de la seringue est injecté dans le tube via le bouchon en caoutchouc. Si le vide a été bien fait dans le tube, la seringue doit commencer à se vider toute seule par « appel d'air ». Pour finaliser le remplissage, il est nécessaire d'appuyer sur l'extrémité de la seringue.

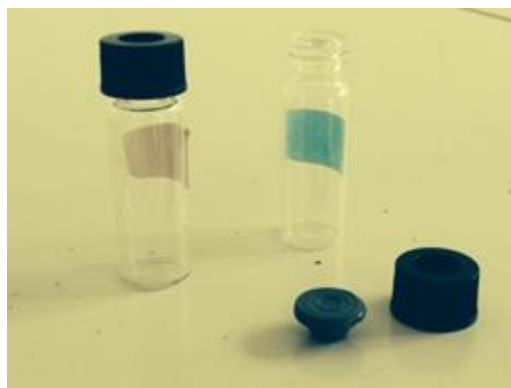


Figure M5.2. Deux tubes de prélèvements d'air en verre avec septum (source INRA)

Éléments de validation et sources d'incertitudes

De nombreux types de sacs existent sur le marché. Cependant, tous ne sont pas adaptés pour la détection des gaz ciblés en élevage. C'est pourquoi si aucune référence bibliographique n'existe, des tests préliminaires doivent être réalisés en laboratoire avec des mélanges étalon de manière à pouvoir évaluer d'éventuelles interférences et également la porosité.

Intérêts et limites

Intérêts : Les deux types de contenants permettent des analyses différées des échantillons et une conservation de ceux-ci durant plusieurs jours pour les composés non réactifs. La durée de conservation sans risque de biais est plus longue pour les tubes que pour les sacs.

Limites : Tous deux nécessitent des précautions au moment du remplissage de manière à ne pas altérer la qualité de l'échantillon et également au moment du transport de par leur fragilité.

Coûts : de quelques € et à quelques dizaines d'€ par sac ou lot de tubes. De l'investissement en matériel de pompage est nécessaire (quelques dizaines à quelques centaines d'€).

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche :

- Mélynda Hassouna, INRA, UMR SAS – Rennes, France
- Patricia Laville, INRA, UMR EGC – Thiverval-Grignon, France

Autres organismes référents : IFIP, ITAVI, IDELE, INRA, IRDA, Chambre d'agriculture régionale de Bretagne

Références bibliographiques

de Klein, C.; Harvey, M.J. 2012. Nitrous oxide chamber methodology guidelines. Version 1. Ministry for Primary Industries: 146 p.
<http://www.globalresearchalliance.org/research/livestock/activities/nitrous-oxide-chamber-methodology-guidelines/> (site visité le 22/10/2014)

Fiche 6 Mesure ponctuelle des concentrations gazeuses par tubes réactifs colorimétriques

Domaine d'application

Les tubes réactifs à indication directe de changement par coloration permettent de mesurer plus de 500 substances dont l'ammoniac (NH_3), les oxydes d'azote (NO_x), des composés organiques volatils (COV) et le dioxyde de carbone (CO_2). Cette méthode de mesure ponctuelle des concentrations gazeuses peut s'appliquer au bâtiment, au stockage et à la parcelle et est utilisée en élevage bovin, avicole et porcin.

Fiable et simple d'utilisation, les tubes réactifs colorimétriques sont utilisés comme indicateurs pour estimer les niveaux de concentrations mesurés avec des méthodes plus complexes et plus précises comme la spectroscopie d'absorption (Fiches 10 à 12). Aussi, elle peut s'appliquer dans le cadre de la mesure de l'efficacité de procédés de traitement de l'air (Hamon *et al.*, 2012).

Principe

Cette méthode de mesure nécessite une pompe d'échantillonnage manuelle et des tubes indicateurs spécifiques des gaz à détecter. Son principe se base sur les réactions chimiques entre le gaz et les réactifs présents dans le tube. L'intensité de la réaction est proportionnelle à la concentration du gaz. Une échelle graduée permet de mesurer l'avancement du front de couleur et d'ainsi déduire la concentration du composé dosé. De nombreuses réactions sont basées sur des indicateurs de pH, comme le bleu de bromophénol pour doser le NH_3 . Différents tubes existent selon le gaz, la gamme de concentration attendue et le niveau de précision souhaité. La concentration en gaz s'exprime en ppm ou ml.m^{-3} . Les concentrations volumiques peuvent être converties en concentrations massiques (en mg.m^{-3}) pour des températures et des pressions définies.

Matériel nécessaire

- Tube réactif colorimétrique
- Pompe d'échantillonnage constituée d'une mécanique de précision à piston, qui crée un vide en aspiration, puis permet une lecture directe sur le tube réactif coloré

Mise en œuvre

Avant de réaliser la mesure, une vérification de l'étanchéité de la pompe est nécessaire. Pour cela un tube réactif neuf avec les deux extrémités scellées est inséré dans la pompe après l'avoir vidée. Si la pompe ne se remplit pas d'air, elle est donc bien étanche. Les extrémités du tube sont ensuite brisées. Le tube est monté sur la tête de pompe puis celle-ci est pressée jusqu'à la butée. Une quantité d'air connue est prélevée à l'aide d'une pompe. L'air passe dans un tube contenant le réactif et celui-ci réagit en se



Figure M6.1. Pompe d'échantillonnage avec tube réactif colorimétrique (source : Solène Lagadec, Chambre régionale d'agriculture de Bretagne)

colorant. La proportion de produit coloré est en relation directe avec la concentration (Dräger, 2009). Celle-ci est lue à partir de l'échelle graduée imprimée sur le tube. La durée de mesure est inférieure à 15 minutes.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Cette méthode de mesure est simple, fiable et reproductible. Il s'agit principalement d'une méthode indicatrice qui permet de vérifier les ordres de grandeurs pour une confrontation avec des méthodes plus complexes. Les précisions et gammes de validité pour chaque gaz et chaque tube sont disponibles dans les références des fournisseurs. A titre d'exemple, cette méthode donne une précision d'environ 10 à 15% sur l'ammoniac pour des gammes de 5 à 100 ppm, et présente une limite de détection de l'ordre du ppm. Pour améliorer la précision, il faut avoir une idée des concentrations attendues afin d'optimiser le choix des tubes.

Intérêts et limites

Intérêt : L'utilisation de tubes colorimétriques réactifs est particulièrement pratique pour des mesures ponctuelles nécessitant un ordre de grandeur des concentrations. Cette méthode est simple et rapide à mettre en œuvre. Elle est reproductible et peu intrusive. Selon le tube choisi et la quantité d'air échantillonné, cette méthode est adaptable à une large gamme de concentrations.

Limites : Cette méthode n'est pas adaptée pour des quantifications précises ou la réalisation de dynamiques de concentrations à hautes fréquences. En outre, des phénomènes d'interférences avec d'autres gaz présents dans l'atmosphère sont à prendre en compte.

Coût : Le coût d'un tube réactif colorimétrique se situe de moins d'un € à quelques €. Le coût d'une pompe d'échantillonnage peut atteindre quelques centaines d'€.

Partenaires Référents

Rédacteur de la fiche:

- Solène LAGADEC, CRAB – Rennes, France

Autres organismes référents: IFIP, ITAVI, IDELE, INRA

Références bibliographiques

Dräger. 2009. Contrôles de l'air, du sol et de l'eau et analyses techniques de gaz. Dräger Safety France sas. Livre de poche Tubes Réactifs & CMS 15ème éditions, 460 p.

Hamon, L.; Lagadec, S.; Dumont, E.; Landrain, B.; Landrain, P., et al. 2012. Mise au point d'un biofiltre pour l'amélioration de l'ambiance et des émissions des porcherie.C0974C0229, Ademe, 63 p.

Fiche 7 Dosage au laboratoire de l'ammonium (NH_4^+ en solution)

Domaine d'application

Le dosage quantitatif de l'ammonium s'applique aux solutions issues de l'extraction de pièges d'ammoniac tels que les badges ALPHA, les « denuders » (DELTA ou COTAG) ou bien encore le piégeage acide (Fiches 1, 2 et 3). Préalablement au dosage, la solution peut être distillée comme cela est fait dans la méthode pour l'analyse de l'azote totale par la méthode Kjeldhal (NF.ISO.11261, 1995).

Principe

Dans cette configuration, nous retiendrons trois méthodes pour le dosage de l'ammonium en solution.

Le dosage colorimétrique en flux continu (CFA)

L'ion ammonium (NH_4^+) est dosé par spectroscopie d'absorption moléculaire en flux continu selon la méthode de Berthelot (Krom, 1980 ; Figure M7.1). Dans un courant vecteur (tampon) segmenté en gaz, l'ammonium présent dans l'échantillon réagit dans une solution alcaline (1) avec l'hypochlorite (ClO^-) auparavant libéré par le dichloroisocyanurate (2). La chloramine (NH_2Cl) formée réagit sous catalyse de nitroprussiate avec du salicylate (3) à une température comprise entre 37°C et 50°C pour former une coloration bleu-vert d'indophénol qui est mesurée quantitativement par un spectromètre à flux continu. La mesure d'absorbance s'effectue à une longueur d'onde comprise entre 640 nm à 660 nm. Cette réaction chimique et la mesure de l'absorbance sont gérées automatiquement par un système de flux continu. L'intensité de la coloration est proportionnelle à la concentration en ammonium (NF.EN.ISO.11732, 2005).

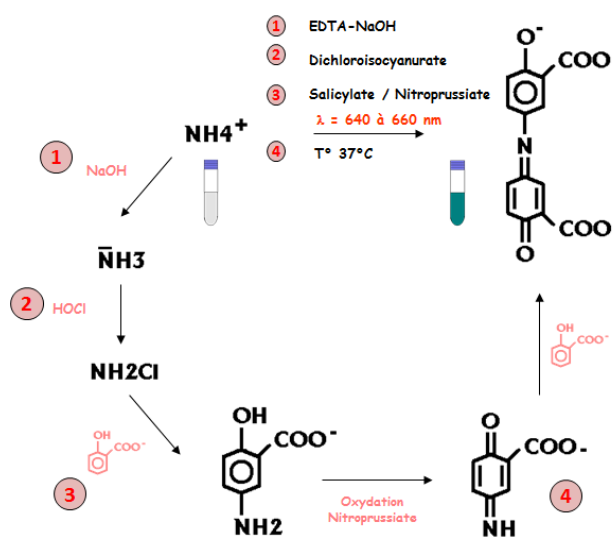


Figure M7.1. Réaction de Berthelot

Le dosage conductimétrique après séparation sur membrane semi-perméable

L'ion ammonium (NH_4^+) est dosé par conductimétrie après passage sur membrane semi perméable et suit le chemin présenté sur la Figure M7.2

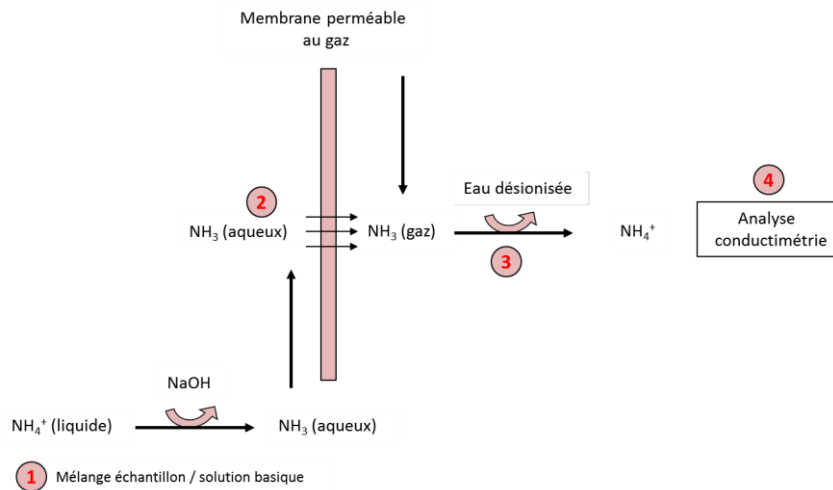


Figure M7.2. Principe de l'analyse par conductimétrie après passage sur membrane semi perméable.

L'échantillon est tout d'abord mélangé à la soude (NaOH) (1), l'ion ammonium (NH_4^+) est alors transformé en sa base conjuguée l'ammoniac (NH_3). Ce mélange circule ensuite le long d'une membrane semi-perméable (imperméable au liquide perméable au gaz). Le NH_3 ayant comme particularité d'exister à la fois sous la forme aqueuse et gazeuse, il diffuse à travers cette membrane (2) ; le reste de l'échantillon étant évacué vers les déchets. A contre flux de l'autre côté de la membrane circule une solution d'eau désionisée. Elle piège le NH_3 gazeux et le transforme sous forme ionique NH_4^+ (3). La conductivité de l'échantillon est alors mesurée et comparée avec celle de l'eau désionisée (4). La mesure de conductivité est proportionnelle à la quantité d'ions ammonium présents. Le prélèvement de l'échantillon et la mesure sont gérés automatiquement par système informatique.

Le dosage chromatographique

La méthode consiste à séparer par chromatographie en phase liquide les différents cations d'un échantillon au moyen d'une phase stationnaire et d'une phase mobile. La phase stationnaire est une colonne échangeuse de cations de faible capacité. Des solutions aqueuses de mono- ou di-acides sont généralement utilisées comme phase mobile (NF.EN.ISO.14911, 1999). On peut par exemple utiliser l'acide méthanesulfonique (MSA). Les anions de l'échantillon sont éliminés après suppression chimique ce qui permet de détecter les cations par conductimétrie.

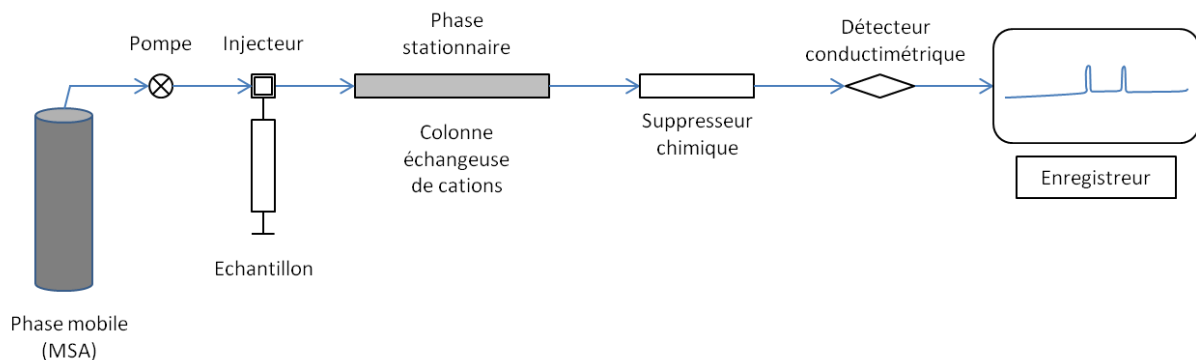


Figure M7.3. Principe de l'analyse par chromatographie ionique

Mise en œuvre

Dans chacune des trois méthodes, il est nécessaire de disposer de laboratoires de chimie analytique adaptés et exempts de source de contamination ammoniacale (première source d'incertitude). La technicité des appareils requiert du personnel dûment formé. La quantification de l'ammonium dans les méthodes citées requiert au préalable de suivre une procédure d'étalonnage des chaînes d'analyse.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Pour évaluer correctement les performances des méthodes d'analyses il est nécessaire de conduire une validation de méthode intra-laboratoire (ex: méthode du profil exactitude (NF.V.03-110, 2010)). En effet, les performances des méthodes dépendent des conditions de mise en œuvre. Des facteurs tel que l'environnement, le matériel, les protocoles utilisés ou bien encore l'opérateur influent directement sur les résultats produits. Les éléments cités ci-dessous sont issus de données constructeurs.

Flux continu (CFA)

En fonction des types d'appareils présents sur le marché et de leur configuration, la précision de la méthode est variable. Néanmoins, on peut prétendre atteindre les limites ci-dessous:

- Limite de détection : 0,05 mg/L NH_4^+
- Plage de mesure : 0,05 à 5 mg/L
- Reproductibilité <5%

Des interférences peuvent survenir si le mélange de réaction n'atteint pas un pH d'au moins 12,6 après addition de toutes les solutions de réactifs. Cela se produit principalement avec les échantillons fortement acides et tamponnés qui sont neutralisés approximativement avant l'analyse.

Lorsque les solutions à doser proviennent de l'extraction de badges ALPHA ou de « denuders » enduits avec de l'acide citrique (Fiches 2 et 3), il n'y a pas d'incidence sur le pH de la réaction. Par contre lorsqu'il s'agit de barbotage acide (Fiche 4), il peut être impossible d'atteindre le pH 12,6. Dans ce cas, il faut préférer l'une des deux autres méthodes.

Analyseur automatique à détection conductimétrique après séparation sur membrane semi perméable

- Limite de détection : 0,005 mg/L NH_4^+
- Plage de mesure : 0,005 mg/L à 30 mg/L
- Reproductibilité < 5%

Cette technique est principalement utilisée pour la mesure en solution aqueuse. Elle est compatible avec les techniques de piégeage passif et actif et par barbotage acide. La solution de soude doit cependant être toujours en excès pour assurer la première étape d'analyse : la transformation de l'ion ammonium NH_4^+ en ammoniac NH_3 .

Chromatographie ionique

En fonction des configurations choisies (type d'éluant et concentration, débit, température, volume d'injection) les données ci-dessous peuvent varier :

- Limite de détection : 0,1 mg/L NH₄⁺
- Plage de mesure : 0,1 à 5mg/L
- Reproductibilité <5%

Cette technique d'analyse peut être utilisée pour les trois techniques de piégeage. Néanmoins il peut y avoir des interférences si la matrice de l'échantillon est trop chargée en cations.

Intérêts et limites

Flux continu (CFA)

L'intérêt de cette méthode est sa sensibilité ainsi que la rapidité d'analyse (entre 40 à 60 échantillons par heure selon les types appareils). C'est une méthode robuste. Il peut toutefois survenir des problèmes de spécificité. En effet, on peut constater des biais de mesures importants si aucune précaution n'est prise concernant la purification de l'échantillon en amont de l'analyse (ex: système de dialyse). En effet lors de l'exposition des capteurs pièges d'ammoniac, il est possible de piéger d'autres composés susceptibles d'intervenir dans le cycle de Berthelot et interférant sur la mesure.

Analyseur automatique à détection conductimétrique après séparation sur membrane semi perméable

C'est une technique très spécifique dont la mise en œuvre est relativement aisée et peu onéreuse. Elle nécessite cependant du personnel formé à la chimie analytique. Sa sensibilité la rend moins robuste que la colorimétrie, le facteur influençant le plus la mesure étant la température. Il existe des corrections automatiques de cet effet. Autre avantage de cette technique d'analyse, le volume d'échantillon nécessaire à l'analyse est faible car il est possible d'analyser des échantillons de moins d'1 mL. Le temps d'analyse pour un échantillon est dépendant de sa concentration et est relativement long. Seuls 5 à 12 échantillons sont analysés par heure avec cette méthode.

Chromatographie ionique

Cette méthode peut être une solution alternative à la colorimétrie en cas de problème de mesure. Mais elle présente le défaut d'être plus onéreuse à l'usage et d'avoir une durée d'analyse beaucoup plus longue (4 échantillons par heure). Elle permet cependant de doser tous les cations majeurs en même temps que l'ammonium.

Coûts : Les prix des appareils sont assez onéreux et dépendent des fournisseurs. Les prix se situent aux alentours de 20 000 à 30 000 € pour les configurations minimales. Le coût des analyses varie de quelques € à une ou deux dizaines d'€ selon les laboratoires.

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche :

- Céline DECUQ, INRA, UMR EGC – Thiverval-Grignon, France
- Yannick FAUVEL, INRA, UMR SAS – Rennes, France

Autres organismes référents :

- Center for Ecology and Hydrology (CEH), Edinburgh, Royaume Uni ; Sim Tang,
- The Energy Research Centre the Netherlands (ECN), The Netherlands ; Renee Otjes

Références bibliographiques

- Krom, M.D. 1980. Spectrophotometric determination of ammonia - a study of a modified berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *Analyst*. 105 (1249), 305-316 10.1039/an9800500305
- NF.EN.ISO.11732. 2005. Qualité de l'eau -- Dosage de l'azote ammoniacal -- Méthode par analyse en flux (CFA et FIA) et détection spectrométrique.
- NF.EN.ISO.14911. 1999. Qualité de l'eau - Dosage par chromatographie ionique, des ions Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mn²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Sr²⁺ et Ba²⁺ dissous - Méthode applicable pour l'eau et les eaux résiduaires.
- NF.ISO.11261. 1995. Qualité du sol - Dosage de l'azote total - Méthode de Kjeldahl modifiée.
- NF.V.03-110. 2010. Analyse des produits agricoles et alimentaires - Protocole de caractérisation en vue de la validation d'une méthode d'analyse quantitative par construction du profil d'exactitude.

Fiche 8 Mesure de la concentration des gaz à effet de serre CH₄, N₂O et CO₂ par chromatographie en phase gazeuse

Domaine d'application

La chromatographie en phase gazeuse peut être utilisée pour déterminer les concentrations de certains gaz à effet de serre (GES), le méthane (CH₄), le dioxyde de carbone (CO₂) et le protoxyde d'azote (N₂O) dans des échantillons d'air issus des bâtiments, des structures de stockage des effluents d'élevage, des parcelles d'épandage ou en culture, des procédés de traitement, etc. Il est cependant nécessaire d'associer une méthode de prélèvement adaptée permettant d'obtenir des échantillons représentatifs. Les seuils de détection sont de l'ordre du ppm pour le CO₂ et du ppb pour le CH₄ et le N₂O.

Principe

La chromatographie en phase gazeuse est une méthode d'analyse par séparation qui s'applique aux composés gazeux ou susceptibles d'être vaporisés. L'instrument qui permet la mise en œuvre de la chromatographie en phase gazeuse, le chromatographe, réalise à la fois la séparation des constituants de l'échantillon et la mesure des quantités de composés séparés. Il se compose de 4 éléments fondamentaux (1) l'injecteur, (2) la colonne, (3) le four et (4) le détecteur (Figure M8.1).

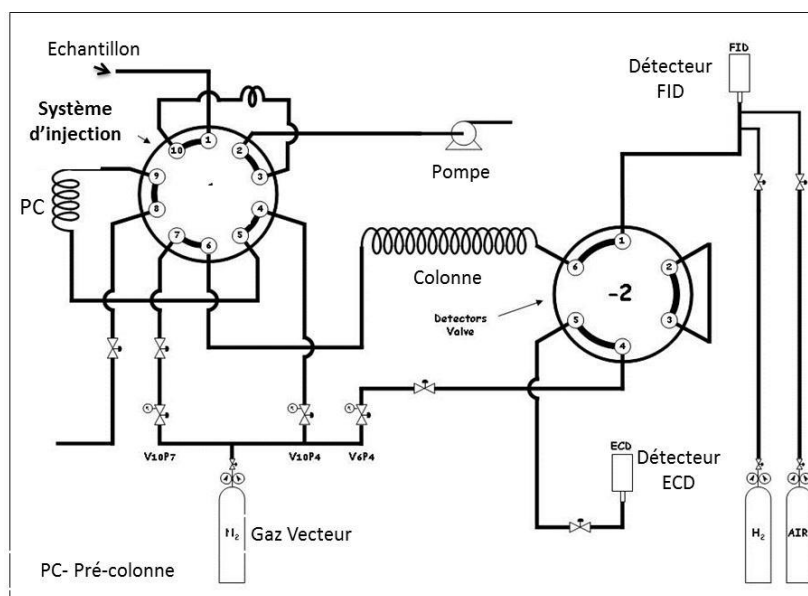


Figure M8.1. Schéma de l'arrangement pneumatique d'un chromatographe associé à un détecteur FID pour quantifier le CH₄ et le CO₂ et un détecteur ECD pour le N₂O (Godbout *et al.*, 2012)

D'autres détecteurs comme les détecteurs à conductibilité thermique (TCD) ou des spectromètres de masse (MS) sont aussi souvent utilisés (Tableau M8.1 et Arnold *et al.*, 2001; Hu *et al.*, 2014; Lofffield *et al.*, 1997).

Tableau M8.1. Principaux détecteurs de chromatographe en phase gazeuse utilisables pour détecter les gaz à effet de serre et les composés azotés (d'après Lagadec *et al.* 2014)

Détecteurs	Principe de fonctionnement	Gaz analysés, limitations
Détecteur à conductivité thermique (TCD)	Mesure différentielle de la variation de résistivité de deux filaments induite par le contact du gaz à analyser et le gaz vecteur	Tous les gaz, méthode simple et robuste
Détecteur à ionisation de flamme	Une flamme d'hydrogène ionise les molécules du gaz à analyser ; un champ électrique permet la collecte des ions	Adapté pour les composés organiques ; ne permet pas le dosage des gaz permanents
Détecteur à capture d'électrons (ECD)	Un gaz vecteur est ionisé par des particules ; les molécules électronégatives induisent une diminution du courant de polarisation qui est amplifié	Molécules électronégatives comme les composés halogénés ou N ₂ O
Spectromètre de masse (MS)	Les molécules du gaz à analyser sont ionisées et séparées en fonction de leur rapport masse/charge (m/z) ; un détecteur convertit les courants ioniques en signaux électriques	Tous les composés

Matériel nécessaire

- Système d'injection : l'injection peut se faire manuellement à l'aide d'une seringue remplie d'un échantillon de l'air à analyser ou à l'aide d'un système d'injection automatisé
- Précolonne permettant d'injecter un volume important et de protéger la colonne analytique de polluants matriciels
- Colonne analytique sur laquelle les différentes molécules de l'échantillon injecté vont se séparer
- Chromatographe équipé d'un détecteur ou plusieurs détecteurs
- Gaz vecteur : généralement azote N₂ (<100 ppb d'impuretés)
- Générateur d'hydrogène
- Vanne à gaz
- Air comprimé

Mise en œuvre

L'analyse se fait avec des conditions opératoires (température du four, débit du gaz vecteur, température des détecteurs) définies par l'opérateur. Celles-ci dépendent d'un laboratoire à un autre et sont déterminées en fonction des analyses des gammes d'étalons choisies définies ou non selon des normes (citées dans les références). Le gaz vecteur est alimenté à débit constant (en ml.min⁻¹). Le pilotage de l'appareil et l'analyse des résultats se font en général à l'aide d'un logiciel fourni avec l'appareil.

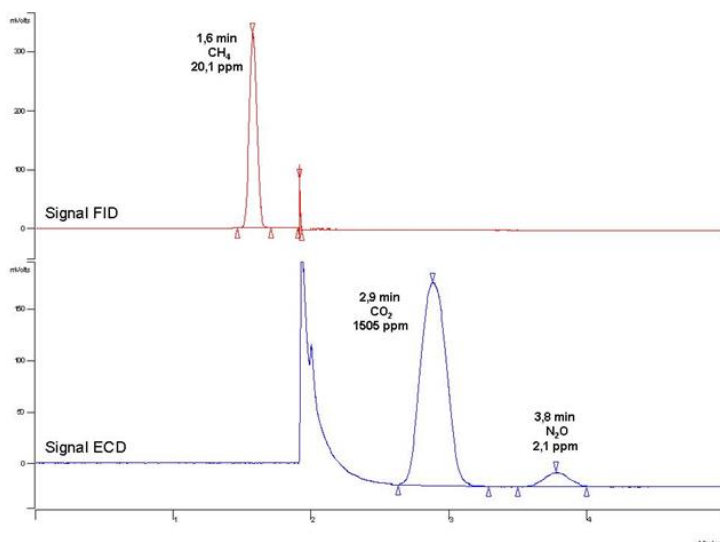


Figure M8.2. Exemple d'un chromatogramme d'un mélange étalon de gaz à effet de serre (CH₄, N₂O et CO₂) (Godbout *et al.*, 2012)

La surface sous les pics est proportionnelle à la concentration du gaz correspondant, dans la gamme d'étalonnage considérée (L. Loyer, communication personnelle).

L'analyse chromatographique est généralement calibrée au début de chaque période d'analyse en injectant des échantillons de gaz étalons (cylindre/bouteille de « Gaz certifié » ou échantillons par dilution d'une solution certifiée). La calibration doit être réalisée avec une gamme étalon recouvrant les concentrations attendues dans les échantillons à analyser. Les facteurs de réponse du chromatographe sont établis avec au minimum un point étalon pour chaque gaz analysé puisque les détecteurs utilisés répondent linéairement pour les plages de concentrations rencontrées. Des analyses étalons sont effectuées automatiquement et régulièrement

avec l'air ambiant et le gaz contenu dans le cylindre/bouteille utilisé pour vérifier la calibration du chromatographe. Un exemple du chromatogramme obtenu pour l'analyse de gaz étalons est présenté dans la Figure M8.2.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Les analyses étalons permettent de documenter les performances à long terme du chromatographe et de faire un contrôle sur la qualité des données obtenues. Des calculs statistiques sur les résultats permettent d'estimer la précision globale des analyses. Le tableau suivant montre des exemples typiques de résultats obtenus pour des analyses étalons.

Tableau M8.2. Exemples de résultats d'analyses d'un gaz étalon et d'un échantillon d'air ambiant

	Gaz étalon			Air ambiant		
	CH ₄	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂	N ₂ O
Valeur moyenne (ppmv)	20,5	1510	2,1	2,0	595	0,32
Précision¹ (%)	1,0	3,8	5,8	5,8	4,6	16
Valeur maximale (ppmv)	20,7	1589	2,3	2,4	638	0,41
Valeur minimale (ppmv)	20,1	1403	1,9	1,9	541	0,21

Les analyses de gaz étalon montrent la grande précision qui peut être obtenue avec le système sur de longues périodes de temps. Dans le cas présenté, le détecteur à capture d'électron montre une précision faible pour la détermination des faibles concentrations de protoxyde d'azote (N₂O) dans l'air ambiant avec un étalonnage sur des concentrations plus importante. La précision de mesure du CH₄ et du CO₂ par le détecteur à ionisation de flamme est plus stable.

¹ écart type d'une série de données, divisé par la moyenne de la série de données multiplié par 100

Intérêts et limites

Intérêts : La chromatographie gazeuse est probablement une des techniques instrumentales les plus utilisées pour quantifier les composants de l'air. La technique est bien connue et les applications sont bien maîtrisées par les manufacturiers d'équipements analytiques. Selon le système chromatographique et les conditions d'utilisation, les limites de détection sont de l'ordre de 50 ppb pour le CH₄, de 50 ppm pour le CO₂ et de 30 ppb pour le N₂O associées à de fortes limites de quantification (100 ppm pour le N₂O et au-delà de 5000 ppm pour le CH₄ et le CO₂).

Limites : Ce système peut être appliqué sur le terrain pour des mesures en continu mais présente des contraintes logistiques et des coûts de fonctionnement élevés (bouteilles de gaz vecteur, de gaz étalon, interventions quotidienne des opérateurs, maintien des conditions d'ambiance). Chaque instrument a des limites de détection spécifiques à évaluer avant investissement.

Coûts : Des équipements commerciaux sont facilement disponibles pour faire les analyses proposées dans cette fiche protocole pour un budget inférieur à 30 000 €. La technique est simple et éprouvée et permet la quantification simultanée des trois gaz à effet de serre.

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche :

- Stéphane Godbout, Jean-Pierre Larouche et Lise Potvin, IRDA – Québec, Canada
- Laurence Loyon, IRSTEA – Rennes, France

Autres organismes référents : LNE

Références bibliographiques

- Arnold, S.L.; Parkin, T.B.; Doran, J.W.; Eghball, B.; Mosier, A.R. 2001. Automated gas sampling system for laboratory analysis of CH₄ and N₂O. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 32 (17-18), 2795-2807 10.1081/css-120000962
- Godbout, S.; Pelletier, F.; Larouche, J.P.; Belzile, M.; Feddes, J.J.R., et al. 2012. Greenhouse gas emissions from non-cattle confinement buildings: monitoring, emission factors and mitigation. 5. In: Liu, G. (Ed.), *Greenhouse Gases - Emission, Measurement and Management*. InTech pp. 101-126
- Hu, E.; Babcock, E.L.; Bialkowski, S.E.; Jones, S.B.; Tuller, M. 2014. Methods and Techniques for Measuring Gas Emissions from Agricultural and Animal Feeding Operations. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*. 44 (3), 200-219 10.1080/10408347.2013.843055
- Lagadec S. et al. 2014. Mise au point d'un biofiltre pour l'amélioration de l'ambiance et des émissions des porcheries. Rapport final Ademe 84p.
- Lofffield, N.; Flessa, H.; Augustin, J.; Beese, F. 1997. Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. *Journal of Environmental Quality*. 26 (2), 560-564

Fiche 9 Mesure des concentrations en gaz par chimiluminescence

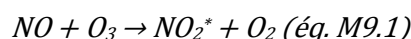
Domaine d'application

L'analyse en routine de composés gazeux atmosphériques par chimiluminescence remonte aux années 1970, avec la mesure du NO et du NO₂ et des terpènes. La mesure du NO par chimiluminescence sert de base à la mesure de nombreux composés azotés moyennant leur captation sous forme gazeuse ou liquide et leur transformation catalytique préalable (Navas *et al.*, 1997): ammoniac gazeux (NH₃), acide nitrique (HNO₃) et nitreux (HNO₂), nitrates, nitrate de peroxyacétyle (PAN), ou azote total. Par extension, la mesure des composés organiques peut aussi se faire par chimiluminescence (Marley and Gaffney, 1998; Motyka *et al.*, 2007; Varcoe, 1977), ainsi que l'analyse du CO₂ (Lan and Mottola, 1996). Enfin, à noter deux revues relativement récentes qui font un état des lieux des méthodes par chimiluminescence (Toda and Dasgupta, 2008; Zhang *et al.*, 2005).

Certaines méthodes d'analyse par chimiluminescence sont particulièrement intéressantes en couplage avec la mesure des flux par la méthode des covariances turbulentes (Fiche 31) car le principe physique permet d'avoir une acquisition rapide du signal. C'est le cas des mesures basées sur la chimiluminescence du NO avec l'ozone ou de l'ozone avec un substrat solide (Ammann *et al.*, 2012; Bruemmer *et al.*, 2013; Eugster and Hesterberg, 1996; Loubet *et al.*, 2011). Par ailleurs, il existe des analyseurs de NO₂ basés sur la chimiluminescence avec le luminol (Gaffney *et al.*, 1998; Marley *et al.*, 2004).

Principe

La chimiluminescence est un phénomène d'émission de lumière lors d'une réaction chimique. Il résulte du principe physique de désexcitation des atomes par émission de rayonnement. Le phénomène est connu depuis la fin du XIX^e siècle, notamment pour l'ozone (depuis 1896), et la plupart des méthodes d'analyse utilisent d'ailleurs la chimiluminescence avec l'ozone. C'est le cas du NO et de tous les composés azotés en découlant. D'autres oxydants (H₂O₂) sont également fortement chimie-luminescent. Le principe fondamental de la méthode est donc une réaction chimique qui émet de la lumière. Ainsi par exemple pour NO et O₃:



La lumière émise l'est dans une bande de longueur d'onde particulière qui correspond à la molécule (ici NO₂^{*}). Un photomultiplicateur sensible est utilisé pour compter le nombre de photons émis qui est donc proportionnel aux nombre de molécules de NO.

Pour mesure la concentration en NO₂, un catalyseur au molybdène chauffé à 350°C a longtemps été utilisé pour la conversion en NO mais il n'est pas spécifique du NO₂ et convertit d'autres oxydes d'azote (PAN, HONO, HNO₃ et composés azotés organiques) (Dari-Salisburgo *et al.*, 2009; Parrish and Fehsenfeld, 2000). On utilise maintenant des convertisseurs photolytiques dont le prix a chuté avec l'arrivée de diodes électroluminescentes puissantes (Pollack *et al.*, 2010).

Concernant la mesure de l'ammoniac, un catalyseur en acier inoxydable chauffé à 800°C est utilisé dans les analyseurs standards (Mennen *et al.*, 1996). Récemment un catalyseur

permettant la conversion de tous les composés azotés en NO a été développé (Ammann *et al.*, 2012; Bruemmer *et al.*, 2013; Marx *et al.*, 2012).

Matériel nécessaire

La mesure par chimiluminescence est une mesure standard pour le NO, le NO₂ et le NH₃. Il existe de nombreux analyseurs dans le commerce pour la gamme des mesures atmosphériques. Un schéma de principe d'un analyseur est présenté en Figure M9.1. Pour mettre en œuvre ces mesures, il faut prévoir un abri, avec une alimentation bien stabilisée (on pourra utiliser un redresseur de tension), le mieux étant de pouvoir le régler. Il est préférable de chauffer les lignes de prélèvement à quelques degrés au-dessus de l'ambiant et d'utiliser une longueur minimale (ne pas dépasser quelques mètres sans pompe secondaire). Utiliser exclusivement du Teflon PFA. Il faut également prévoir des bouteilles étalons de vérification (pour le zéro, le NO₂ et le NH₃), un système d'étalonnage pour le NO, et une source d'ozone stable et importante. Prévoir enfin une acquisition soit sur l'analyseur lui-même soit sur un système d'acquisition déporté.

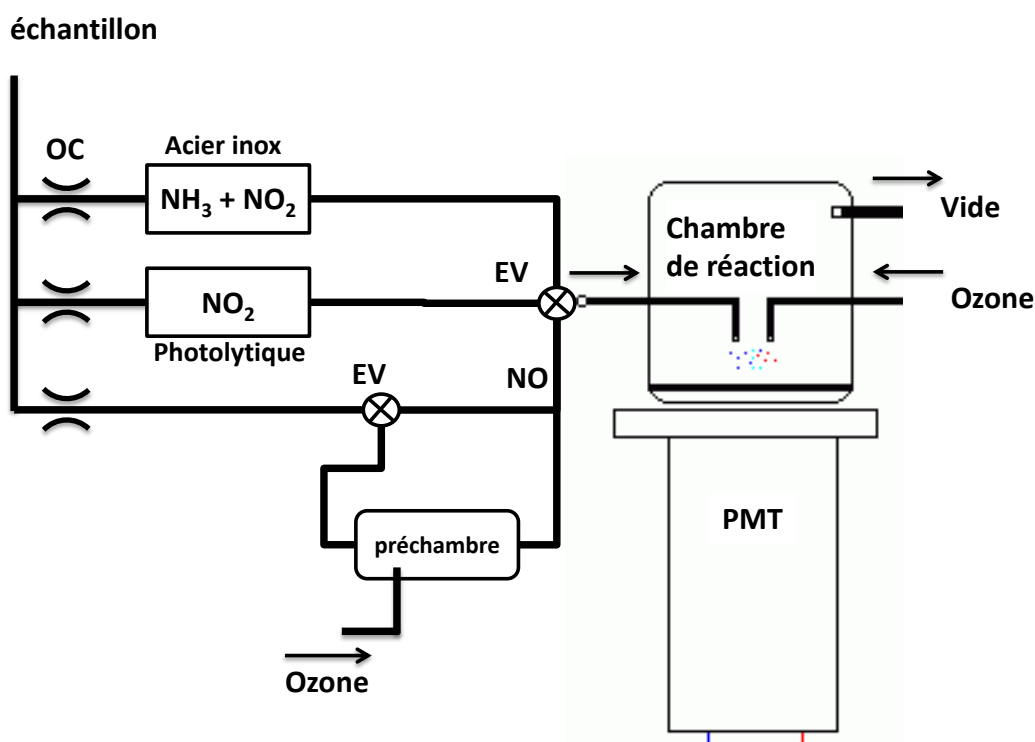


Figure M9.1. Schéma de principe d'un analyseur d'NH₃-NO₂-NO par chimiluminescence.

L'échantillon passe alternativement (1) dans le convertisseur en acier inoxydable qui convertit une fraction de l'ammoniac et du NO₂, (2) dans le convertisseur photolytique qui convertit une fraction du NO₂ et dans la voie NO sans convertisseur. Les concentrations en NO₂, et NH₃ sont estimées par différence une fois les rendements des convertisseurs connus. L'échantillon entre ensuite dans la chambre de réaction où le NO réagit avec l'ozone en émettant de la lumière (éqs. M9.1 et M9.2) qui est captée par le photomultiplicateur (PMT). Le PMT convertit le signal lumineux en courant. La préchambre permet de mesurer les interférences à intervalles réguliers en faisant réagir le NO avec l'ozone avant qu'il ne rentre dans la chambre de réaction. Les électrovannes (EV) permettent d'alterner entre les voies. Les orifices critiques (OC) permettent d'assurer un débit identique dans chaque canal.

Mise en œuvre

Si le principe est simple, la mise en œuvre nécessite de nombreuses précautions parmi lesquelles :

- le refroidissement du photomultiplicateur pour minimiser le bruit et donc augmenter la sensibilité
- le contrôle des pressions, débits et températures dans la chambre de mesure car ils influent sur le taux de réaction (éq. M9.1)
- le contrôle de l'hygrométrie car les molécules d'eau réabsorbent le rayonnement émis (éq. M9.2). Il est d'ailleurs préférable que la cellule de détection se trouve à faible pression pour limiter ce phénomène ainsi que celui de désactivation (« quenching ») qui limite la luminescence.

La mise en œuvre de ces mesures requiert en général de laisser l'analyseur en marche une journée environ sur le lieu de l'expérimentation pour qu'il se stabilise. Il faut faire une calibration environ tous les mois pour le NO, le NO₂ et l'ammoniac avec une vérification du zéro qui peut être plus fréquente (une fois par semaine), surtout si la température du local n'est pas contrôlée. On peut utiliser des bouteilles à quelques centaines de ppb pour vérifier le NO₂. Les données sont acquises soit par l'instrument, soit sur une centrale d'acquisition soit sur un ordinateur.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Concernant le NO₂, les convertisseurs au molybdène montrent de fortes interférences liées à la présence de PAN et d'ozone en comparaison avec un analyseur par spectroscopie laser à absorption (Dunlea *et al.*, 2007) (Fiche 12). Concernant l'ammoniac, la comparaison à l'analyse par spectroscopie laser à absorption a montré une bonne corrélation en dehors de certaines périodes très humides (Ellis *et al.*, 2010).

Les sources d'incertitude de la méthode sont essentiellement liées aux interférences avec d'autres composés et au phénomène de désactivation. Pour pallier au problème, la plupart des analyseurs possèdent une préchambre permettant d'estimer les interférences. Une autre incertitude importante est due à la dérive du zéro qui peut être liée à un problème de température du photomultiplicateur et à la dérive de la pente souvent due à un problème de pression (dysfonctionnement de la pompe, fuites, ...). Une vérification hebdomadaire du zéro et d'un point de pente permet de détecter ces problèmes.

Intérêts et limites

Intérêt : L'intérêt premier de la méthode est sa sensibilité (on atteint quelques ppt en NO et 1ppb pour le NH₃) et son temps de réponse (jusqu'à 0,1 seconde).

Limites : Ces appareils nécessitent une calibration relativement régulière, notamment pour déterminer le rendement des convertisseurs. Par ailleurs cette méthode est sujette à des interférences, qui peuvent être problématiques pour les concentrations faibles rencontrées dans les zones rurales.

Coûts : La technologie étant bien établie, il existe des analyseurs assez peu coûteux (de l'ordre de 15 000 à 20 000 €). En revanche les analyseurs les plus précis sont onéreux (60 000 €). Il est par ailleurs nécessaire d'acquérir un système de calibration (5 000 à 10 000 €) ou bien de faire réaliser la calibration par un organisme certifié. En termes de fonctionnement, ces analyseurs requièrent des gaz étalons, et des consommables (filtres, kits de pompe), ainsi qu'une révision tous les ans (compter 500 € par an).

Partenaires Référents

Rédacteur de la fiche:

- Benjamin LOUBET, INRA, UMR EGC - Thiverval-Grignon, France

Autres organismes référents: INERIS, Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air

Références bibliographiques

- Ammann, C.; Wolff, V.; Marx, O.; Bruemmer, C.; Neftel, A. 2012. Measuring the biosphere-atmosphere exchange of total reactive nitrogen by eddy covariance. *Biogeosciences*. 9 (11), 4247-4261 10.5194/bg-9-4247-2012
- Bruemmer, C.; Marx, O.; Kutsch, W.; Ammann, C.; Wolff, V., et al. 2013. Fluxes of total reactive atmospheric nitrogen (Sigma N-r) using eddy covariance above arable land. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology*. 65 10.3402/tellusb.v65i0.19770
- Dari-Salisburgo, C.; Di Carlo, P.; Giammaria, F.; Kajii, Y.; D'Altorio, A. 2009. Laser induced fluorescence instrument for NO₂ measurements: Observations at a central Italy background site. *Atmospheric Environment*. 43 (4), 970-977 10.1016/j.atmosenv.2008.10.037
- Dunlea, E.J.; Herndon, S.C.; Nelson, D.D.; Volkamer, R.M.; San Martini, F., et al. 2007. Evaluation of nitrogen dioxide chemiluminescence monitors in a polluted urban environment. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 7 (10), 2691-2704
- Ellis, R.A.; Murphy, J.G.; Pattey, E.; van Haarlem, R.; O'Brien, J.M., et al. 2010. Characterizing a Quantum Cascade Tunable Infrared Laser Differential Absorption Spectrometer (QC-TILDAS) for measurements of atmospheric ammonia. *Atmospheric Measurement Techniques*. 3 (2), 397-406
- Eugster, W.; Hesterberg, R. 1996. Transfer resistances of NO₂ determined from eddy correlation flux measurements over a litter meadow at a rural site on the Swiss plateau. *Atmospheric Environment*. 30 (8), 1247-1254 10.1016/1352-2310(95)00418-1
- Gaffney, J.S.; Bornick, R.M.; Chen, Y.H.; Marley, N.A. 1998. Capillary gas chromatographic analysis of nitrogen dioxide and PANs with luminol chemiluminescent detection. *Atmospheric Environment*. 32 (8), 1445-1454 10.1016/s1352-2310(97)00098-8
- Lan, Z.H.; Mottola, H.A. 1996. Determination of CO₂(g) by enhancement of luminol-cobalt(II) phthalocyanine chemiluminescence: Analysis of atmospheric air and human breath. *Analytica Chimica Acta*. 329 (3), 305-310 10.1016/0003-2670(96)00113-4
- Loubet, B.; Stella, P.; Fanucci, O.; N., M. 2011. Evaluation of a modified disjunct eddy covariance method for estimating the fluxes divergence of nitrogen oxides and ozone. Nitrogen & Global Change: Key findings – future challenges. Edinburgh (GBR) 11-15/04/2011. 2 p.
- Marley, N.A.; Gaffney, J.S. 1998. A comparison of flame ionization and ozone chemiluminescence for the determination of atmospheric hydrocarbons. *Atmospheric Environment*. 32 (8), 1435-1444 10.1016/s1352-2310(97)00142-8
- Marley, N.A.; Gaffney, J.S.; White, R.V.; Rodriguez-Cuadra, L.; Herndon, S.E., et al. 2004. Fast gas chromatography with luminol chemiluminescence detection for the simultaneous determination of nitrogen dioxide and peroxyacetyl nitrate in the atmosphere. *Review of Scientific Instruments*. 75 (11), 4595-4605 10.1063/1.1805271
- Marx, O.; Bruemmer, C.; Ammann, C.; Wolff, V.; Freibauer, A. 2012. TRANC - a novel fast-response converter to measure total reactive atmospheric nitrogen. *Atmospheric Measurement Techniques*. 5 (5), 1045-1057 10.5194/amt-5-1045-2012

- Mennen, M.G.; VanElzakker, B.G.; VanPutten, E.M.; Uiterwijk, J.W.; Regts, T.A., et al. 1996. Evaluation of automatic ammonia monitors for application in an air quality monitoring network. *Atmospheric Environment*. 30 (19), 3239-3256 10.1016/1352-2310(96)00079-9
- Motyka, K.; Onjia, A.; Mikuska, P.; Vecera, Z. 2007. Flow-injection chemiluminescence determination of formaldehyde in water. *Talanta*. 71 (2), 900-905 10.1016/j.talanta.2006.05.078
- Navas, M.J.; Jimenez, A.M.; Galan, G. 1997. Air analysis: Determination of nitrogen compounds by chemiluminescence. *Atmospheric Environment*. 31 (21), 3603-3608 10.1016/s1352-2310(97)00153-2
- Parrish, D.D.; Fehsenfeld, F.C. 2000. Methods for gas-phase measurements of ozone, ozone precursors and aerosol precursors. *Atmospheric Environment*. 34 (12-14), 1921-1957 10.1016/s1352-2310(99)00454-9
- Pollack, I.B.; Lerner, B.M.; Ryerson, T.B. 2010. Evaluation of ultraviolet light-emitting diodes for detection of atmospheric NO₂ by photolysis - chemiluminescence. *Journal of Atmospheric Chemistry*. 65 (2-3), 111-125 10.1007/s10874-011-9184-3
- Toda, K.; Dasgupta, P.K. 2008. New applications of chemiluminescence for selective gas analysis. *Chemical Engineering Communications*. 195 (2), 82-97 10.1080/00986440701569150
- Varcoe, F.T. 1977. Atmospheric Terpene Analysis Using a Gas-Chromatographic Chemiluminescence Technique. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society*. 173 (Mar20), 14-14
- Zhang, Z.Y.; Zhang, S.C.; Zhang, X.R. 2005. Recent developments and applications of chemiluminescence sensors. *Analytica Chimica Acta*. 541 (1-2), 37-47 10.1016/j.aca.2004.11.069

Fiche 10 Spectroscopie d'absorption infrarouge à transformée de Fourier et photo-acoustique

Domaine d'application

La méthode est utilisée pour l'analyse d'échantillons de gaz provenant de différentes sources agricoles dont les bâtiments, les structures de stockage, les parcelles en culture, les procédés de traitement... Les principaux gaz mesurables sont le méthane (CH₄), le monoxyde de carbone (CO), le dioxyde de carbone (CO₂), l'ammoniac (NH₃), l'oxyde nitreux (N₂O), le monoxyde d'azote (NO), le dioxyde d'azote (NO₂), le dioxyde de soufre (SO₂), le chlorure d'hydrogène (HCl) et l'eau (H₂O). Cette méthode permet d'analyser les concentrations de plusieurs gaz simultanément.

Principe

La spectroscopie par absorption infrarouge (IR) consiste à mesurer l'intensité d'absorption d'un rayonnement infrarouge par un mélange gazeux. Elle permet via la détection des vibrations caractéristiques d'identifier les fonctions chimiques présentes, la longueur d'onde des bandes d'absorption IR étant caractéristique de types spécifiques de liaisons chimiques. En élevage, deux techniques sont principalement utilisées: la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FT-IR) et la spectroscopie infrarouge photoacoustique (IR-PAS).

La spectroscopie FT-IR est basée sur l'utilisation d'un interféromètre qui va permettre de mesurer les longueurs d'onde par production d'interférences. Le faisceau sortant de l'interféromètre est réfléchi ensuite vers la chambre de mesure où se trouve l'échantillon à analyser et où des absorptions pourront avoir lieu. Il arrive ensuite sur le détecteur pour être transformé en signal électrique et subira un traitement mathématique (transformée de Fourier) afin de déterminer les variations d'intensités en fonction des longueurs d'onde.

La spectroscopie infrarouge photoacoustique consiste à exciter un échantillon avec une lumière monochromatique pulsée. La sélection des longueurs d'onde spécifiques est obtenue au moyen de filtres optiques caractéristiques des gaz ciblés. Certaines molécules de l'échantillon absorbent une partie de l'énergie lumineuse qu'elles convertissent, après désexcitation, en un signal acoustique capté par un microphone.

Matériel nécessaire

Pour la spectroscopie FT-IR :

Un schéma de principe du système d'analyse par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier est présenté à la Figure M10.1 et précise les éléments nécessaires à la mise en place de cette technique.

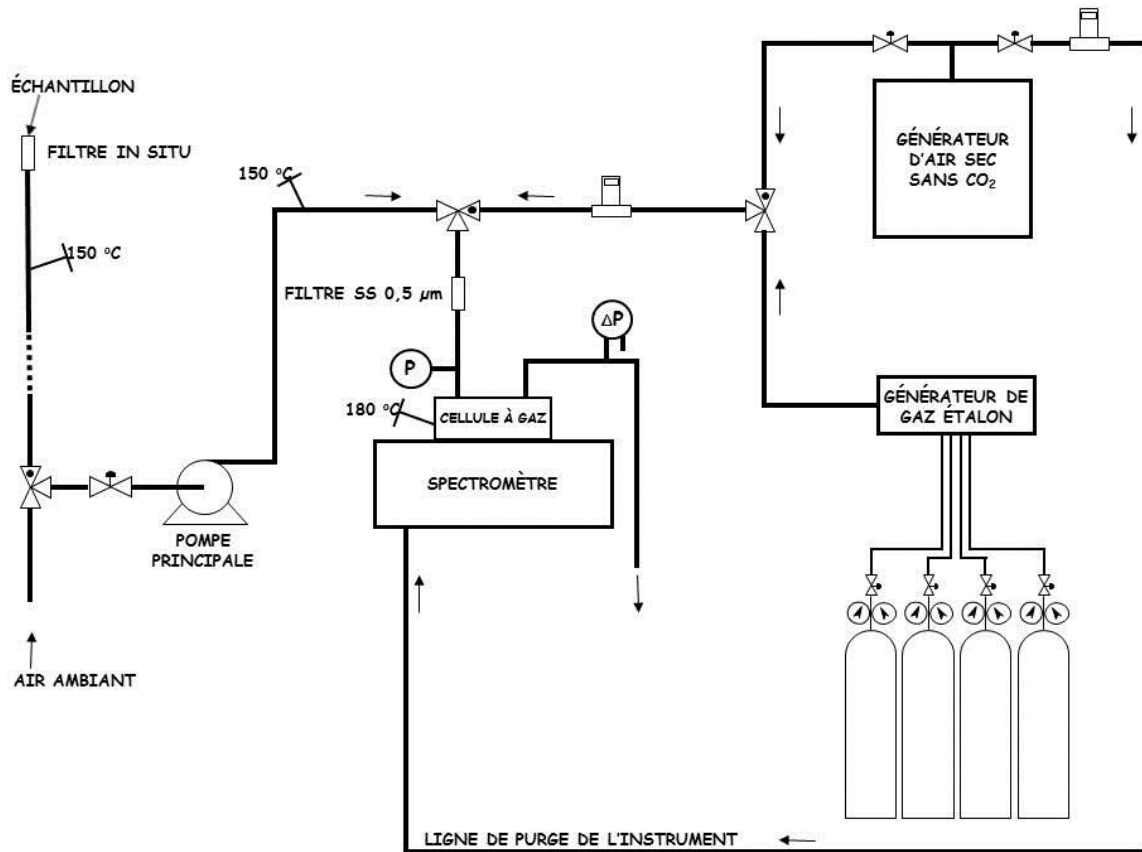


Figure M10.1. Schéma du système d'analyse des gaz agricoles par spectroscopie IRTF adaptée de (Godbout *et al.*, 2012)

Pour la spectroscopie IR photoacoustique :

- Un analyseur IR photoacoustique
- Des bouteilles de gaz étalon (pour vérifier l'étalonnage, mélanges à définir suivant les gaz ciblés par l'appareil et les gammes de concentration attendues)
- Système de chauffage des lignes de prélèvement
- Un ordinateur pour l'enregistrement des données si un enregistrement sur plusieurs jours est planifié

Mise en œuvre

Pour la spectroscopie FT-IR, le montage doit permettre :

- Un prélèvement et un acheminement aux analyseurs de l'air échantillonné à un débit d'environ 5 litres par minute
- Une protection tel un filtre en acier inoxydable aggloméré de 0,5 µm de porosité
- Une purge adéquate des différents éléments analytiques à l'aide par exemple d'air sec sans CO₂
- Une calibration rigoureuse et régulière des analyseurs à l'aide de gaz certifié
- Un enregistrement en continu de la température près des instruments, de la pression de vitesse de l'échantillon en circulation

Il existe sur le marché des analyseurs infrarouge multigaz adaptés à la détection de plusieurs gaz ciblés en élevage. Ces analyseurs peuvent être calibrés de manière à couvrir les gammes de concentration rencontrées en bâtiment et au stockage des effluents. Ces appareils sont portables et résistants à des atmosphères difficiles (ammoniac, humidité, poussières). Lors de la mise en œuvre de tels appareils il est important de les positionner dans des endroits stables en température (c'est-à-dire avec des variations de température faibles) notamment si les concentrations à mesurer sont faibles. Il est également impératif de chauffer les lignes de prélèvement afin d'éviter tout phénomène de condensation qui pourrait endommager l'appareil.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Pour vérifier les réponses du spectromètre ainsi que du système complet de prélèvement, des échantillons de gaz de concentration connue sont utilisés. Les échantillons étalons peuvent inclure de l'air ambiant, de l'air sec sans CO₂, de l'azote zéro et des mélanges certifiés des différents gaz mesurés. Les mélanges certifiés sont généralement fabriqués sur mesure par les distributeurs de gaz à des concentrations voisines de celles qui seront retrouvées dans les échantillons analysés. Les mélanges certifiés peuvent contenir un ou plusieurs gaz selon le besoin ou selon la compatibilité des gaz entre eux. Ils existent également à l'INRA, un banc permettant de générer des mélanges gazeux (NH₃, CO₂, CH₄, N₂O) à des concentrations variables (Hassouna et al, 2013)

De plus, les analyses étalons permettent de faire un contrôle sur la qualité des données obtenues et de documenter les performances à long terme du spectromètre et du système de prélèvement et de gestion des échantillons. Des calculs statistiques sur les résultats permettent d'estimer la précision globale des analyses effectuées.

Intérêts et limites

Intérêts :

La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) est devenue une technique d'analyse des gaz très performante, grâce aux capacités actuelles des outils informatiques d'analyse des spectres. De plus, la technologie de base étant bien connue et plutôt simple, les instruments sont robustes, relativement faciles d'utilisation et, en sélectionnant adéquatement les différentes pièces d'équipement, les concentrations mesurées peuvent aisément varier du ppm au pourcentage.

La spectroscopie infrarouge photoacoustique est une méthode, à la fois très stable (peu de dérive d'étalonnage) et facile à mettre en œuvre. Cette technique est largement utilisée dans les bâtiments d'élevage, les appareils vendus sur le marché permettant une détection simultanée de plusieurs gaz cibles et ayant un temps de réponse relativement court (de l'ordre de la minute).

Limites : La plus grande limitation à la spectroscopie infrarouge est le recoupement des spectres d'absorption de différentes espèces moléculaires. Ainsi certaines molécules non ciblées peuvent être présentes en quantités qui peuvent être substantielles dans les échantillons d'air agricoles, notamment en bâtiment d'élevage, et interférer avec les gaz cibles (Hassouna *et al.*, 2013; Zhao *et al.*, 2012). Des méthodes informatiques d'analyse des spectres sont développées pour atténuer l'impact des bandes d'absorption parasites. Elles deviennent l'élément le plus important d'un système d'analyse des gaz par spectrométrie infrarouge. Cependant toutes les interférences ne peuvent être compensées, ce qui peut

générer une surestimation ou une sous-estimation des concentrations des gaz cibles. Le choix des filtres optiques dans l'appareil doit être raisonné de manière à limiter ces interférences et à pouvoir corriger celles qui sont majeures.

Coûts: un analyseur à infrarouge photoacoustique coûte entre 30 000 et 50 000 € (fonction du nombre de gaz à mesurer). De même, un analyseur FTIR coûtera quelques dizaines de milliers d'€.

Partenaires référents

Rédacteurs de la fiche:

- Stéphane Godbout, Jean-Pierre Larouche et Lise Potvin, IRDA – Québec, Canada
- Mélynda Hassouna, INRA, UMR SAS – Rennes, France

Références bibliographiques

- Godbout, S.; Pelletier, F.; Larouche, J.P.; Belzile, M.; Feddes, J.J.R., et al. 2012. Greenhouse gas emissions from non-cattle confinement buildings: monitoring, emission factors and mitigation. 5. In: Liu, G. (Ed.), Greenhouse Gases - Emission, Measurement and Management. InTech pp. 101-126
- Hassouna, M.; Robin, P.; Charpiot, A.; Edouard, N.; Méda, B. 2013. Infrared photoacoustic spectroscopy in animal houses: Effect of non-compensated interferences on ammonia, nitrous oxide and methane air concentrations. Biosystems Engineering. 114 (3), 318-326 10.1016/j.biosystemseng.2012.12.011
- Hassouna, M., B. Grandpierre, P. Robin, and N. Guingand. "A Test-Bench for Infrared Photoacoustic Analyzers Used to Measure Gas Emissions from Animal Houses and Manure Storage. *ISAH Conference*, Nanjing, China, 2013.
- Zhao, Y.J.; Pan, Y.E.; Rutherford, J.; Mitloehner, F.M. 2012. Estimation of the Interference in Multi-Gas Measurements Using Infrared Photoacoustic Analyzers. Atmosphere. 3 (2), 246-265 10.3390/atmos3020246

Fiche 11 Spectroscopie d'absorption différentielle optique (DOAS)

Domaine d'application

La spectrométrie d'absorption différentielle optique ou « DOAS » est une technique permettant de mesurer des concentrations gazeuses le long d'un trajet optique dans l'atmosphère. Couplée à des méthodes de caractérisation des flux d'air (ex: gaz traceur, modélisation inverse, gradient aérodynamique), elles permettent d'estimer les émissions diffuses issues d'un bâtiment, d'un site de stockage d'effluent ou d'une parcelle (Hu *et al.*, 2014; Volten *et al.*, 2012). Les molécules gazeuses étudiées peuvent être des gaz à effet de serre (CO₂, N₂O, H₂O) mais également des gaz réactifs tels que NH₃, NO, SO₂, NO₂ et O₃.

Principe

La mesure par DOAS se base sur la propriété de constituants gazeux à absorber la lumière spécifiquement à certaines longueurs d'onde. Par la relation de Beer-Lambert, la perte d'intensité de lumière à ces longueurs d'onde peut être reliée à la concentration du gaz d'intérêt:

$$I_{\lambda} = I_{0,\lambda} \times e^{-(\alpha_{i,\lambda} \times C_i + \epsilon_M + \epsilon_R) \times L} + S(\lambda) \quad (\text{éq. M11.1})$$

avec I_{λ} et $I_{0,\lambda}$ (en W.sr⁻¹) les intensités du rayonnement de longueur d'onde λ respectivement incident sur le récepteur et émis par la source de rayonnement, $\alpha_{i,\lambda}$ (en m².µg⁻¹) le coefficient d'absorption du gaz i à la longueur d'onde λ , C_i (en µg.m⁻³) la concentration du gaz dans le mélange gazeux, L (en m) la longueur du trajet optique, ϵ_M et ϵ_R les coefficients d'extinction par unité de longueur du trajet optique liés aux petites particules (diffusion de Mie) et aux molécules d'air (diffusion de Rayleigh). La diffusion de Rayleigh du rayonnement solaire $S(\lambda)$ entraîne une légère augmentation de l'intensité de rayonnement incidente sur le détecteur et doit aussi être prise en compte.

Plus particulièrement, la méthode repose sur l'analyse de la partie haute fréquence de la structure d'absorption. La différentiation de l'équation M11.1 par rapport au coefficient d'absorption $\alpha_{i,\lambda}$ permet de définir l'intensité initiale différentielle $I_{0,\lambda}'$ qui correspond à l'intensité initiale $I_{0,\lambda}$ après atténuation par diffusion de Rayleigh, par diffusion de Mie et par la composante basse fréquence du coefficient d'absorption (Figure M11.1). Sont aussi pris en compte le rayonnement solaire diffusé et le facteur d'atténuation lié au système optique utilisé. L'analyse du spectre se fait généralement par modélisation mathématique de I_{λ} , selon :

$$I_{\lambda} = P(\lambda) \times e^{-\sum -\alpha'_{i,\lambda} \times C_i \times L} \quad (\text{éq. M11.2})$$

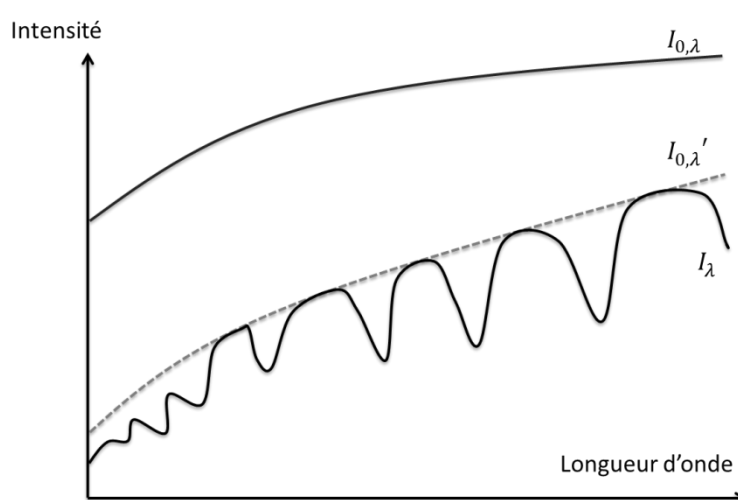


Figure M11.1. Intensités I_{λ} , $I_{0,\lambda}$ et $I_{0,\lambda}'$ dans un spectre d'absorption (d'après NF.EN.16253, 2013)

avec $P(\lambda)$ un polynôme décrivant $I'_{0,\lambda}$ et $\alpha'_{i,\lambda}$ la partie haute fréquence du coefficient d'absorption par le gaz i .

Ainsi, on obtient les concentrations C_i moyennées sur le trajet optique par calibration du modèle sur le spectre mesuré. La technique DOAS permet donc de s'affranchir de l'impossibilité de déterminer l'intensité de rayonnement initial $I'_{0,\lambda}$ et elle permet de tenir compte des densités optiques différentielles des gaz étudiés pour l'ensemble du domaine spectral choisi pour l'analyse.

Le spectre de rayonnement examiné peut varier d'un rayonnement ultraviolet proche à un rayonnement infrarouge proche (environ 200 à 2500 nm). La technique DOAS est souvent utilisée dans l'ultra-violet et le visible car les propriétés d'absorption des gaz y sont peu sensibles aux conditions de température et de pression de l'atmosphère. A titre d'exemple, l'ammoniac est détecté dans une bande de 200 à 230 nm.

Matériel et Mise en œuvre

Les mesures nécessitent la mise en œuvre d'un spectromètre DOAS associé à une source de rayonnement et à un télescope pour la collecte du rayonnement. Si la source de rayonnement est le soleil, on parle de DOAS passif, sinon de DOAS actif (Figure M11.2).

Lors d'une mesure, il s'agit de consigner la longueur du trajet optique, les conditions atmosphérique (température, pression, vent) et les données relatives à l'état de l'instrument.

Outre le spectre brut atmosphérique, le système doit mesurer le spectre thermique, le spectre de biais électronique, le spectre de lampe et le spectre de fond dû au rayonnement solaire (pour les mesures supérieures à 290 nm). Les spectres des composés de référence doivent aussi être connus afin de permettre l'analyse des concentrations.

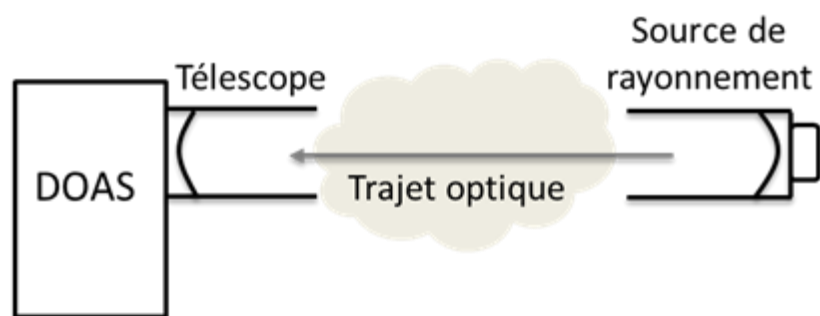


Figure M11.2. Système DOAS actif de surveillance ouvert de type bistatique

Dans ce système, l'émetteur et le détecteur sont aux deux extrémités du système optique. Les systèmes monostatiques fonctionnent avec un rétroreflet renvoyant le faisceau vers le détecteur.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Des procédures d'étalonnage sont décrites dans la norme NF.EN.16253 (2013). Deux approches sont applicables : soit en utilisant des cellules à gaz et des gaz d'essai raccordés à des étalons internationaux soit en modélisant le comportement du système à l'aide de spectres de référence. Un contrôle périodique (une ou deux fois par an) doit être réalisé. Des interférences sont possibles. Le spectre d'absorption des molécules interférentes doit être dans ce cas soustrait au spectre analysé.

Intérêts et limites

Intérêts: La méthode DOAS présente une sélectivité et une sensibilité élevées (<ppb) ainsi qu'une limite de détection basse. Elle permet une acquisition rapide du signal (jusqu'à la seconde) et elle est non-intrusive. Des systèmes de mesure DOAS sont commercialisés.

Limites : Ses principales limites sont son coût et les compétences nécessaires à sa mise en œuvre. Les mesures sont aussi influencées par les conditions de visibilité (ex: brouillard, neige) et les conditions d'ensoleillement si la source de rayonnement est le soleil.

Coûts : quelques dizaines de milliers d'€.

Partenaires Référents

Rédacteur de la fiche:

- Thomas Eglin, Ademe – Angers, France

Références bibliographiques

- Hu, E.; Babcock, E.L.; Bialkowski, S.E.; Jones, S.B.; Tuller, M. 2014. Methods and Techniques for Measuring Gas Emissions from Agricultural and Animal Feeding Operations. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*. 44 (3), 200-219
10.1080/10408347.2013.843055 <Go to ISI>://WOS:000334065600002
- NF.EN.16253. 2013. Qualité de l'air – Mesurages atmosphériques à proximité du sol par Spectroscopie d'Absorption Optique Différentielle (DOAS) – Mesurages de l'air ambiant et des émissions diffuses.
- Volten, H.; Bergwerff, J.B.; Haaima, M.; Lolkema, D.E.; Berkhout, A.J.C., et al. 2012. Two instruments based on differential optical absorption spectroscopy (DOAS) to measure accurate ammonia concentrations in the atmosphere. *Atmospheric Measurement Techniques*. 5 (2), 413-427 10.5194/amt-5-413-2012 <Go to ISI>://WOS:000300876700011

Fiche 12 Spectroscopie d'absorption laser

Domaine d'application

La spectrométrie d'absorption laser désigne les techniques qui utilisent des lasers pour évaluer la concentration ou la quantité d'une espèce en phase gazeuse par spectrométrie d'absorption. Les molécules gazeuses étudiées sont les gaz à effet de serre (CO_2 , N_2O , CH_4 , H_2O) mais également des gaz réactifs tels que NO , HCL , HNO_2 , NH_3 et CO . Elle permet également de mesurer avec une bonne précision les concentrations des différents isotopes stables des molécules gazeuses d'intérêt dans l'étude des émissions gazeuses des élevages ($^{13}\text{CO}_2$, $^{15}\text{N}_2\text{O}$, H_2^{18}O ...), d'identifier l'origine des sources naturelles ou de suivre après marquage la transformation ou le transport d'un produit dans le sol, la plante ou l'atmosphère.

Principe

C'est l'une des techniques les plus anciennes pour l'investigation non-intrusive des milieux gazeux. Cette technique est basée sur l'absorption de la radiation émise par une source de lumière bien définie spectralement sur son chemin vers le détecteur. D'après la relation de Beer-Lambert ci-dessous, la perte d'intensité de lumière permet de mesurer la concentration du gaz absorbant. Ainsi, plus il y a de molécules sur le trajet du faisceau, plus la lumière sera absorbée.

$$\ln\left(\frac{I_0}{I}\right) = \sigma NL \text{ (ég. M12.1)}$$

avec I_0 l'intensité de la lumière incidente, I l'intensité de la lumière sortante, σ la section efficace ($\text{cm}^2 \cdot \text{molécule}^{-1}$), N le nombre de molécules par unité de volume, L la longueur du trajet optique (cm).

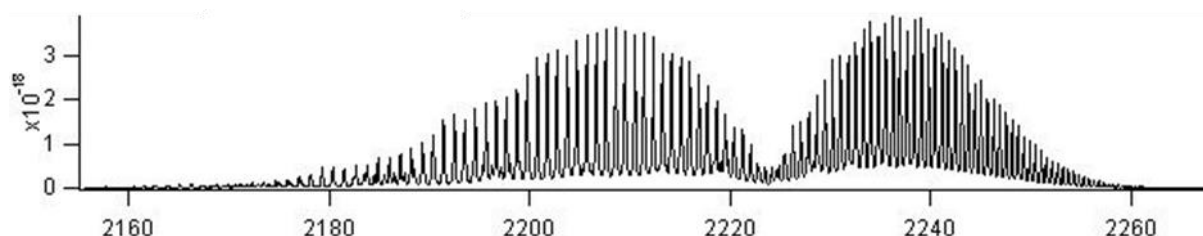


Figure M12.1. Section efficace d'absorption ($\text{cm}^2 \cdot \text{molécule}^{-1}$) du N_2O en fonction du nombre d'onde (cm^{-1}).

Le domaine équivalent en longueur d'onde est compris entre 4,46 et 4,59 μm .

L'absorption de la lumière est spécifique à la molécule étudiée et à la longueur d'onde de la lumière (exemple pour le N_2O en Figure M12.1). Le choix de la longueur d'onde détermine le type de molécule détectée. Dans le proche et moyen infrarouge (IR), les molécules gazeuses ont une signature due à leur spectre de rotation-vibration (Figure M12.1). Elle est plus particulièrement utilisée dans les longueurs d'onde de 1 à 12 μm . Les bandes fondamentales les plus intenses se situent dans l'infrarouge moyen (3-12 μm) et les bandes harmoniques moins intenses dans l'infrarouge proche (0,78 à 3 μm). Les paramètres spectroscopiques de ses bandes sont répertoriés dans les bases de données Hitran (Rothman *et al.*, 2009) ou Geisa qui donnent entre autre, la position de la transition en nombre d'onde (cm^{-1}) et les coefficients d'élargissement en fonction de la pression et température du gaz. Pour déterminer avec précision la concentration de l'absorbant il faut donc intégrer le signal transmis sur un domaine spectrale étendu suivant un profil de raies

d'absorption de type Voigt pour des pressions entre 10 et 100 mmHg et correspondant à la convolution entre une fonction Doppler et Lorentzienne.

Matériel et Mise en œuvre

Les techniques les plus courantes et commercialisées sont la spectroscopie d'absorption à diode laser accordable (Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy - TDLAS), la spectroscopie OA-ICOS « Of Axis Integrated Cavity Output Spectroscopy » et la spectrométrie à cavité résonnante amortie (Cavity Ring Down Spectroscopy: CRDS). La plupart des détections se fait avec un détecteur de type photonique. Les performances (temps de réponse, sensibilité de la mesure) de ces technologies sont maintenant suffisantes pour permettre la mesure des flux gazeux par méthodes micro-météorologiques: méthode de flux-gradient (Fiche 30) ou méthode des corrélations turbulentes (Fiche 31). Mais elles peuvent également être utilisées pour des mesures rapides à l'aide de chambres de type « Fast Box » (Fiche 23).

La Spectroscopie d'Absorption par Diode Laser Accordable (TDLAS) (McManus *et al.*, 2005) est très sensible et sélective pour la détection de plus petites molécules telles que H₂O, N₂O, CH₄ ou CO₂. On utilise une source monochromatique accordable en longueur d'onde. Ces sources sont des diodes lasers semi-conducteurs émettant dans le proche et moyen infrarouge et accordables grâce à la variation de température et du courant d'injection. L'infrarouge proche peut être couvert par des diodes de type télécom fonctionnant à température ambiante. L'infrarouge moyen n'a longtemps été accessible que par des lasers de type sels de plomb peu fiables et qui ne fonctionnaient qu'à très faible température (~ -100 °C). Depuis peu, le moyen infrarouge est accessible grâce à des lasers de nouvelle génération: les lasers à cascade quantique (QCL). Ces lasers peuvent être réglés en ajustant la température ou en modifiant la densité de courant d'injection. Bien que les changements de température permettent un réglage de plus de 100 cm⁻¹, il est peu utilisé, en raison de l'inertie thermique du système. Par contre l'injection de courant peut fournir un balayage à des taux aussi élevés que ~ 10 GHz, dans une gamme plus faible de nombre d'onde d'environ 1 à 2 cm⁻¹ suffisante pour balayer la fréquence d'émission autour d'une transition. Les largeurs de raie sont typiquement de l'ordre de 10⁻³ cm⁻¹ ou plus petites. La sensibilité des techniques d'absorption directe est souvent limitée à une absorbance de $I/I_0 \sim 10^{-3}$. Pour améliorer encore le signal, l'absorption de la lumière peut être augmentée avec l'utilisation des cellules multi-passages.

Les spectromètres de type Off Axis-ICOS utilisent des diodes accordables en fréquence du type QCL (Figure M12.2). Leurs spécificités résident dans l'utilisation d'une cavité optique composée de deux miroirs de très bonne réflectivité (99,99%) comme cellule d'absorption. Contrairement aux cellules

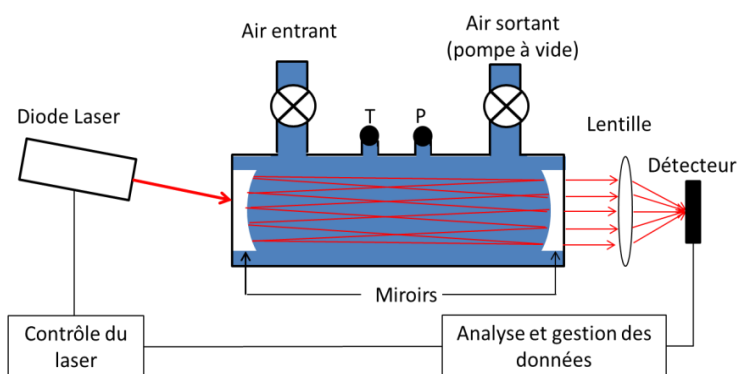


Figure M12.2. Schéma d'un spectromètre Off-Axis ICOS

multi-passe classiques, qui sont généralement limitées à des longueurs de trajet de moins de deux cents mètres, les OA-ICOS utilisent une cellule d'absorption hors axe qui permet

d'augmenter efficacement le nombre de réflexions du faisceau dans la cellule. Par conséquent, la longueur effective du trajet optique peut être de plusieurs milliers de mètres (2500 m pour une cavité de 25cm). La longueur du trajet optique ne dépend que des pertes optiques dans la cavité et pas d'un seul trajet. L'alignement de l'optique est très robuste permettant un fonctionnement fiable. La longueur effective du chemin optique est déterminée en coupant le signal du laser et en mesurant le temps nécessaire à la lumière pour quitter la cavité (dizaines de microsecondes).

La technique CRDS (Baer *et al.*, 2002; O'Keefe *et al.*, 1999) consiste à injecter un faisceau laser dans une cavité composée de miroirs de haute réflectivité (Figure M12.3). Lorsque l'émission laser entre en coïncidence avec l'un des modes de la cavité une interférence constructive se produit. Quand cette intensité est supérieure à un certain seuil, l'injection de photons dans la cavité est coupée et le temps de décroissance (*ring down*) de l'intensité lumineuse est enregistré à l'aide d'une photodiode. Ce temps de décroissance est directement relié au coefficient d'absorption (dû au gaz présent dans la cavité) à la longueur d'onde émise par le laser. Grâce à l'extrême réflectivité des miroirs ($R \sim 1 \times 10^{-5}$) une sensibilité équivalente à un trajet d'absorption de plusieurs milliers de kilomètres peut ainsi être obtenue. La source de lumière utilisée est une diode laser que l'on accorde sur une des fréquences d'absorption de l'espèce gazeuse que l'on cherche à analyser. Les performances sont légèrement inférieures à celles des 2 précédentes technologies mais il existe une version d'instrument qui permet de mesurer simultanément divers composés NH_3 , CH_4 , CO_2 , N_2O .

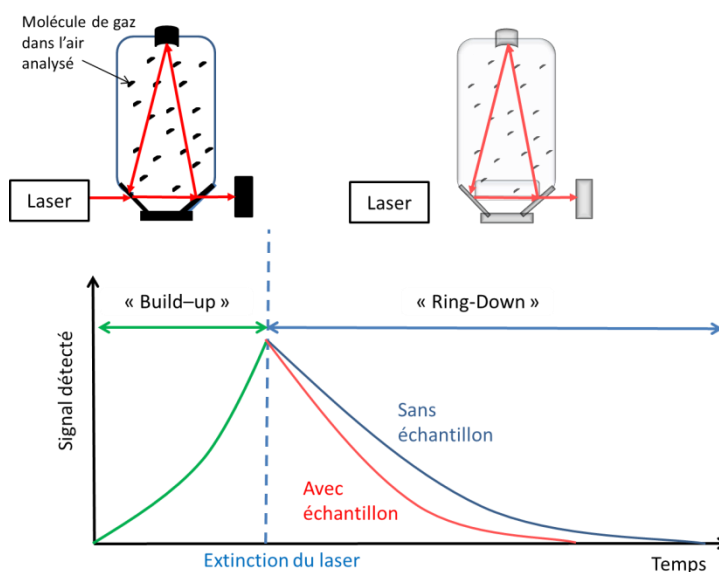


Figure M12.3. Illustration de la technique CRDS

La concentration du gaz est déduite du rapport des coefficients d'extinction de la lumière avec et sans gaz dans la cavité (τ et τ_0). La concentration C est ensuite déduite du rapport $\tau_0/\tau = 1 + \sigma C l / (1-R)$ avec l la longueur de la cavité et R le coefficient de réflexion des miroirs.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Très spécifique et très sensible, la spectrométrie d'absorption laser est devenue la technique de référence pour les évaluations quantitatives des molécules en phase gazeuse à l'état de gaz traces. A titre d'exemple, la sensibilité des QCL-TLDAS est de quelques centièmes de ppb pour le N_2O , de l'ordre du ppb pour le CH_4 , et de quelques ppb pour le NH_3 . Les sensibilités varient selon les marques des instruments. Des spectromètres de type CRDS actuellement commercialisés montrent une précision sur le N_2O du même ordre de grandeur avec une fréquence de mesure de 1 s.

Intérêts et limites

Ces techniques présentent un grand potentiel combinant à la fois une forte sensibilité et une sélectivité élevée avec des capacités de détection non-intrusives. Les spectromètres à diode

laser sont maintenant des analyseurs des gaz plus robustes et d'utilisation plus facile pour un opérateur non spécialiste de la spectrométrie. Néanmoins leur mise en œuvre reste compliquée dans des milieux très poussiéreux comme les bâtiments d'élevage.

Coûts : Le coût de ce type d'analyseur reste élevé de l'ordre 100 000 €.

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche:

- Patricia Laville, INRA, UMR EGC – Thiverval Grignon, France

Références bibliographiques

- Baer, D.S.; Paul, J.B.; Gupta, J.B.; O'Keefe, A. 2002. Sensitive absorption measurements in the near-infrared region using off-axis integrated-cavity-output spectroscopy. *Applied Physics B-Lasers and Optics*. 75 (2-3), 261-265 10.1007/s00340-002-0971-z
- McManus, J.; Nelson, D.; Shorter, J.; Jimenez, R.; Herndon, S., et al. 2005. A high precision pulsed quantum cascade laser spectrometer for measurements of stable isotopes of carbon dioxide. *Journal of Modern Optics*. 52 (16), 2309-2321
- O'Keefe, A.; Scherer, J.J.; Paul, J.B. 1999. cw Integrated cavity output spectroscopy. *Chemical Physics Letters*. 307 (5-6), 343-349 10.1016/s0009-2614(99)00547-3
- Rothman, L.S.; Gordon, I.E.; Barbe, A.; Benner, D.C.; Bernath, P.E., et al. 2009. The HITRAN 2008 molecular spectroscopic database. *Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer*. 110 (9-10), 533-572 10.1016/j.jqsrt.2009.02.013

Fiche 13 Mesure directe du débit d'air avec anémomètre dans les bâtiments d'élevage à ventilation dynamique

Domaine d'application

Cette méthode permet de mesurer le débit d'air dans les gaines utilisées pour l'aération continue des bâtiments d'élevage, tels que les logements de porc, quels que soient les stades physiologiques considérés (Robin *et al.*, 2010). Aucune restriction d'application ne doit être considérée mise à part le libre accès aux gaines d'aération où les mesures doivent être réalisées.

Principe

Le débit d'air est calculé par l'expression suivante :

$$q = v \times A \times \frac{T_{marche}}{T_{total}} \text{ (éq. M13.1)}$$

où q est le débit d'air (en m^3 d'air humide. h^{-1}), v la vitesse d'air moyenne de l'air (en m.h^{-1}) et A la section de la gaine de ventilation ou du conduit (en m^2). $\frac{T_{marche}}{T_{total}}$ (en %) est le rapport entre temps de fonctionnement de la ventilation et la durée de la période considérée.

Pour déterminer la vitesse moyenne, la section de l'orifice de ventilation est divisée en secteurs égaux. La vitesse est mesurée au centre de chaque secteur à l'aide d'un anémomètre. Les données de tous les secteurs sont moyennées et donnent la vitesse moyenne utilisée dans l'équation ci-dessus.

Matériel nécessaire

- Anémomètre fil chaud ou à hélice
- Thermohygromètre
- Perceuse et mèche
- Marqueur et scotch
- Mètre ruban

Mise en œuvre

Afin de calculer le débit d'air dans une salle d'élevage, des mesures de vitesses d'air doivent être réalisées dans le (ou les) conduit(s) d'extraction dont la section a été préalablement mesurée. Sur le conduit, on perce un trou de 1 cm de diamètre afin d'insérer la tige de l'anémomètre si possible à une distance d'au moins trois fois la section du conduit en amont et en aval du ventilateur. Si la configuration ne le permet pas on perce un trou à 50 cm avant le ventilateur, afin d'insérer la tige de l'anémomètre. La sonde est introduite aussi horizontalement que possible dans la section du conduit jusqu'à ce qu'elle touche le côté opposé du conduit. Le marqueur est utilisé pour

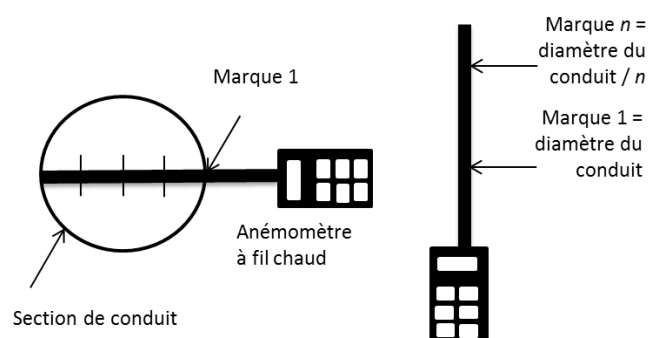


Figure M13.1. Mesure de vitesse d'air dans une cheminée d'extraction en utilisant un anémomètre à fil chaud

repérer le diamètre sur la tige de l'anémomètre (Figure M13.1). Cela permet de confirmer le diamètre du conduit.

On divise la section du conduit en n sections égales avec des marques sur la tige de l'anémomètre. Ces marques aideront l'opérateur à déterminer l'endroit du capteur dans le conduit. À chacune des n sections, des mesures moyennes seront obtenues (Recknagel, 1995). Certains anémomètres proposent une mesure moyenne, sur une certaine durée, à partir des données instantanées observées. Une durée de 20 à 40 secondes semble être suffisante pour avoir des données représentatives de la vitesse d'air. Des mesures sur chacun des n secteurs devraient être réalisées en sorte d'obtenir au minimum cinq données homogènes. Par exemple, pour un conduit de 45 cm de diamètre, cinq ou six secteurs avec cinq données homogènes par secteur peuvent donner un débit moyen représentatif. De même on mesurera le temps de marche sur 3 ou 4 cycles.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Pour contrôler l'estimation du débit d'air, on effectue en plus des mesures de vitesse d'air des mesures de température et d'humidité de l'air en entrée et en sortie d'air. Les mesures de débit d'air sont utilisées pour calculer des émissions de vapeur d'eau et de chaleur sensible de l'élevage. Ces valeurs devraient être ensuite comparées à des estimations des pertes de vapeur d'eau dues à la respiration des animaux, et à des estimations des productions de chaleur sensible dans le bâtiment (Pedersen and Sällvik, 2002). Lorsque les animaux sont élevés sur litière et que celle-ci est âgée (plus de trois semaines au moins), il est nécessaire d'ajouter les productions de chaleur sensible et de vapeur d'eau de la litière.

L'exactitude des mesures dépend fortement de l'anémomètre et des conditions régnant pendant les observations. Les préconisations suivantes aideront à minimiser l'incertitude sur la mesure :

- la mesure à l'aspiration du ventilateur est meilleure que celle au soufflage car les mouvements d'air sont moins turbulents
- les mesures devraient être faites dans le premier tiers de la gaine d'extraction d'air, dans une section dont la longueur sans perturbations vaut environ 10 fois le diamètre
- les mesures devraient être faites quand le vent extérieur est faible et régulier. Dans le cas contraire, cela peut induire des fluctuations de pression statique aux extrémités de la gaine d'extraction qui conduiront à des variations de vitesse d'air moyenne au cours de la période de mesure.
- il convient également d'éviter les changements de température durant les mesures car ils induisent des changements de débit

Intérêts et limites

Intérêts : C'est une méthode facile à mettre en œuvre. Aucune restriction d'application ne doit être considérée mise à part le libre accès aux gaines d'aération où les mesures doivent être réalisées. Des mesures de vitesse d'air peuvent être réalisées ponctuellement ou en continu (avec une haute fréquence d'acquisition) grâce à l'utilisation d'une centrale d'acquisition pour l'enregistrement des mesures (plusieurs milliers d'€ d'investissement).

Limites : Il peut y avoir un empoussièrément de la sonde lors des mesures en continu dont il faudra également tenir compte. Quand la ventilation est discontinue (régulation de la ventilation par dosage séquentiel des ventilateurs), les périodes de mise en marche et d'arrêt du ventilateur doivent être prises compte, comme la fraction de temps du fonctionnement.

Dans ce cas, la mesure de vitesse d'air peut être faite à l'entrée d'air, où le débit d'air est continu, en raison de la régulation de la dépression dans le bâtiment, si la section de l'entrée d'air ne change pas pendant la mesure de vitesse d'air. Dans le cas de l'utilisation d'une centrale d'acquisition, la sonde ne pourra balayer la section, il faudra donc évaluer l'impact de la position de la sonde sur le résultat de mesure.

Coût : quelques centaines à quelques milliers d'€ d'investissement.

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche:

- Nadine Guingand, IFIP Institut du Porc – Le Rheu, France
- Paul Robin et Mélynda Hassouna, INRA, UMR SAS – Rennes, France.

Références bibliographiques

- Pedersen, S.; Sällvik, K. 2002. 4th Report of Working Group on Climatization of Animal Houses Heat and moisture production at animal and house levels. Research Centre Bygholm, Danish Institute of Agricultural Sciences 46 p. http://www.cigr.org/documents/CIGR_4TH_WORK_GR.pdf (site visité le 26/10/2014)
- Recknagel, H. 1995. Le Recknagel - données fondamentales - manuel pratique de génie climatique. 3ème édition. Editions PYC Livres 784 p.
- Robin, P.; Amand, G.; Aubert, C.; Babela, N.; Brachet, A., et al. 2010. Procédures de référence pour la mesure des émissions de polluants gazeux des bâtiments d'élevage et stockages d'effluents d'élevage. Rapport final. (contrat n° 06 74 C0018).519 p.

Fiche 14 Détermination du débit d'air par traçage au SF₆ dans les bâtiments d'élevage

Domaine d'application

Cette méthode permet de déterminer les débits d'air par gaz traceur dans les bâtiments d'élevage confinés ou au moins partiellement confinés (présence d'un filet brise-vent ou d'une fermeture sur trois côtés). Elle peut être mise en application avec d'autres gaz traceurs que l'hexafluorure de soufre (SF₆) à condition que ceux-ci ne soient pas transformés ou ne soient pas absorbés au cours de la période de la mesure.

Principe

La méthode de traçage est basée sur le dégagement d'une quantité connue d'un gaz, qui diffuse comme les autres gaz à mesurer. Le SF₆ est un traceur fréquemment utilisé en raison de sa détection facile et de sa grande inertie chimique et également parce qu'il n'est pas produit dans le bâtiment.

Il y a fondamentalement deux manières de définir le flux de gaz de traceur dans un environnement fermé :

- l'approche par « dose constante », où le flux de traceur est mesuré directement à chaque pas de temps
- l'approche par « décroissance » où une quantité élevée de traceur est libérée dans le volume à mesurer ; quand la concentration est homogène, la diminution de la concentration reflétera le taux de ventilation à l'endroit observé

Pour ces deux approches, la méthode repose sur la mesure d'un gradient de concentration en SF₆ entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment, qui doit être à peu près stable à un pas de temps horaire (Robin *et al.*, 2004). C'est le cas de tous les bâtiments dont le climat est régulé, que ce soit ceux à ventilation naturelle ou ceux à ventilation mécanique, que la régulation soit manuelle ou automatisée.

Matériel nécessaire

- Une bouteille de gaz traceur SF₆ non diluée
- Un équipement pour le dosage du gaz traceur et l'analyse des gaz. L'équipement pour la mesure des concentrations en SF₆ doit être choisi en fonction des niveaux de concentrations à détecter et des cinétiques d'évolution du SF₆ dans le bâtiment qui dépendent du taux de renouvellement d'air et de la méthode de dosage choisie. Selon la situation, les tubes de prélèvement (en PTFE) devront être isolés et chauffés pour éviter la condensation à l'intérieur, l'équipement devra être protégé contre la chaleur ou la poussière et les animaux.



Figure M14.1. Gaine de dispersion et de mélange du gaz traceur dans le bâtiment (source : INRA)

- Un équipement de mélange (Figure M14.1) qui forcera l'homogénéité de concentration sans perturber les animaux ce qui implique une vitesse d'air en-dessous de $0,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.
- Des capteurs climatiques (température, humidité) à l'intérieur et à l'extérieur du bâtiment

Mise en œuvre

Les observations comportent des mesures de température et humidité de l'air, concentrations de SF_6 intérieures et extérieures, les caractéristiques du cheptel (nombre, poids), ainsi que les caractéristiques du bâtiment (dimensions, volume).

L'équation de calcul du débit d'air par traçage est la suivante :

$$q_{air, trac}(t_n) = \left(\frac{F(t_n)}{Cv_{SF_6,i}(t_n) - Cv_{SF_6,e}(t_n)} \right) - \left(\frac{V_{bat} \times \frac{Cv_{SF_6,i}(t_n) - Cv_{SF_6,e}(t_{n-1})}{t_n - t_{n-1}}}{Cv_{SF_6,i}(t_n) - Cv_{SF_6,e}(t_n)} \right) \quad (\text{éq. M14.1})$$

où $q_{air, trac}(t_n)$ est le débit d'air mesuré par traçage au temps t_n (en $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), $F(t_n)$ est le débit de gaz traceur injecté (en $\text{ml} \cdot \text{s}^{-1}$), $Cv_{SF_6,i}(t_n)$ et $Cv_{SF_6,e}(t_n)$ sont les concentrations volumiques en gaz traceur de l'air intérieur et extérieur au temps t_n (en ppm, ou plus précisément en ml de $\text{SF}_6 \cdot \text{m}^{-3}$ d'air humide), $Cv_{SF_6,i \text{ ou } e}(t_{n-1})$ est la concentration au pas de temps précédent, V_{bat} est le volume d'air intérieur du bâtiment (en m^3).

Le premier terme de l'équation correspond à la phase de dosage et on vérifie qu'il s'annule lors de la phase de décroissance $F(t_n)=0$, le second terme correspond à la phase de décroissance, il devient négligeable lorsque la concentration en gaz traceur est stable (second terme inférieur à 5% du premier terme quand dosage et ventilation sont constants). Il est utile de combiner les deux termes et de tenir compte des concentrations extérieures en gaz traceur car la grande dimension d'un bâtiment d'élevage et de forts taux de ventilation entraînent également des changements de concentration dans l'air entrant dans le bâtiment. Il est également utile de calculer les débits après des tests sur les concentrations, et d'introduire le traitement des données manquantes, et l'agrégation des résultats sur une période.

Les deux termes de l'équation sont calculés séparément puis additionnés afin de pouvoir visualiser simplement d'éventuelles incohérences de mesure. Les calculs sont réalisés pour chaque phase ("dosage" ou "décroissance").

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Pour cette méthode, les deux hypothèses principales doivent être vérifiées :

- l'hypothèse d'homogénéité : le débit d'air estimé par traçage doit être calculé sur plusieurs points d'échantillonnage.
- l'hypothèse de régime permanent : le calcul par traçage doit soit être comparé à une estimation du débit d'air par les productions de chaleur ou de CO_2 des animaux, soit être utilisé pour recalculer les productions de chaleur et de vapeur d'eau des animaux pour vérifier que l'on n'obtient pas des grandeurs aberrantes.

En cours et en fin d'expérimentation, la dose totale de traceur injectée peut être comparée à la perte de poids de la bouteille de gaz traceur.

Intérêts et limites

Intérêts : L'utilisation d'un gaz traceur est souvent considérée comme une méthode de référence. Il s'agit d'une méthode confirmée pour la quantification des émissions gazeuses en bâtiments d'élevages (Phillips *et al.*, 2000). Des matériels intégrés existent pour réaliser l'injection du gaz traceur, l'échantillonnage de l'air, la mesure de la concentration du gaz traceur et des gaz cibles, le calcul du débit d'air. Cette méthode peut être utilisée dans tout type de bâtiment au moins un peu confiné et également sur des systèmes novateurs pour lesquels d'autres méthodes basées sur des hypothèses de productions de chaleur, de vapeur d'eau et de CO₂ ne peuvent être appliquées (Fiches 15 et 16). En plus de permettre la quantification du débit, la méthode du traceur SF₆ permet de plus d'identifier une éventuelle contamination entre salles d'élevage voisines mais ayant des niveaux d'émission contrastés (air entrant issu en partie d'une salle ayant une émission importante) et ainsi d'éviter une surestimation de l'émission par sous-estimation du flux entrant.

Limites : L'utilisation du SF₆ présente néanmoins deux inconvénients importants qui obligent à l'employer avec parcimonie:

- c'est un gaz à effet de serre avec un pouvoir de réchauffement global à 100 ans approximativement 22 200 plus important que le CO₂ (Houghton *et al.*, 2001),
- sa densité est élevée, il faut donc bien veiller à ce que sa distribution soit homogène et proche de celle des gaz étudiés.

Quand le gradient de concentration entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment ne peut pas être défini à chaque pas de temps horaire (cas d'un bâtiment peu confiné par exemple), d'autres méthodes avec des mesures plus fréquentes et une résolution plus élevée sur les gradients de concentration devraient être employées (méthodes basées sur l'analyse de turbulence ou sur un grand nombre d'échantillonneurs passifs).

Coûts: Le coût d'investissement s'échelonne de quelques milliers à quelques dizaines milliers d'€.

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche:

- Paul Robin et Mélynda Hassouna, INRA, UMR SAS – Rennes, France

Références bibliographiques

- Houghton, J.T.; Ding, Y.; Griggs, D.J.; Noguer, M.; van der Linden, P.J., et al. 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge University Press - the Intergovernmental Panel on Climate Change. http://www.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg1/pdf/WG1_TAR-FRONT.PDF
- Phillips, V.R.; Scholtens, R.; Lee, D.S.; Garland, J.A.; Sneath, R.W. 2000. A review of methods for measuring emission rates of ammonia from livestock buildings and slurry or manure stores, part 1: Assessment of basic approaches. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 77 (4), 355-364 10.1006/jaer.2000.0613 <Go to ISI>://WOS:000166485500001
- Robin, P.; Hassouna, M.; Ramonet, Y.; Texier, C. 2004. Maîtrise des émissions gazeuses en bâtiments sur litière (validation en élevages des résultats acquis en conditions climatiques contrôlées). Programme Porcherie Verte Action de recherche AC-41B Rapport final. INRA; CRAB; IFIP. 104p.

Fiche 15 Détermination des débits d'air en bâtiment d'élevage par bilan thermique

Domaine d'application

Dans les bâtiments à ventilation naturelle la mesure directe de la vitesse d'air (Fiche 13) n'est pas faisable, et dans certaines situations (fort renouvellement d'air) la mesure du gradient CO₂ entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment est difficile à quantifier. Pour ces situations, les débits d'air peuvent être estimés à partir de l'analyse de l'équilibre thermique du bâtiment d'élevage. Il faudra cependant s'assurer de la pertinence des modèles de production de chaleur des animaux utilisés et que les autres sources de chaleur (chauffage, transfert conducteur par les murs, litière) soient connues ou négligeables.

Principe

Cette méthode repose sur le fait que la ventilation explique la relation entre production de chaleur et gradient de température (ou enthalpie, ou vapeur d'eau). La chaleur « totale » apportée par les animaux (produite par leur métabolisme) et les apports d'énergie par le chauffage dans le bâtiment vont être dissipés sous deux formes :

- la chaleur « sensible » qui conduit à une augmentation de la température. Elle est issue de la chaleur des animaux, de la litière et du chauffage du bâtiment.
- la chaleur « latente » qui conduit à une augmentation de l'humidité spécifique. Elle est due à la respiration des animaux et à l'évaporation de la litière.

Le bilan thermique est le bilan des apports (A) et des déperditions d'énergie (D) sous forme de chaleurs sensible et latente, comme le montre l'équation suivante.

$$AA + AC + AL + CO = E_{\text{parois}} + DV \quad (\text{éq. M15.1})$$

Où *AA* est l'apport par les animaux (sensible+latent), *AC* l'apport par le chauffage et autres sources anthropiques de chaleur (sensible+latent), *AL* l'apport par la litière (sensible+latent), *CO* le refroidissement évaporatif (conversion du sensible en latent), *E_{parois}* les échanges à travers les parois (sensible) et *DV* la déperdition par la ventilation (sensible + latent).

Il est possible d'estimer le débit q_{air} (en m³.h⁻¹) sur la base de ce bilan et du formalisme suivant:

$$q_{\text{air}} = \frac{(A_{\text{chaleur}} - E_{\text{parois}})}{Q_i - Q_e} \quad (\text{éq. M15.2})$$

où *A_{chaleur}* (en J.h⁻¹) sont les apports de chaleur, *E_{parois}* (en J.h⁻¹) les déperditions de chaleur, *Q_i* (J.m⁻³) et *Q_e* (J.m⁻³) les quantités de chaleur dans l'air intérieur et extérieur.

Cette approche est appliquée simultanément aux bilans de chaleur sensible, latente ou totale. Des modèles sont disponibles pour estimer les productions de chaleur des animaux (*AA*) dans les documents de la Commission Internationale du Génie Rural (Pedersen and Sällvik, 2002). Le chauffage (*AC*) est déduit de la loi de conservation de la chaleur sensible. Il est calculé à partir du renouvellement d'air estimé sur la base de la production de vapeur d'eau des animaux, de l'écart d'humidité spécifique de l'air intérieur et extérieur et des calculs de production de chaleur sensible et de pertes parois. Les échanges conductifs à travers les parois sont estimés à partir du coefficient d'isolation thermique du bâtiment *G_p*

(en $W.K^{-1}.animal^{-1}$). L'isolation du bâtiment peut être estimée à partir des informations sur ses parois (murs et toiture).

Matériel et données nécessaires

- plusieurs thermohygromètres
- Caractéristiques de la conduite de l'élevage (nombre d'animaux, densité, poids des animaux, nombre de jours d'élevage, quantité de gaz consommée,....)
- Caractéristiques du bâtiment

Mise en œuvre

A partir des mesures de température et d'hygrométrie, ainsi que des données fournies par l'éleveur (effectif animal, nombre de jours d'élevage, poids moyen des animaux si disponible sinon il sera estimé par interpolation), les bilans de chaleur latente (H_{lat} , $J.h^{-1}$), sensible (H_{sens} , $J.h^{-1}$), et totale (H_{tot} , $J.h^{-1}$) sont réalisés successivement pour aboutir à la détermination du chauffage et du débit d'air. Si un système de refroidissement évaporatif (« cooling ») est utilisé on évaluera les quantités d'eau consommée.

Calcul du débit d'air à partir de la chaleur latente: $q_{air,lat}$

Le débit d'air sortant du bâtiment peut être déduit de la production de chaleur latente totale (animaux et l'évaporation de la litière et « cooling », le cas échéant) et de l'écart d'humidité de l'air entre l'intérieur et l'extérieur selon l'équation suivante:

$$q_{air,lat} = \frac{H_{lat}}{\rho_i \times (hs_i - hs_e) \times Lat} \quad (\text{éq. M15.3})$$

Avec ρ_i la masse volumique de l'air sortant ($kg.m^{-3}$), hs_i et hs_e les humidités spécifiques de l'air intérieur et de l'air extérieur (en kg d'eau kg d'air sec^{-1}) et Lat la chaleur latente de vaporisation de l'eau ($2,45.10^6 J.kg^{-1}$).

Calcul du chauffage à partir du bilan sensible :

Le chauffage est calculé à partir des pertes de chaleur sensible et des productions de chaleur théoriques des animaux.

$$H_{sens_{chauffage}} = q_{air,lat} * \rho_i \times Cp \times (Ti - Te) + E_{parois} + \frac{COOL}{Lat} - (H_{sens_{animaux}} + H_{sens_{litière}}) \quad (\text{éq. M15.4})$$

Avec Cp la chaleur massique à pression constante ($1010 J.kg$ d'air $sec^{-1}.K^{-1}$), Ti et Te les températures intérieures et extérieures en K, $COOL$ la quantité d'eau consommée par le système de refroidissement ($kg.h^{-1}$) et E_{parois} les déperditions par les parois (en $J.h^{-1}$).

Calcul du débit d'air à partir de la chaleur totale : $q_{air,tot}$

Le débit d'air sortant du bâtiment peut être déduit de la production de chaleur totale (latente et sensible des animaux, de la litière et du chauffage), les déperditions par les parois (E_{parois}) et de l'écart d'enthalpie entre l'air intérieur et extérieur selon l'équation suivante :

$$q_{air,tot} = \frac{(H_{tot} - E_{parois})}{\rho_i \times (Ei - Ee)} \quad (\text{éq. M15.5})$$

Avec Ei et Ee les enthalpies dans de l'air intérieur et extérieur ($J.kg^{-1}$ d'air sec). Les enthalpies peuvent être déterminées à partir de la température (T, en °C) et de l'humidité (hs , en kg d'eau kg^{-1} d'air sec) de l'air selon :

$$E = (0,24 \times T + hs \times (0,47 \times T + 595)) \times 4,184 \times 1000 \text{ (éq. M15.6)}$$

Sources d'incertitudes et éléments de validation

Les calculs des débits d'air par bilans thermiques reposent en partie sur les productions de chaleur des animaux. Or les modèles disponibles ont été élaborés à partir d'observation dans des chambres de respiration sans accumulation d'effluent (Pedersen *et al.*, 2008). Quand l'effluent est accumulé dans le bâtiment pendant quelques semaines, la production de chaleur spécifique de l'effluent devrait être ajoutée (Robin *et al.*, 2004). Quelques valeurs sont indiquées pour la production de porc par de Oliveira (1999). Cette production est mal connue notamment pour le fumier et constitue une source d'incertitude (parfois importante) à prendre en compte. Il en est de même concernant les modèles de production de chaleur des animaux. Ceux-ci ont été développés à partir d'observation sur des souches précises et pas pour toutes les espèces animales. Il convient en conséquence de prendre en compte l'augmentation de production de chaleur avec la croissance ou l'activité ou la diminution des productions de chaleur pour des souches à croissance lente. Les quantités d'aliments consommées peuvent aussi être utilisées pour corriger les productions de chaleurs voire les quantités d'énergie nette digérées (si celles-ci peuvent être connues). Une partie de l'incertitude peut être également attribuée aux variations des productions de chaleur des animaux en fonction de leur activité.

Cette méthode peut être plus robuste que la méthode basée sur le gradient CO₂ (Fiche 16) quand la production de chaleur des animaux domine l'équilibre thermique (quand les autres apports de chaleur ou pertes de chaleur par les murs sont négligeables). Dans ce cas, on pourra considérer que quand les trois évaluations basées sur la chaleur sensible, la chaleur latente, et la chaleur totale convergent, la médiane est proche du taux de ventilation « vrai ». Les estimations par les productions de chaleur totale, latente et sensible doivent concorder dans une fourchette de 30% de la médiane. Si ce n'est pas le cas, il est possible que certaines hypothèses ne soient pas respectées (différents flux de chaleur mal estimés, dérive des thermohygromètres, mauvaise représentativité des points de mesure température et hygrométrie).

Intérêts et limites

Intérêt : Cette méthode est simple à mettre en œuvre, peu coûteuse et reproductible. Elle doit être employée pour une évaluation raisonnable du taux de ventilation moyen à un pas de temps journalier ou d'une demi-journée.

Limites : Cette méthode ne donne pas des évaluations précises à pas de temps courts (ex: horaires) en raison des variations de l'activité animale au cours de la journée. Ces variations se produisent dans la plupart des bâtiments d'élevage (Pedersen and Sällvik, 2002). La méthode n'est pas applicable si le différentiel de température entre l'intérieur et l'extérieur est trop faible.

Coûts : Quelques dizaines à quelques milliers d'€ d'investissement, selon le nombre et le type de thermohygromètres utilisés.

Partenaire référent

Rédacteurs de la fiche :

- Paul Ponchant, ITAVI – Ploufragan, France,
- Mélynda Hassouna, INRA, UMR SAS – Rennes, France

Autres organismes référents : Chambres d'agriculture, IFIP, Idele

Références bibliographiques

- de Oliveira, P.A.V. 1999. Comparaison des systèmes d'élevage des porcs sur litière de sciure ou caillebotis intégral. UMR SAS, ENSA de Rennes, 264 p.
- Pedersen, S.; Blanes-Vidal, V.; Jørgensen, H.; Chwalibog, A.; Haeussermann, A., et al. 2008. Carbon dioxide production in animal houses: A literature review. *Agricultural Engineering International: CIGR Journal*. X, 19 p.
- Pedersen, S.; Sällvik, K. 2002. 4th Report of Working Group on Climatization of Animal Houses Heat and moisture production at animal and house levels. Research Centre Bygholm, Danish Institute of Agricultural Sciences 46 p. http://www.cigr.org/documents/CIGR_4TH_WORK_GR.pdf (site visité le 26/10/2014)
- Robin, P.; Hassouna, M.; Ramonet, Y.; Texier, C. 2004. Maîtrise des émissions gazeuses en bâtiments sur litière (validation en élevages des résultats acquis en conditions climatiques contrôlées). Programme Porcherie Verte Action de recherche AC-41B Rapport final. INRA; CRAB; IFIP.104p.

Fiche 16 Détermination des débits d'air en bâtiment d'élevage par bilan CO₂

Domaine d'application

Cette méthode est utilisée lorsque la mesure directe de la vitesse d'air n'est pas faisable dans le cas de bâtiment à ventilation naturelle ou dans les bâtiments à ventilation dynamique dans lesquels l'accès à la gaine d'extraction est difficile (Fiche 13). Elle peut s'appliquer dans tous les bâtiments d'élevage où un modèle correct de production de CO₂ peut être utilisé. C'est le cas pour des bâtiments sans accumulation d'effluent (Pedersen *et al.*, 2008). Quand l'effluent est accumulé dans le bâtiment pendant quelques semaines, par exemple avec du fumier, l'émission spécifique de CO₂ par l'effluent devrait être ajoutée.

Principe

Cette méthode repose sur l'hypothèse que la ventilation explique la relation entre production de CO₂ et gradient de CO₂ entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment. La production totale de CO₂ au bâtiment peut être estimée sur la base du nombre et du type d'animaux, de la présence de litière et de la production de CO₂ par le chauffage le cas échéant. Le débit de ventilation q_{CO_2} (m³.h⁻¹) peut être exprimé de la manière suivante :

$$q_{CO_2} = \frac{(CO_{2\text{animaux}} + CO_{2\text{chauffage}})}{(C_{\text{int}} - \frac{C_{\text{ext}} \times \rho_{\text{int}}}{\rho_{\text{ext}}})} \times 10^{-6} \text{ (éq. M16.1)}$$

avec $CO_{2\text{animaux}}$ (en m³ CO₂.h⁻¹) la production de chaleur des animaux et de la litière, $CO_{2\text{chauffage}}$ (en m³ CO₂.h⁻¹) la production de CO₂ du chauffage, C_{int} et C_{ext} (en ppmv) les concentrations en CO₂ à l'intérieur et à l'extérieur du bâtiment, ρ_{int} et ρ_{ext} (en kg d'air sec.m⁻³ d'air humide) les densités de l'air intérieur et extérieur.

$CO_{2\text{animaux}}$ est estimée à partir de la production de chaleur des animaux et de la litière ($H_{\text{animaux+litière}}$ en W) en appliquant la formule suivante :

$$CO_{2\text{animaux}} = CO_{2\text{hpu}} \times H_{\text{animaux+litière}} \text{ (éq. M16.2)}$$

$CO_{2\text{hpu}}$ est la production de CO₂ pour 1000 W de chaleur produite dans le bâtiment (en m³ CO₂.h⁻¹). $CO_{2\text{hpu}}$ peut être calculé en utilisant des références de la littérature (Pedersen *et al.*, 2008) :

Tableau M16.1. Production de CO₂ pour 1000 W de chaleur produite pour différentes catégories animales (Pedersen *et al.*, 2008)

Type d'animaux	CO ₂ _{hpu} (en m ³ CO ₂ .h ⁻¹)
Veau	0,170
Vache laitière	0,200
Porcelet	0,185
Porc charcutier	0,200
Truie	0,180
Poulet < 0,5 kg	0,180
Poulet > 0,5 kg	0,185
Poule pondeuse	0,180

$CO_{2\text{chauffage}}$ est calculé à partir des consommations de combustibles et des facteurs d'émissions directes associés.

Matériel et données nécessaires

- Thermo-hygromètres pour mesurer la température (en °C) et l'hygrométrie relative (%) à l'intérieur et à l'extérieur du bâtiment
- Analyseur de gaz permettant de mesurer les concentrations en CO₂ à l'intérieur et à l'extérieur du bâtiment
- Données sur la conduite de l'élevage (types, effectif, alimentation, production des animaux)

Mise en œuvre

En cas d'observations manuelles (mesures ponctuelles), il est nécessaire de mesurer température, hygrométrie et concentrations en CO₂ dans tout le volume du bâtiment sans s'approcher trop des bords ou des animaux. Il est important d'éviter tout mouvement brusque qui pourrait déclencher des mouvements de panique des animaux.

En cas d'enregistrements de concentrations en CO₂, de température et d'humidité (mesures en continu), il est nécessaire de positionner au moins 2 capteurs, l'un proche de la sortie d'air, l'autre dans l'aire de vie des animaux. Il est utile de compléter ces observations par des mesures de vitesse d'air aux orifices (volets d'entrée d'air, cheminées de sortie), si elles sont faisables (fiche 13).

Enfin les mesures sur l'air doivent être complétées par des observations concernant les animaux, comme leurs poids et production (croissance, lait, oeufs, etc.). La connaissance des aliments (quantités, énergie digestible, etc.) peut être utile pour renseigner les modèles de production de CO₂.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Les différents modèles mis en œuvre dans cette méthode (production de chaleur des animaux) permettent de produire des données associées à des incertitudes non estimées mais qu'il faut prendre en compte lors de l'évaluation de l'incertitude globale sur le débit estimé avec cette méthode. Il en est de même concernant les valeurs de production de CO₂ par catégorie animale dont on ne connaît pas parfaitement les variations en fonction des stade physiologiques, des modes d'élevage, de l'alimentation et des souches génétiques.

Intérêts et limites

Intérêts : C'est une méthode facile à mettre en œuvre. Elle peut être employée quand l'objectif des mesures est d'avoir une évaluation correcte du débit de ventilation moyen à un pas de temps d'une journée ou d'une demi-journée ou lorsque les fluctuations de production de CO₂ sont négligeables.

Limites : Cette méthode ne donne pas des mesures précises (incertitudes supérieures à 30% à dire d'experts), en particulier à pas de temps courts en raison des variations d'émissions de CO₂ liées à l'activité animale. Ces variations se produisent dans la plupart des bâtiments d'élevage.

Coûts : D'un à plusieurs milliers d'€, selon le système choisi pour les prélèvements d'air et la mesure des concentrations en CO₂.

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche :

- Solène Lagadec, CRAB – Rennes, France,
- Paul Robin et Mélynda Hassouna, INRA, UMR SAS – Rennes, France

Autres organismes référents : IFIP, ITAVI, IDELE

Références bibliographiques

Pedersen, S.; Blanes-Vidal, V.; Jørgensen, H.; Chwalibog, A.; Haeussermann, A., et al. 2008. Carbon dioxide production in animal houses: A literature review. *Agricultural Engineering International: CIGR Journal*. X, 19 p. <http://www.cigrjournal.org/index.php/Ejournal> (téléchargeable sur le site le 26/10/2014)

Fiche 17 Mesure du méthane (CH₄) et du dioxyde de carbone (CO₂) émis par les ruminants en enceintes semi-ouvertes

Domaine d'application

Cette méthode s'applique aux ruminants (petits ou grands). L'animal est alimenté et logé dans une enceinte semi-ouverte localisée dans un bâtiment d'élevage (Figure M17.1). Les gaz étudiés sont le CH₄ et le CO₂ émis par les ruminants lors de la fermentation entérique et de la respiration. Cette méthode permet notamment de comparer différents paramètres influençant les émissions (ex: différentes rations alimentaires, fréquence de distribution).

Principe

C'est une méthode de mesure directe des gaz émis par l'animal et ses effluents. L'animal est placé dans une enceinte semi-ouverte ventilée de manière dynamique dont les entrées et sorties d'air sont parfaitement connues. La quantification des émissions se fait par analyse de l'air en entrée et sortie de l'enceinte et par quantification du taux de ventilation.

Cette méthode récente est généralement mise en œuvre pendant plusieurs jours afin d'assurer une bonne reproductibilité de la mesure. C'est une méthode comparable à celle des chambres calorimétriques qui sont davantage utilisées pour étudier le métabolisme des animaux et quantifier les productions de chaleur inhérentes dans une ambiance contrôlée.



Figure M17.1. Photo d'un dispositif d'enceintes semi-ouvertes (source : INRA)

Matériel nécessaire

L'ensemble du matériel nécessaire est représenté en Figure M17.2.

Mise en œuvre

Les enceintes sont généralement constituées de métal et entourées de plexiglas. De cette manière la surveillance de l'essai est facilitée et surtout l'animal peut voir ses congénères et n'a pas un environnement trop artificiel autour de lui. Elles sont semi-ouvertes (ouverture par le bas), afin d'éviter un confinement de l'air dans un espace hermétique. Le taux de renouvellement d'air des enceintes est fonction du volume de l'enceinte et du taux de renouvellement d'air nécessaire pour ne pas atteindre des concentrations toxiques pour l'animal (de 100 à 800 m³.h⁻¹, pour les bovins par exemple). Le volume des enceintes a été déterminé de manière à offrir une place suffisante à l'animal. Elles comportent deux portes à l'avant (alimentation) et deux portes à l'arrière (entrée et sortie des animaux) (Pinares and Waghom, 2012).

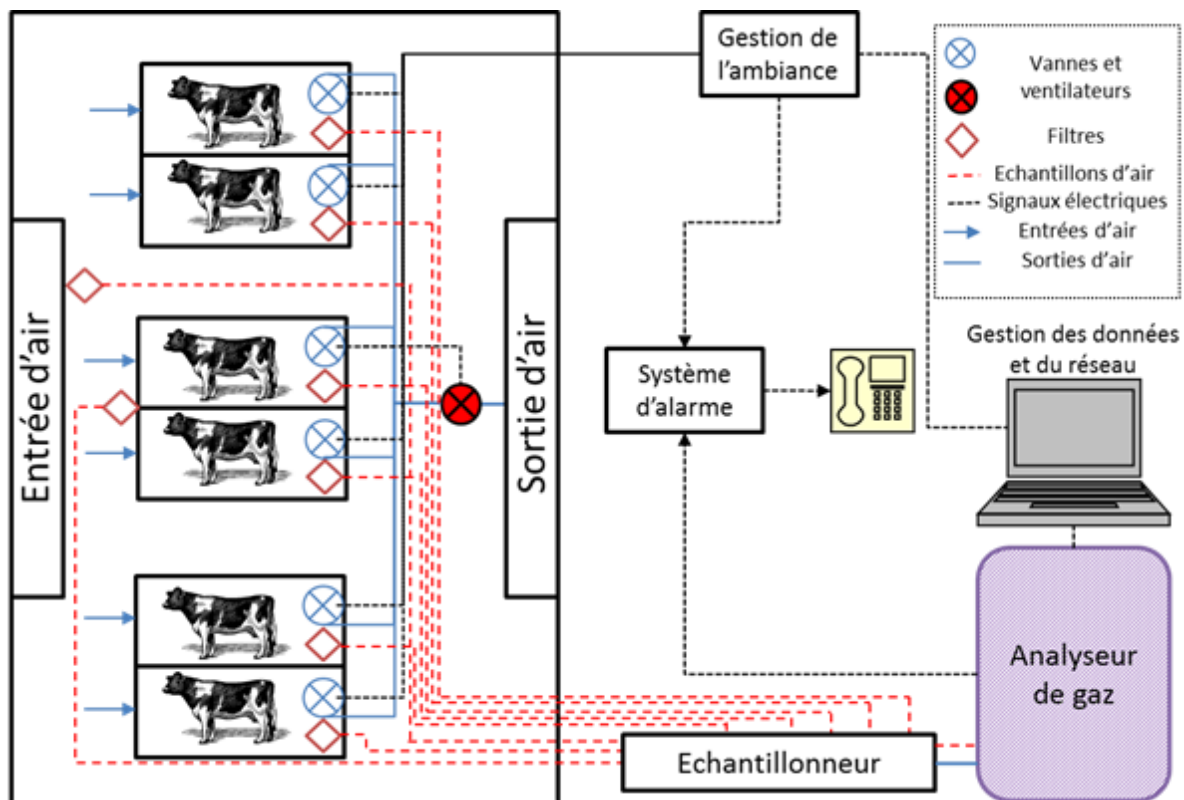


Figure M17.2. Schéma d'un dispositif d'enceinte semi-ouverte (source : INRA)

La mesure des émissions se fait en continu (concentrations intérieures et extérieures et débits d'air). La précision des résultats dépendra des éléments de la chaîne métrologique mis en œuvre (anémomètres, analyseurs de gaz, capteurs de température). Toute extrapolation des résultats obtenus dans ces chambres aux conditions réelles d'élevage devra tenir compte d'autres facteurs comme le niveau de production, les conditions d'ambiance ou le stade physiologique.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Des contrôles réguliers sont à mettre en place au niveau du dispositif comprenant le contrôle de l'étanchéité des parois, du taux de récupération de gaz dans les enceintes et de la sensibilité de l'analyseur de gaz infrarouge et de la mesure du flux d'air par le débitmètre.

C'est une méthode précise, reproductible qui donne des valeurs d'émissions avec un coefficient de variation inter jour de l'ordre de 5 à 10% (Storm *et al.*, 2012).

Les facteurs pouvant générer de l'incertitude sont :

- un air ambiant trop chargé en gaz provenant de sources extérieures (animaux, fosses à lisier)
- la présence de fuites dans le dispositif, entraînant une sous-estimation des valeurs et un taux de récupération des gaz non valide (<80% ou >120%)
- la dérive des analyseurs et anémomètres dans le temps
- l'inconfort de l'animal dans l'enceinte semi-ouverte qui peut générer une diminution de l'ingestion de matière sèche et donc biaiser les résultats obtenus.

Intérêts et limites

Intérêts : C'est une méthode de mesure en conditions contrôlées souvent citée comme méthode de référence. Elle est très reproductible et permet de quantifier des émissions à l'échelle de l'animal. Elle est suffisamment sensible pour comparer des effets de traitements comme des rations alimentaires ou des types d'animaux différents (niveau de production, stade physiologique) et de visualiser les dynamiques journalières.

Limites : C'est une méthode nécessitant des investissements matériels et personnels conséquents. Elle n'est pas applicable directement en élevage. Le nombre d'animaux pouvant être testés est limité au nombre d'enceintes disponibles.

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche :

- Maguy Eugène et Jessie Guyader, INRA, UMRH - Theix, France

Autre organisme référent : Global Research Alliance (Ministry of Agriculture and Forestry Pastoral House, 25 The Terrace PO Box 2526, Wellington 6140, New Zealand)

Références bibliographiques

Pinares, C.; Waghom, G. House, M.o.A.a.F.P. 2012. Technical manual on respiration chamber designs. 106 p.

Storm, I.M.L.D.; Hellwing, A.L.F.; Nielsen, N.I.; Madsen, J. 2012. Methods for measuring and estimating methane emission from ruminants. *Animals*. 2 (2), 160-183
10.3390/ani2020160 <Go to ISI>://CABI:20123245793

Fiche 18 Mesure de la respiration (CO₂) et du méthane entérique (CH₄) émis par les ruminants à l'aide d'un traceur (SF₆)

Domaine d'application

Cette technique est appliquée actuellement individuellement aux ruminants au pâturage ou en bâtiment. Les gaz mesurés sont le CH₄ et le CO₂.

Principe

C'est une méthode de mesure directe des gaz émis par éructation et respiration par l'animal au pâturage ou en bâtiment. Elle repose sur le principe de dilution d'un gaz traceur inerte (l'hexafluorure de soufre, SF₆) introduit dans le rumen, capable de se mélanger aux autres gaz issus des fermentations (CH₄, CO₂...). Ce gaz traceur, est introduit dans le rumen à l'aide d'un tube à perméation (bolus), dont la vitesse de diffusion (SF₆ en g.j⁻¹) est préalablement déterminée in vitro.

Un échantillon représentatif des gaz émis (par éructation et respiration) par l'animal est prélevé en continu via un capillaire, disposé au-dessus des naseaux de l'animal, qui est relié à une boîte de collecte sous vide d'air dans laquelle les gaz s'accumulent pendant 24 heures. Un échantillon de l'air ambiant est acheminé au laboratoire pour déterminer la concentration des gaz (CH₄ et CO₂) par un chromatographe en phase gazeuse (CPG). Le taux de diffusion du SF₆ par le bolus, constant et connu, permet d'estimer les flux de gaz expirés et respirés par l'animal. Ainsi, en tenant compte des concentrations et des quantités de gaz émis et en y soustrayant les concentrations dans l'air ambiant, on peut déterminer les productions journalières de gaz (CH₄ et CO₂) de l'animal.

Cette méthode apparue dans les années 1990 (Johnson *et al.*, 1994) est mise en œuvre à l'INRA de Theix depuis 2003 pendant plusieurs jours afin de vérifier la reproductibilité de la mesure. Un guide méthodologique a été récemment réalisé par un collectif de chercheurs internationaux dans le cadre de la Global Research Alliance (Berndt *et al.* 2014).

Matériel nécessaire

Le matériel nécessaire est illustré en Figures M18.1 et M18.2 :

- Corps de capsule cylindrique en laiton de fabrication artisanale
- Noix en laiton
- Gaz SF₆ pur
- Azote liquide
- Film Teflon 0,4 mm environ
- Fritté 2 μ
- Licol
- Boîte de collecte
- Tube capillaire
- Analyseur de concentration en chromatographie en phase gazeuse
- Azote liquide

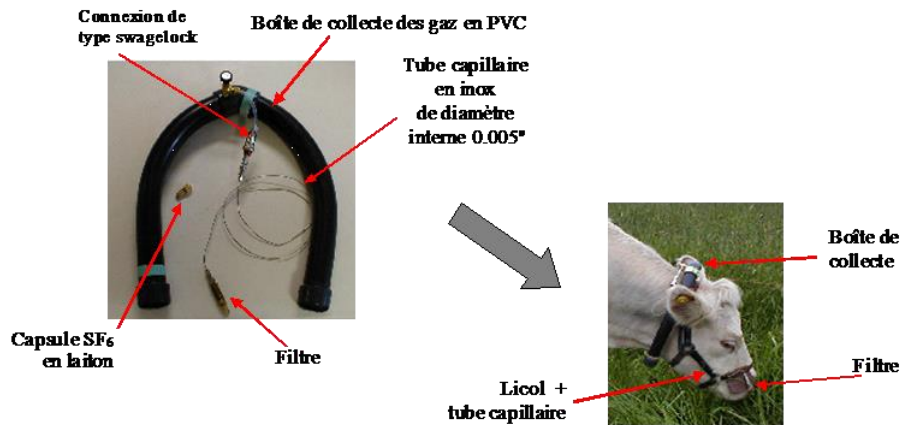


Figure M18.1. Matériel nécessaire à la mise en œuvre de la méthode

Mise en œuvre

La première étape consiste à préparer en laboratoire les bolus (tubes à perméation) de SF₆. C'est une étape préliminaire qui requiert de l'expertise et un suivi rigoureux des protocoles. Le principe de fabrication consiste à introduire une quantité précise de gaz SF₆ dans une capsule en laiton (Figure M18.2) et d'en mesurer la vitesse de diffusion (flux de SF₆ en ng.min⁻¹) à travers une membrane en téflon, dont l'épaisseur conditionne la vitesse de sortie du gaz.

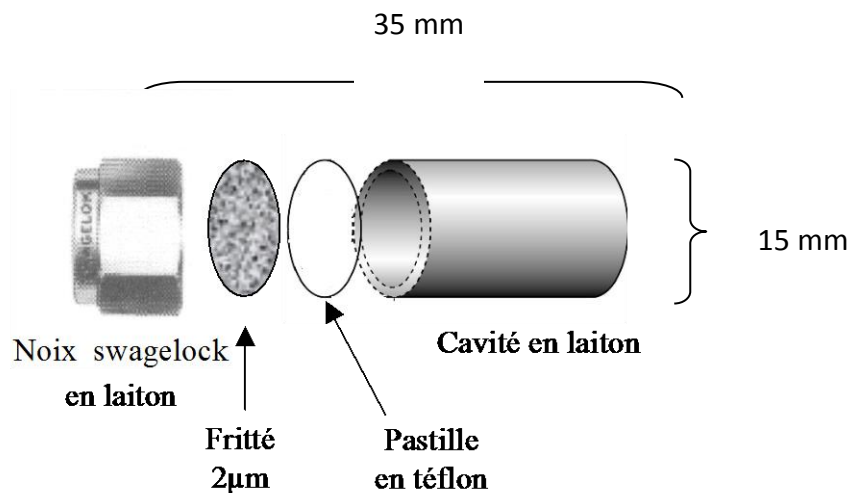


Figure M18.2. Bolus ou tube à perméation

L'introduction du gaz SF₆ est réalisée par immersion du corps de la capsule dans un bain d'azote liquide. Lorsque la capsule a atteint une température de -196°C, elle est retirée du bain d'azote liquide puis remplie à l'aide de seringues contenant du gaz SF₆ pur. Au contact du froid interne de la capsule, le gaz se solidifie ce qui permet de visualiser son niveau de remplissage. Après fermeture, la capsule est disposée dans un erlenmeyer balayé par un flux d'azote gazeux et maintenue à la température d'utilisation future (ex : 39°C pour le milieu ruminal).

La détermination de la vitesse de diffusion du gaz SF₆ à travers la membrane est indispensable pour le calcul de la production de CH₄ et de CO₂. Ceci s'effectue par gravimétrie (précision au 1/100^{ème} de mg). Six à huit semaines de pesées sont généralement

nécessaires pour obtenir une valeur de diffusion du gaz correcte et stable (variation < 8%). On estime également la durée de vie de la capsule à partir de sa vitesse de diffusion et de la quantité de gaz présente.

La deuxième étape présente l'intérêt de pouvoir être réalisée dans des conditions expérimentales contrôlées tout comme dans des conditions d'élevage terrain. Il faut appareiller les animaux individuellement (licol et capillaire) et disposer une boîte de collecte de gaz sur l'animal quotidiennement, pendant 5 jours. De plus, chaque animal a ingéré au préalable un bolus de gaz traceur SF₆ qui est localisé dans le rumen (au moins dix jours avant le début de la collecte).

La dernière étape a lieu en laboratoire. Les échantillons de gaz récoltés sont ensuite analysés quotidiennement par chromatographie en phase gazeuse (Fiche 8) de même que les valeurs résiduelles de gaz présentes dans l'air ambiant.

Les émissions de CH₄ (F_{CH_4} en g.j⁻¹) seront ensuite calculées à partir du flux de SF₆ (F_{SF_6} en g.j⁻¹) de la manière suivante (Storm *et al.*, 2012):

$$F_{CH_4} = F_{SF_6} * \frac{C_{CH_4,animal} - C_{CH_4,atm}}{C_{SF_6,animal} - C_{SF_6,atm}} \text{ (éq. M18.1)}$$

$C_{CH_4,animal}$ et $C_{SF_6,animal}$ (en ppm) sont les concentrations mesurées dans les boîtes de collectes. $C_{CH_4,atm}$ et $C_{SF_6,atm}$ sont les concentrations dans l'air ambiant de ces deux gaz (en fait la ligne de base) mesurées également par chromatographie en phase gazeuse.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Des procédures de vérification du dispositif de mesure doivent être réalisées régulièrement. De même la dérive de la mesure de concentration des gaz est contrôlée à l'aide de gaz standard (concentration connue et certifiée). En effet, la sensibilité de l'analyseur par chromatographie en phase gazeuse est importante, et les concentrations sont déterminées avec des valeurs de coefficient de variation (CV) les plus faibles possibles.

Divers facteurs peuvent engendrer de l'incertitude:

- une valeur élevée de gaz résiduel dans l'ambiant (surtout en bâtiment mal ventilé).
- la détérioration ou la mauvaise manipulation du dispositif de collecte de gaz placé directement sur l'animal, engendrant la perte de l'échantillon réduisant ainsi la reproductibilité de la méthode.
- la durée d'utilisation et la constance du taux de diffusion du SF₆ dans le bolus sont limitées dans le temps.
- la préparation des bolus.

Intérêts et limites

Intérêts : Cette méthode permet de mesurer les émissions majeures à l'échelle de l'animal en conditions contrôlées expérimentales et en conditions d'élevage, notamment au pâturage. L'analyse des échantillons peut être différée ce qui permet de faire des prélèvements de gaz sur des sites distants des sites d'analyse des gaz (au laboratoire). Cette méthode peut être mise en œuvre sur plusieurs animaux et sur plusieurs jours afin d'estimer la variabilité inter-animal et inter-journalière.

Limites : C'est une méthode qui est difficile à mettre en place et dont la maîtrise nécessite beaucoup de temps et de rigueur. L'utilisation du SF₆ constitue également un inconvénient

étant donné son fort pouvoir de réchauffement global même si les doses utilisées sont faibles.

Coûts : Son coût reste conséquent car les équipements du dispositif de collecte des gaz sont nombreux et individuellement onéreux, de même que celles des analyses.

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche :

- Maguy EUGENE en collaboration avec Yvonne Rochette et Cécile Martin, INRA, UMRH – Theix, France

Autres organismes référents : Global Research Alliance (Ministry of Agriculture and Forestry Pastoral House, 25 The Terrace PO Box 2526, Wellington 6140, New Zealand).

Références bibliographiques

Berndt, Berndt, A.; Boland, T.M.; Deighton, M.H.; Gere, J.I., et al. 2014. Guidelines for use of sulphur hexafluoride (SF6) tracer technique to measure enteric methane emissions from ruminants. New Zealand Agricultural Greenhouse Gas Research Centre, New Zealand 166 p.

Johnson, K.; Huyler, M.; Westberg, H.; Lamb, B.; Zimmerman, P. 1994. Measurement of methane emissions from ruminant livestock using a sf6 tracer technique. *Environmental Science & Technology*. 28 (2), 359-362 10.1021/es00051a025

Storm, I.M.L.D.; Hellwing, A.L.F.; Nielsen, N.I.; Madsen, J. 2012. Methods for measuring and estimating methane emission from ruminants. *Animals*. 2 (2), 160-183 10.3390/ani2020160

Fiche 19 Estimation à l'échelle de l'individu des émissions de GES (CH₄ et CO₂) chez les bovins par l'utilisation du Système Greenfeed™

Domaine d'application

Le système Greenfeed™ a été proposé en 2011 (U.S. Patent 7966971) par l'entreprise C-Lock inc. (South Dakota, USA) afin d'estimer les émissions de méthane chez les bovins dans différentes situations d'élevage (bâtiment et pâturage) et en limitant l'intervention humaine qui pourrait modifier le comportement animal (Zimmerman *et al.*, 2013a; Zimmerman *et al.*, 2013b; Zimmerman *et al.*, 2011). Ce système a été développé en tant qu'alternative à la méthode indirecte du gaz traceur SF₆ (Fiche 18) plus difficile à mettre en œuvre (Hammond *et al.*, 2013). Plus récemment, l'entreprise C-Lock a également adapté son système afin d'estimer les émissions de méthane chez les ovins. A ce jour, on dénombre près d'une centaine de Greenfeed™ répartis dans une douzaine de pays ou états.

Principe

Les mesures de CH₄ et CO₂ sont ponctuelles et sont réalisées à chaque visite de l'animal dans le système Greenfeed™. L'auge intégrée dans le Greenfeed™ sert à la fois « d'appât » pour l'animal et de système de collecte des gaz éructés (Figure M19.1). Chaque animal est identifié par une boucle électronique ce qui permet de déclencher la distribution d'une portion d'aliment lorsque l'animal insère sa tête dans l'auge et de contrôler la fréquence et le nombre de ses visites.



Figure M19.1 – Animal positionné dans un système Greenfeed™ (source : INRA)

La distribution alimentaire est calibrée de manière à ce que la tête de l'animal reste au moins cinq minutes dans l'auge. Simultanément, une aspiration à débit contrôlé permet d'échantillonner les gaz émis au niveau des naseaux, puis de les entraîner vers un analyseur infrarouge dans lesquelles concentrations en CH₄ et CO₂ sont mesurées. Le système de collecte étant ouvert, une quantité connue de CO₂ est libérée dans le dispositif afin de déterminer le taux de récupération des gaz (Figure M19.2). En mesurant les concentrations en CH₄ et CO₂ (corrigées de l'air ambiant), le débit d'air, et le taux de récupération, on peut par exemple calculer les émissions de CH₄ (CH_{4_volume}) :

$$CH_{4_volume} = F_c * C_R * \sum_{tp} [\Delta_t * (CH_{4_avg} - CH_{4_bkgrnd}) * Q_{air}] \text{ (éq. M19.1)}$$

C_R = Taux de récupération des gaz, déterminé à l'aide d'un traceur (%)

Δ_t = Période de mesure des émissions (1 seconde)

CH_{4_avg} = Moyenne des concentrations en CH₄ pendant la période de mesure (%)

CH_{4_bkgrnd} = Concentration de fond en CH₄ (%)

Q_{air} = Débit d'air du ventilateur pendant la période de mesure (flux par unité de temps)

F_c = Facteur de conversion

Matériel nécessaire

Le système expérimental est décrit en Figure M19.2 ci-dessous.

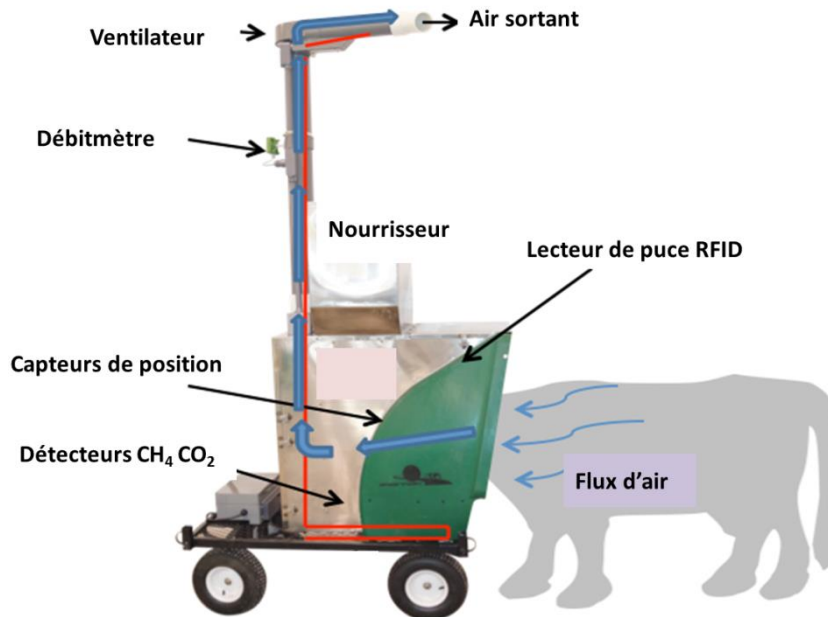


Figure M19.2 – Système « Greenfeed™ » avec ses principales composantes (d'après C-Lock Inc.)

Mise en œuvre

Les procédures sont en cours de rédaction et de validation, mais il est déjà possible de se connecter sur le site de C-Lock-inc pour plus de précisions sur le fonctionnement des Greenfeed™: <http://c-lockinc.com/introduction.php>.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

La calibration de l'analyseur infrarouge est réalisée quotidiennement à partir de l'injection d'un mélange de gaz étalon de concentration certifiée en CH₄ et CO₂. Afin de déterminer le taux de récupération des gaz, une quantité connue de CO₂ est libérée dans le dispositif puis analysée par détection infrarouge. Les analyses de gaz et les débits d'air sont mesurés toutes les secondes. Les éléments de performance des méthodes donnés ci-dessous sont issus des données « constructeurs »:

Mesure de débit :

- Précision à 20°C, 45% d'humidité relative, 1013 hPa : $0,2 \text{ m.s}^{-1} \pm 3\%$.
- Plage de mesure: $0,2\text{-}10 \text{ m.s}^{-1}$

Mesure de la concentration en CO₂ :

- Erreur de linéarité: inférieure à 1% pleine échelle
- Précision : 0,5% pleine échelle
- Plage de mesure : 0-1%
- Temps de chauffe : 5 minutes

Mesure de la concentration en CH₄ :

- Précision : 3% de la lecture + 1,5% de la plage de mesure. La température et la pression ne sont pas prises en compte, ce qui peut accroître les erreurs.
- Plage de mesure : 0-2 500 ppm
- Temps de chauffe : 30 minutes

Mesure de la concentration en C_xH_y :

- Erreur de linéarité: inférieure à 1% FS
- Précision : 0,5% FS
- Plage de mesure : 0-1%
- Temps de chauffe : 5 minutes

Mesure de température :

- Précision : $\pm 0,75^{\circ}\text{C}$
- Plage de mesure : -30°C à 80°C

Mesure d'humidité :

- Précision : $\pm 2\%$ à 55% d'humidité relative (décroît pour des taux d'humidité plus élevés)
- Plage de mesure : -30°C à 80°C

Intérêts et limites

Intérêts : le système GreenfeedTM permet d'obtenir des mesures ponctuelles en continu sur un grand nombre d'animaux (20 animaux par système) et durant une longue période. Le fait qu'il soit mobile permet de réaliser des mesures dans des fermes expérimentales, commerciales ou au pâturage (Waghorn *et al.*, 2013). La mise en œuvre du système, ainsi que la maintenance quotidienne sont relativement simples. Ce système de mesure ne requiert aucun besoin de laboratoire et présente l'avantage d'être contrôlé et paramétré en ligne.

Limites : il est nécessaire de planifier une période minimale de quinze jours d'adaptation des animaux et d'écarter ceux qui ne se rendent jamais (ou peu) dans le GreenfeedTM. Les mesures dans le système étant ponctuelles, il est nécessaire de les réaliser sur une durée suffisamment longue pour obtenir un nombre de visites permettant de calculer une valeur moyenne représentative des émissions de l'animal. Avec une cinquantaine de visites au total (c'est-à-dire, 3 à 4 visites par jour sur 2 semaines), la répétabilité de la moyenne des émissions mesurées dépasse 70% (Renand *et al.*, 2013). Cette valeur est supérieure à la répétabilité de l'ingestion quotidienne de matière sèche d'un fourrage grossier distribué *ad libitum* moyennée sur la même période (Renand G., communication personnelle).

Coût : environ 45 000 €

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche :

- Y. Rochette, C.Martin, INRA, UMR H - St Genès Champanelle, France
- G.Renand, INRA, UMR GABI - Jouy-en-Josas, France.

Autre organisme: C-Lock Inc. 2025 Samco Road Rapid City, SD 57702 - Email: contact@c-lockinc.com

Références bibliographiques

- Hammond, K.; Humphries, D.J.; Crompton, L.A.; Kirton, P.; Green, C., et al. 2013. Methane (GreenFeed) compared emissions from growing dairy heifers estimated using an automated head chamber to respiration chambers or SF6 techniques. 5th Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference (GGAA 2013). Cambridge University Press. Dublin, Ireland, 23-26 juin 2013, *Advances in Animal Biosciences*, 4, (2), Page 391
- Renand, G.; Ricard, E.; Maupetit, D.; Thouly, J.C. 2013. Variability among individual young beef bulls and heifers in methane emissions. 64. Annual Meeting of the European Federation of Animal Science (EAAP). Wageningen Academic Publisher. Nantes, 19, (1ère Ed.), 195-195. www.eaap2013.org
- Waghorn, G.C.; Garnet, E.J.; Pinares, C.; Zimmerman, S. 2013. Implementation of GreenFeed for estimating methane in a dairy herd grazing pasture. 5th Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference (GGAA 2013). Dublin, Ireland, 23-26 juin 2013,
- Zimmerman, S.; Brito, A.; Huhtanen, P.; Johnson, K.; Michal, J.J., et al. 2013a. Measurement and evaluation of enteric CH₄ emissions and variability in production systems. 5th Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference (GGAA 2013). Dublin, Ireland, 23-26 juin 2013,
- Zimmerman, S.; Michal, J.J.; White, R.; Johnson, K.A.; Guerouali, A., et al. 2013b. Evaluation of a novel system to measure enteric methane emissions from beef cattle on pasture. 2013 ADSA, AMPA, ASAS, CSAS, and WSASAS Joint Annual Meeting. Indianapolis, Indiana, USA, 8-12 July 2013,
- Zimmerman, P.; Zimmerman, S.; Utsumi, S.; Beede, D. 2011. Development of a user-friendly online system to quantitatively measure metabolic gas fluxes from ruminants. Abstract 856. 2011 ADSA, AMPA, ASAS, CSAS, and WSASAS Joint Annual Meeting. New Orleans, Louisiane, USA, 10-14 July 2011,

Fiche 20 Banc de mesure d'émissions gazeuses par les effluents d'élevage en conditions contrôlées

Domaine d'application

Ce dispositif a pour objet d'estimer, en conditions identiques et contrôlées, le potentiel de volatilisation d'ammoniac (NH_3) et d'émission d'autres gaz (CH_4 , N_2O , NO , CO_2 , $\text{COV}\dots$) des effluents d'élevages lors du stockage extérieur ou de l'épandage au champ. Il permet d'étudier l'influence de divers paramètres (composition des effluents, température, vitesse d'air) sur les émissions gazeuses, de proposer des fonctions de réponses des émissions à ces facteurs et d'évaluer l'efficacité de techniques de réduction des émissions (ex: effluents issus de fosses couvertes, ajouts d'additifs, incorporation dans un sol).

Principe

Le principe utilisé pour la mesure est celui des enceintes dynamiques mais appliqué en conditions de laboratoire (Fiche 24). La mesure d'émissions repose sur un bilan de masse. Le flux F (en $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$) est le produit du débit q (en $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) avec la différence de concentration entre la sortie C_s (en $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) et l'entrée C_e (en $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) de l'enceinte. Ce produit est rapporté à l'aire de la surface émettrice A (en m^2) (éq. M20.1).

$$F = \frac{q \times (C_s - C_e)}{A} \quad (\text{éq. M20.1})$$

La caractéristique principale de ce type de dispositif est l'utilisation d'enceintes identiques suivies simultanément dans des conditions contrôlées (ex: température, humidité de l'air entrant). Cela permet d'accroître le nombre de mesures directement comparables et d'isoler différents facteurs influençant les émissions. Les gaz peuvent être collectés pour analyse différée (ex: piégeage acide par barbotage) ou mesurés en ligne avec des analyseurs (ex: spectroscopie infrarouge, chromatographie en phase gazeuse, spectroscopie laser).

Matériel nécessaire

- Cellules en verre ou en inox contenant le ou les substrats à caractériser et pouvant être fermées hermétiquement
- Dispositif de circulation d'air non vicié incluant :
 - des pompes (en pression ou dépression) ou de l'air comprimé (en pression)
 - des régulateurs de débit ou à défaut un système de mesure du débit (ex : débitmètre massique, compteur à gaz),
 - production d'air à caractéristiques contrôlées (ex : concentrations en gaz, humidité) pour reproduire des conditions expérimentales d'intérêt ou pour éviter la dessiccation de la surface émettrice,
 - Tuyauterie adaptée (ex : non réactive à l'ammoniac) et identique pour toutes les enceintes (ex : même perte de charge)
- Système de mesure des concentrations gazeuses : barboteur acide (Fiche 3), analyseur infrarouge (Fiche 10), chromatographe en phase gazeuse (Fiche 1)...
- Maîtrise éventuelle de la température ambiante en insérant le dispositif dans une enceinte thermostatée.

Mise en œuvre

Une quantité connue d'effluent est placée dans une cellule vide ou contenant un substrat (sol remanié ou non, sable inerte...). La cellule est ensuite fermée hermétiquement avec un couvercle pourvu de deux ouvertures permettant le passage de l'air dans la cellule. De l'air est alors introduit à débit constant et maîtrisé dans la cellule permettant un renouvellement en continu de l'espace de tête de la cellule. L'air sortant des cellules est analysé en différé ou en temps quasi-réel, selon la technique retenue. Les émissions gazeuses sont ensuite corrélées aux quantités ou à certaines caractéristiques des effluents stockés et à la géométrie de la cellule stockage (dimensions, forme).



Ce dispositif est constitué de 12 cellules de volatilisation. Plusieurs essais et des répétitions sur différents produits peuvent donc être menés simultanément. Le dispositif est déplaçable et peut être utilisé soit en laboratoire soit en extérieur, s'il est protégé des conditions météorologiques. Chaque circuit de cellule fonctionne en dépression à l'aide d'une pompe en fin de circuit afin d'appliquer un renouvellement de l'air à partir de l'air ambiant et non après passage dans la pompe. L'air entrant est humidifié en effleurant de l'eau afin de minimiser l'évaporation d'eau des effluents. L'air balaye la surface de l'effluent et se charge en gaz. L'ammoniac contenu dans l'air est ensuite capté par la technique du barbotage acide ou analysé directement avec analyseur infrarouge.

Figure M20.1. Exemple du banc de mesure de l'IRSTEA à Rennes

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Les deux principales sources d'erreur sont :

- une mauvaise gestion et/ou mesure du débit
- une mauvaise étanchéité du système

Pour l'ammoniac, le dispositif peut être validé en remplaçant l'effluent par une quantité connue d'une solution de sel d'ammonium, dont le niveau de volatilisation mesuré par le système peut être comparé à la perte d'ammonium en solution (Le Cadre *et al.*, 2005; Portejoie *et al.*, 2003).

Lorsqu'un suivi des différents gaz azotés et carbonés est réalisé, un bilan massique des effluents pour l'azote (N) et le carbone (C) peut être fait pour comparer les pertes gazeuses mesurées à celles estimées par bilan massique si la durée d'incubation est suffisamment longue pour mesurer des variations de masse et de teneurs élémentaires.

Intérêts et limites

Intérêts : Cette méthode permet la comparaison des émissions potentielles de plusieurs substrats en conditions contrôlées et identiques de stockage (LNE and MEDDTL, 2010; LNE and MEDDTL, 2012; Portejoie *et al.*, 2003) et/ou d'épandage (Génermont *et al.*, 2013; Le Cadre *et al.*, 2005; Moal, 1994). De nombreux paramètres (ex: type d'effluents, conditions d'ambiance, type de sol support) peuvent être testés séparément avec la possibilité de multiplier le nombre de répétitions expérimentales.

Limites : En raison d'un manque de conception standard et de protocoles standards, les mesures se font dans les différents laboratoires avec des conditions ambiantes et expérimentales différentes, contrôlées ou non: débit d'échantillonnage, température et humidité de l'air, volume du substrat, volume de l'espace de tête, etc. En raison de l'action complexe de ces facteurs sur les émissions gazeuses, les résultats obtenus actuellement dans différents laboratoires sont difficilement comparables. En outre, la différence de forme et de taille des enceintes d'un dispositif à l'autre implique des différences de structure de flux et transfert massique à l'intérieur de l'enceinte impactant directement la mesure, rendant difficile l'interprétation des résultats au regard des conditions de terrain (stockage à l'échelle de l'élevage ou épandage sur une parcelle agricole). Cette méthode est par conséquent plutôt indicative. Des travaux sont menés actuellement à l'INRA pour proposer des cellules dont les propriétés d'écoulement sont connues et maîtrisées, et adjoindre au dispositif de caractérisation des émissions d'ammoniac en conditions contrôlée un outil d'extrapolation au champ basé sur de la modélisation (modèle Volt'Air) (Génermont *et al.*, 2013).

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche :

- Laurence Loyon et Fabrice Guiziou, IRSTEA - Rennes, France

Autres organismes référents : INRA, LNE

Références bibliographiques

- Génermont, S.; Flura, D.; Autret, H.; Masson, S.; Decuq, C., et al. 2013. Prédiction de la volatilisation d'ammoniac au champ après épandage de produits résiduaux organiques et d'engrais minéraux: résolution des questions scientifiques et techniques. Convention Ademe-INRA 1081C0030. 70 p.
- Le Cadre, E.; Génermont, S.; Decuq, C.; Recous, S.; Cellier, P. 2005. A laboratory system to estimate ammonia volatilization. *Agronomy for Sustainable Development*. 25 (1), 101-107 10.1051/agro:2004060
- LNE; MEDDTL. 2010. Mise au point d'une méthode standardisée d'évaluation des produits visant à lutter contre les odeurs et les émissions gazeuses en élevage. 82 p.
- LNE; MEDDTL. 2012. Mise au point d'une méthode standardisée d'évaluation des produits visant à lutter contre les odeurs et les émissions gazeuses en élevage. Phase 2. 50 p.
- Moal, J.F.1994. Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage: quantification et étude des facteurs d'influence. Cemagref, Equipement pour l'eau et l'environnement, Université de Perpignan, 230 p.
- Portejoie, S.; Martinez, J.; Guiziou, F.; Coste, C.M. 2003. Effect of covering pig slurry stores on the ammonia emission processes. *Bioresource Technology*. 87 (3), 199-207 10.1016/s0960-8524(02)00260-2

Fiche 21 Estimation des émissions gazeuses par bilan de masse au bâtiment d'élevage et au stockage extérieur des effluents

Domaine d'application

Cette méthode permet d'estimer les pertes gazeuses élémentaires (carbone, azote) et d'eau au bâtiment d'élevage ou au stockage extérieur des effluents à partir d'une estimation du défaut de bilan de matière. Les entrées et sorties de matière doivent être quantifiables par mesure directe ou estimées par modélisation. La période d'estimation des pertes doit être au minimum de plusieurs semaines, afin que le défaut de bilan de masse soit supérieur aux incertitudes sur la somme des intrants ou des sorties (Robin *et al.*, 2010). En couplant cette méthode avec des mesures de concentrations, on peut estimer de manière simple et peu coûteuse les principales émissions gazeuses des bâtiments d'élevage (CO₂, CH₄, N₂O et NH₃). Ceci correspond à la « méthode simplifiée de mesure des émissions gazeuses en bâtiment d'élevage » (Fiche 22). Cette méthode est également utilisée en parallèle de mesures d'émissions gazeuses afin d'évaluer la pertinence et la fiabilité des mesures d'émission. En effet, l'utilisation du bilan de masse sur les éléments N, C, P, K et l'eau permet de s'assurer de la cohérence des résultats. Le bilan de masse sur l'eau (H₂O) permet de vérifier la représentativité de l'échantillonnage de l'air et de la validité des données d'entrée du bilan de masse. Les bilans sur le phosphore et le potassium permettent de vérifier la qualité du prélèvement d'effluents et la qualité des données d'entrée des calculs de bilan de masse. Les bilans sur l'N et C permettent de valider les ordres de grandeur des émissions gazeuses mesurées pour les gaz azotés (N₂O et NH₃).

Principe

Le bilan de matière compare les stocks initiaux et finaux de différents éléments, en tenant compte des entrées et sorties dans le système. Pour les éléments volatils, l'écart entre les stocks initiaux et finaux correspond aux émissions gazeuses. Ce bilan peut être fait pour différents éléments: (N, C) et H₂O.

En bâtiments d'élevage, les apports d'éléments se font par la litière et l'alimentation des animaux. Les exportations et fixations se font au niveau des déjections et de la croissance des animaux et de leurs autres productions (lait œufs, gestation). Il en résulte pour chaque élément le défaut de bilan DB (kg) :

$$DB = Entrées - Sorties =$$

$$Aliments + litière (ou effluents) + rétention animaux en début de période - effluents - rétention animaux fin de période - production \quad (ég. M21.1)$$

Au stockage des effluents, les entrées et sorties sont les effluents. Lors d'un compostage de lisier sur paille, de la litière est également considérée en entrée.

- Dans le cas des éléments volatils, $DB > 0$ et correspond aux émissions gazeuses. Le bilan carbone permet d'estimer les émissions carbonées totales (principalement sous

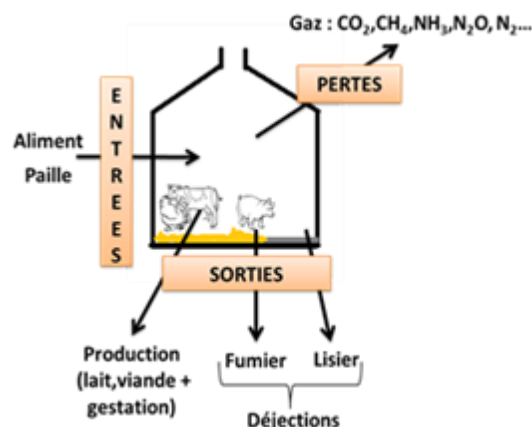


Figure M21.1. Entrées et sorties de matières au niveau d'un bâtiment d'élevage (source : Elise Lorinquer, Idele)

forme CO₂ et CH₄). Le bilan azote permet d'estimer les émissions azotées totales (principalement sous forme NH₃, N₂O, N₂)

- Dans le cas des éléments non-volatils, DB≈0 aux erreurs d'échantillonnage et d'analyse près.

Matériel nécessaire

- Matériel pour prélever et conditionner des échantillons d'aliments, litière et effluents. Si les échantillons ne peuvent pas être transférés directement au laboratoire d'analyse il est préférable de les congeler.
- Analyseurs élémentaires. Les analyses peuvent être réalisées dans des laboratoires agréés.

Mise en œuvre

Des informations préalables sur le système étudié sont nécessaires (dont une partie* uniquement est nécessaire pour l'étape de stockage) :

- nombre d'animaux en début et en fin de période de mesure et la mortalité
- quantité d'aliments consommés lors de la période (par type d'aliments en cas d'alimentation multiphase) et quantité d'eau bue
- quantité de litière au démarrage et ajoutées*
- quantité d'effluents au démarrage, exportés éventuellement en cours de période et à la fin de la période*
- poids des animaux en début et fin de période
- taux de viande maigre (TVM) en élevage porcin
- teneurs en éléments des aliments, effluents* et litières*

Ces informations sont obtenues par mesure sur le terrain (par exemple pesée des échantillons en fin de lot). Certains éléments peuvent ne pas être disponibles et pourront être remplacés par des données de la littérature. Il est à noter que la précision des résultats est alors fortement impactée car certaines des données requises peuvent être très variables entre élevages.

La mise en œuvre du protocole nécessite :

- des échantillonnages des effluents et de la litière pour des analyses élémentaires. Pour être représentatif, l'échantillonnage doit prendre en compte l'hétérogénéité spatiale des effluents sur toute la surface du bâtiment mais aussi en profondeur (prélèvements multiples avec différentes localisations) ainsi que la sédimentation de certains éléments dans les lisiers, en particulier le phosphore et la matière sèche (homogénéisation des effluents avant prélèvement).
- des analyses élémentaires des aliments, de la litière et des effluents. En élevage porcin et avicole, il est possible d'utiliser la composition des aliments affichée par le fabricant, même s'il est préférable de refaire les analyses. Dans le cadre de l'alimentation bovine, il est nécessaire de réaliser une analyse spécifique des fourrages.

Les principes de calcul étant communs aux différents éléments, seul le bilan azote est présenté ci-dessous.

Exemple du bilan azote :

Le bilan d'azote se décompose entre l'évolution du contenu dans les effluents, la litière, et la croissance des animaux. La formule est la suivante:

$$EmissionsN_{gaz} = (N_{effluents,ini} + N_{litière,ini} + N_{litière,rajout} + N_{aliment} + N_{animaux,ini}) - (N_{effluents,fin} + N_{litière,fin} + N_{animaux,fin} + N_{productions,fin}) \text{ (éq. M21.2)}$$

Avec : *N* : azote, *ini* : initial, *fin* : final.

Les quantités d'azote dans les litières, les effluents et l'aliment sont obtenues en multipliant leurs masses par leurs teneurs en azote. Les masses peuvent être obtenues par pesée (fumier, aliment, litière) ou par volumage (mesure de hauteurs de lisier) associé à une mesure de densité et les teneurs par analyse élémentaire.

Le N fixé lors de la croissance des animaux est obtenu d'après le gain de poids et le taux de N corporel des animaux. La quantité d'azote corporel ($N_{animaux}$) peut être obtenue d'après des équations référencées par le Comité d'Orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement (CORPEN). Pour les vaches laitières en lactation, on ne considère pas d'évolution de la quantité d'azote corporel mais il faut tenir compte de celui exporté dans le lait. De même pour les poules pondeuses on tinedra compte de l'azote exporté dans les œufs.

Éléments de validation et incertitudes

Les sources d'incertitudes proviennent principalement de:

- l'échantillonnage et la préparation des échantillons des effluents et de la litière
- la composition des aliments (écart entre les analyses et les compositions affichées)
- la rétention corporelle des animaux (équation + poids des animaux)
- la mortalité

En cas d'écarts importants (> 20%) pour les bilans de contrôle (P, K), il est recommandé de vérifier la pertinence des valeurs utilisées pour l'alimentation, les litières et les effluents par rapport à des références nationales. Pour le cas du stockage, des écarts importants sur le P et faibles sur le K permettent de distinguer une qualité d'échantillonnage correcte des éléments dissous (cas d'environ ¾ de l'azote du lisier) et une moins bonne qualité d'échantillonnage des éléments fortement sédimentables (cas du carbone).

Intérêt et limites

Intérêts : Cette méthode est relativement simple à mettre en œuvre et ne nécessite pas d'équipement complexe et onéreux. Les ordres de grandeur sont généralement fiables et validés par recoupement avec des bilans de masse sur les éléments non volatils. L'application sur l'étape de stockage s'avère par contre plus délicate lorsque les pertes sont faibles en pourcentage des entrées. Le pourcentage d'erreur estimé à partir des défauts de bilans des éléments non volatils peut être proche des pertes des éléments volatils. Pour autant, pour le bâtiment et le stockage, son utilisation s'avère fortement recommandée en complément des mesures directes d'émissions gazeuses afin de conforter les ordres de grandeur.

Limites : La méthode du bilan ne permet pas de distinguer la nature des différents gaz émis et l'incertitude sur les émissions peut être importante en situations d'élevage commercial, pour lesquelles on utilise des références nationales (teneur des effluents, alimentation, quantité d'effluent produite). Cependant, elle peut être combinée voir intégrée à d'autres méthodes spécifiques (par exemple la méthode simplifiée) pour évaluer les émissions par composé et valider les mesures. Elle n'est pas utilisée sur des pas de temps inférieurs à une semaine, car les erreurs sur les termes du bilan seraient trop importantes par rapport aux flux à estimer.

Partenaire référent

Rédacteurs de la fiche :

- Mélynda Hassouna et Paul Robin, INRA, UMR SAS – Rennes, France

Autres organismes référents : IFIP, Itavi, Idele, Chambres d'agriculture

Références

Robin, P.; Amand, G.; Aubert, C.; Babela, N.; Brachet, A., et al. 2010. Procédures de référence pour la mesure des émissions de polluants gazeux des bâtiments d'élevage et stockages d'effluents d'élevage. Rapport final. (contrat n° 06 74 C0018). 519 p.

Fiche 22 Mesure des émissions gazeuses par méthode simplifiée en bâtiment d'élevage (dite des « ratios de concentration »)

Domaine d'application

La méthode de mesures simplifiée des émissions est une méthode, non intrusive et locale, de mesures des émissions gazeuses dans les bâtiments d'élevage (alimentation + bâtiments). Elle permet d'obtenir des valeurs ponctuelles d'émission pour le CO₂, le CH₄, le N₂O, la vapeur d'eau et le NH₃. Elle peut s'appliquer aux bâtiments à ventilation naturelle ou dynamique des élevages avicoles, bovins et porcins, à condition que les intrants (aliments, litières, ...) et sortants (effluents, viande, lait, ...) puissent être clairement quantifiés et caractérisés chimiquement. Dans le cas des élevages avicoles et porcins, cette méthode permet de mesurer les émissions d'un lot d'animaux.

Principe

La méthode simplifiée est basée sur le couplage entre le calcul des pertes de carbone au bâtiment par bilan de masse (Figure M22.1 et Fiche 21) et la mesure des gradients de concentrations entre l'intérieur et l'extérieur des bâtiments pour chaque gaz d'intérêt (NH₃, N₂O, CH₄, CO₂, H₂O).

Cette méthode est basée sur deux hypothèses:

- la majorité du carbone volatilisé est du CO₂
les émissions d'ammoniac et des gaz à effet de serre sont proportionnelles aux émissions de CO₂ lorsque les conditions d'élevage ou de stockage des effluents sont stables.

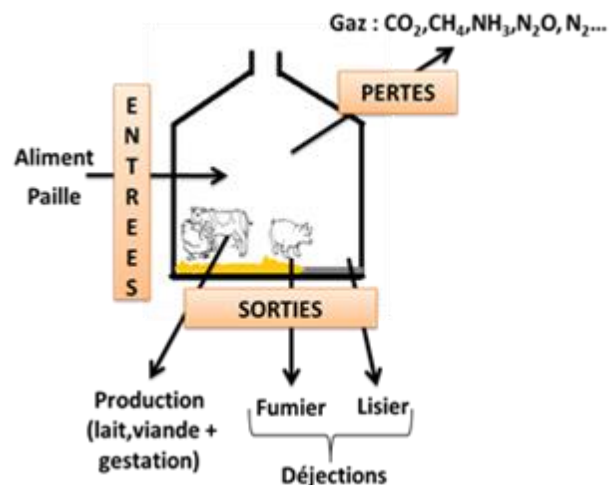


Figure M22.1. Bilan des entrées et des sorties au niveau du bâtiment d'élevage

L'utilisation du bilan de masse sur les éléments N, C, P, K et l'eau permet de s'assurer de la cohérence des résultats: le bilan de masse (H₂O) permet de vérifier la représentativité de l'échantillonnage de l'air et la validité des données d'entrée du bilan de masse. Les bilans sur Phosphore (P) et potassium (K) permettent de vérifier la qualité des bilans de masse et les bilans sur N et C les ordres de grandeurs des émissions gazeuses calculées pour les gaz azotés (N₂O et NH₃) et carbonés (CH₄ et CO₂).

La Figure M22.2 présente le principe général de la méthode qui permet d'aboutir à la quantification des émissions.

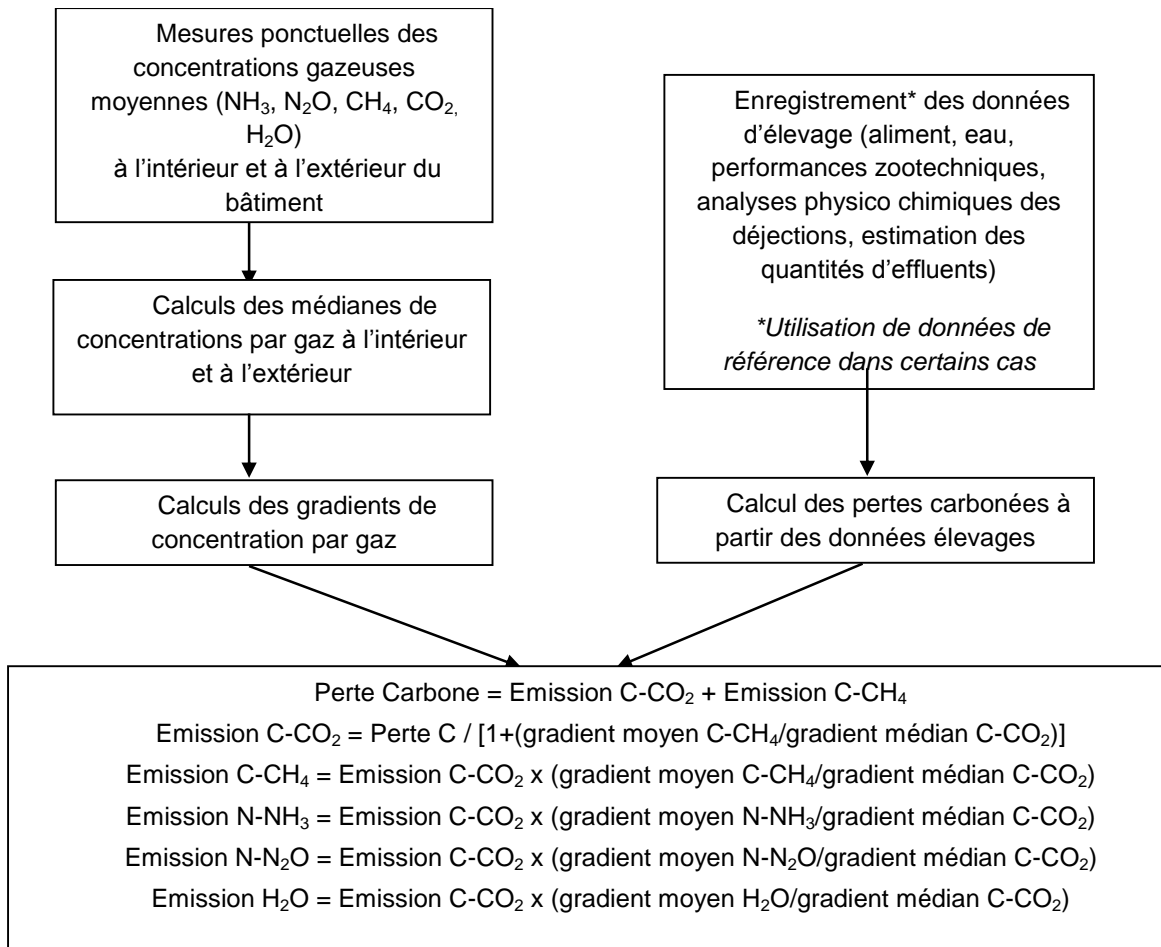


Figure M22.2 Principe du calcul des émissions à partir des concentrations gazeuses et des données d'élevage

Matériel nécessaire

- Mesure des concentrations :
 - Analyseur de gaz CO₂, N₂O, CH₄, NH₃ et H₂O (ex: spectroscopie d'absorption infrarouge)
- Echantillonnage en élevage bovins et avicoles:
 - Sacs de prélèvement d'air étanches dans un matériau limitant l'adsorption du NH₃ sur les parois (ex : sac FlexFoil)
 - Pompe à air
 - Filtres à l'entrée du système d'échantillonnage (ex: 0,45 µm)
 - Tube PTFE (Polytétrafluorethylène) pour raccorder système d'échantillonnage et analyseur
- Echantillonnage en élevage porcins :
 - Tube PTFE (Polytétrafluorethylène) pour les prélèvements d'air par l'analyseur
- Thermo-hygromètre pour caractériser les conditions de température et d'hygrométrie à l'intérieur et à l'extérieur du bâtiment

Mise en œuvre

En bâtiments bovins et avicoles, la mesure ponctuelle des concentrations sur l'élevage est réalisée grâce à plusieurs échantillons d'air conditionnés dans des sacs. Dans le but d'avoir des échantillons d'air intérieur et d'air extérieur homogènes et représentatifs, deux circuits sont réalisés, un au sein du bâtiment et le deuxième à l'extérieur (Hassouna *et al.*, 2010; Ponchant *et al.*, 2009). Le prélèvement se fait à l'aide d'une pompe à air dans l'ambiance ou d'un contenant étanche pouvant être mis sous dépression au moyen d'une pompe (Fiche 5). Les échantillons sont ensuite analysés soit sur site soit de manière différée avec un analyseur de gaz,.

En bâtiment porcin à ventilation dynamique, l'air est échantillonné et analysé directement par un analyseur de gaz, toutes les 2 minutes dans les cheminées d'extraction d'air sur une durée de 4 heures (Guinand *et al.*, 2010) et une concentration moyenne est ensuite calculée à partir des concentrations enregistrées.

Etant donné la réalisation de mesures ponctuelles dans cette méthode, les prélèvements doivent se faire de manière à éviter d'autres sources ponctuelles et temporaires d'émissions comme les véhicules en fonctionnement et des feux pour les prélèvements extérieurs. Lors du prélèvement à l'intérieur du bâtiment, il s'agit de surveiller plus particulièrement l'activité des animaux. Par exemple, en élevage bovin, il est nécessaire de passer dans le bâtiment une fois que les animaux ont mangé et ne sont plus couchés sur la litière. Si cette condition n'est pas respectée, l'aération de la litière lors du levé et de l'activité des animaux peuvent élever temporairement le niveau de concentrations en gaz et en poussière dans le bâtiment.

Pour caractériser les émissions d'un lot ou d'une période, plusieurs mesures ponctuelles sont nécessaires car les rapports de concentrations entre gaz peuvent évoluer dans le temps. Le nombre et les dates d'échantillonnage nécessaires dépendent de la production étudiée et ont été calibrés lors d'expérimentations dédiées au calage de la méthodologie. Par exemple, en élevage de porcs en maternité, les travaux de l'IFIP ont montré que 3 jours de prélèvement (à 6-9 jours, 18-22 jours et 30-34 jours de présence) étaient suffisants pour obtenir la meilleure représentation de la dynamique des concentrations pendant la présence des animaux.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

La validation des résultats obtenus se fait par comparaison des émissions en eau au défaut de bilan hydrique et également sur les émissions azotées comparées au défaut de bilan azoté. Sur la base d'expérimentations antérieures, une différence inférieure à 30% entre le calcul direct des émissions et les défauts de bilans de masse (C, N, H₂O) a été observée et jugée acceptable au vue des finalités d'utilisation des données acquises. Au-delà de 30%, la qualité de l'échantillonnage de l'air prélevé est considérée comme non représentative et les résultats non valides.

Les sources d'incertitudes sont liées:

- à l'analyseur de gaz utilisé,
- aux bilans de masse,
- à l'opérateur et à la réalisation de l'échantillon d'air représentatif,
- aux méthodes de prélèvement et de conditionnement de l'échantillon,
- aux conditions climatiques lors des mesures (taux d'hygrométrie notamment),
- à l'interpolation des émissions.

Intérêts et limites

Intérêts : cette méthode a pour avantage d'être adaptable dans chaque type d'élevage (quel que soit la typologie de bâtiment, d'espèces, de pratiques d'élevage,...) et facile à mettre en œuvre. Pour les bâtiments d'élevage bovins, la méthode est toujours en cours d'amélioration (bilan C, type d'alimentation, prise en compte de stades physiologiques différents, ...). Cette méthode permet d'avoir rapidement accès à un niveau d'émission mais afin de pouvoir évaluer la qualité des mesures, une évaluation de l'incertitude doit être entreprise.

Limites : d'un point de vue qualitatif, étant donné que cette méthode est basée sur des mesures ponctuelles, on pourra considérer que les résultats obtenus sont associés à une incertitude plus élevée que ceux qui seraient obtenus à partir de mesures en continu. La méthode est très sensible à la qualité du bilan de masse. L'utilisation de données de références est pertinente dans le cas des élevages standardisés (porcins et avicoles) pour lesquelles des références nationales fiables existent, en particulier sur les quantités et les compositions des effluents. Pour des élevages non standards, des analyses *in situ* d'effluents et une estimation des quantités d'effluents produites sont nécessaires.

Coûts : C'est une méthode peu coûteuse, variant de 100 à environ 200 € d'équipement et d'analyse pour un élevage (hors coût de l'analyseur de gaz).

Partenaire référent

- Melynda Hassouna et Paul Robin, INRA, UMR SAS – Rennes, France
- Paul Ponchant, ITAVI – Ploufragan, France
- Elise Lorinquer, IDELE– Le Rheu, France
- Nadine Guingand, IFIP– Le Rheu, France

Références

- Guingand, N.; Lagadec, S.; Robin, P.; Hassouna, M.2010. A simplified method to assess greenhouse gas and ammonia emission factors of fattening pigs reared on fully slatted floor. ASABE Conference. Dallas (USA), 13-16th September, 2010, p. 10 p.
- Hassouna, M.; Robin, P.; Brachet, A.; Paillat, J.M.; Dollé, J.B., et al. 2010. Development and validation of a simplified method to quantify gaseous emissions from cattle buildings. XVIIth World Congress of the International Commission of Agricultural Engineering. Québec City, Canada, June 13-17, 2010, p. 1-10
- Ponchant, P.; Hassouna, M.; Aubert, C.; Robin, P.; Amand, G.2009. Application et validation d'une méthode de mesures simplifiées des gaz à effet de serre en bâtiment d'élevage avicoles. 8èmes Journées de la Recherche Avicole. St-Malo, France, 25-26 mars 2009, p. 100-104

Fiche 23 Utilisation de chambres statiques pour mesurer les émissions gazeuses de la litière, au stockage et des sols

Domaine d'application

Cette méthode s'applique pour la mesure des émissions de gaz à une échelle locale couvrant généralement des surfaces inférieures au m². Dans le domaine agricole et plus particulièrement pour l'élevage, les gaz mesurés avec ce type de dispositif sont les oxydes d'azote (NO, N₂O) le gaz carbonique (CO₂), le méthane (CH₄) ou encore certains composés organiques volatils (COV). Compte tenu de la forte affinité de l'ammoniac avec l'eau, cette méthode est peu employée pour ce gaz, on lui préfère des mesures de types chambres dynamiques (Fiche 24) ou micrométéorologiques (Fiches 26 à 31). Cette technique est principalement utilisée pour caractériser les flux gazeux après épandage de lisier ou fumier sur parcelle agricole mais elle peut être adaptée pour les émissions produites à partir des aires de stockage des déjections (fosse à lisier, lagune, tas de fumier) et dans les prairies pâturées.

Principe

Dans cette méthode, les flux surfaciques sont estimés à partir de la dynamique d'accumulation du gaz à l'intérieur d'une enceinte étanche placée à la surface de la source (dC/dt). La limite de détection dépend du ratio entre le volume (V) et la surface (A) de l'enceinte, de l'analyseur de gaz et du temps d'intégration. La détermination peut se faire sur une durée de quelques minutes à quelques heures. Pour un système parfaitement clos non perturbé la cinétique est linéaire durant le déploiement de la chambre et les flux gazeux (F) sont donc proportionnels à la pente d'accumulation (a) suivant l'équation:

$$F = \frac{V}{A} \frac{dC}{dt} = \frac{V}{A} a \quad (\text{éq. M23.1})$$

Cette méthode permet de mettre en évidence à la fois des émissions et des dépôts de gaz (flux négatifs). Suivant le type de sources étudiées pour tenir compte de la variabilité spatiale des flux, il est nécessaire de travailler avec des chambres de taille assez importante (surface au sol de quelque dizaines de dm²) et de multiplier le nombre de mesures pour avoir des valeurs représentatives des flux à l'échelle de la surface d'émissions

considérée. Bien que la méthode des chambres statiques soit une des techniques de mesure de flux les plus courantes pour laquelle il existe de nombreuses références méthodologiques (Hutchinson and Livingston, 2002; Livingston and Hutchinson, 1995; Mosier *et al.*, 1990), elle n'est pas standardisée. Les protocoles de mise en œuvre dépendent encore pour beaucoup du gaz, de l'origine de la source et des moyens analytiques employés (Rochette and Eriksen-Hamel, 2008).

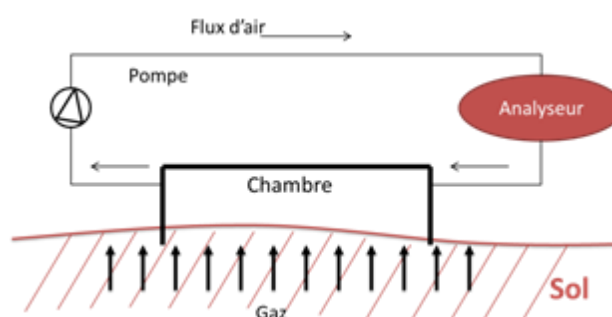


Figure M23.1. Schéma de chambre à recirculation en acquisition continue (dispositif breveté par l'INERIS – Polkryska and Tauzière, 1999)

Matériel nécessaire

Les figures M23.1 et M23.2 illustrent des modèles de chambres statiques: la première avec une analyse de gaz en ligne et la seconde avec un support d'échantillonnages 'instantané' ou 'intégratif' sur lits d'absorbants. La méthodologie sélectionnée dépendra du type d'analyseur de gaz employé. Dans le cas de l'analyse en ligne (Figure M23.1), les concentrations en GES (CH_4 , N_2O , CO_2) et certains hydrocarbures peuvent être détectées par spectrométrie Infrarouge (Fiche 10). La mesure des concentrations en NO , s'effectue généralement par chimiluminescence (Fiche 9). Mais la spectrométrie Infrarouge peut être aussi employée.

Dans le cas des systèmes avec support d'échantillonnage (Figure M23.2), les GES peuvent être également analysés par chromatographie en phase gazeuse (Fiche 8). Les échantillons gazeux sont stockés dans de petits tubes (quelques mL) mis préalablement sous vide (Fiche 5).

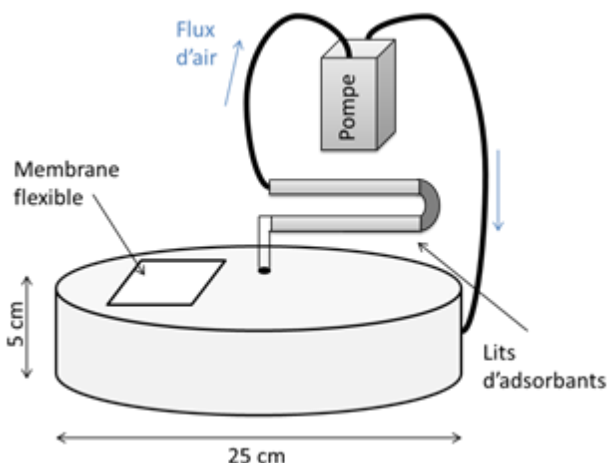


Figure M23.2. Chambre avec support d'échantillonnage pour mesure intégrative sur absorbants (Tillman *et al.*, 2003)

L'air circule sur une cartouche présentant différents lits d'absorbants pendant quelques minutes ou quelques heures. Une fois le prélèvement effectué, les composés sont extraits puis analysés.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

La méthode des chambres statiques est une méthode intrusive qui modifie les conditions d'émission à la surface du sol en modifiant notamment la turbulence, les fluctuations de pression et le gradient de concentration entre le sol et l'atmosphère (Matthias *et al.*, 1978). Les théories sur la diffusion des gaz montrent que l'augmentation à l'intérieur de la chambre durant son déploiement n'est pas linéaire. Certains modèles non linéaires ont d'ailleurs été proposés (Healy *et al.*, 1996). C'est pourquoi pour pallier à ces perturbations et continuer à utiliser une approximation linéaire, il est important de limiter le temps de la mesure, de s'assurer d'un bon mélange du gaz à l'intérieur de l'enceinte (ex : ventilateur, brassage avec seringue de prélèvement), d'enfoncer les enceintes dans le sol ou le substrat d'émissions afin d'assurer une étanchéité maximale en limitant les diffusions latérales, et d'utiliser un évent qui permet d'équilibrer la pression dans l'enceinte par rapport à l'extérieur.

Les critères de contrôle de la mesure peuvent être visuels et statistiques. Il est important de pouvoir visualiser l'évolution des concentrations au cours du temps afin de s'assurer de leur linéarité : le coefficient de détermination R^2 est un estimateur largement utilisé et la recherche du maximum de pente est également un critère qui peut être pris en compte. Le niveau de précision sur les flux est directement relié à celui de l'analyseur et des bonnes conditions de mesures (étanchéité, durée) mais dépend également de l'estimation du rapport V/A. On peut également définir un seuil de détection de la méthode. Il peut être évalué à partir du calcul de l'erreur sur la détermination de la pente. Il est inversement proportionnel à la racine du nombre de mesures ($1/\sqrt{n}$) et dépend de la sensibilité de l'analyseur et du rapport V/A. Afin de minimiser ce seuil un compromis est donc à trouver entre durée de

déploiement de la chambre, sensibilité de l'analyseur et hauteur de chambre. Cela requiert de l'expertise.

Intérêts et limites

Intérêts : La mise en œuvre de cette méthode est relativement aisée suivant la méthode d'analyse des concentrations. Contrairement à des méthodes de type chambre ouverte (dynamique) à l'origine de gradients de concentration faibles, elle ne nécessite pas d'analyseur de gaz présentant une forte sensibilité puisque les gaz sont accumulés dans la chambre pendant la période de mesure. C'est pour cette raison qu'elle est abondamment utilisée.

Limites : Contrairement aux méthodes micro-météorologiques, cette méthode est une méthode intrusive et qui ne permet pas d'estimer directement les émissions à l'échelle de la parcelle ou de la structure de stockage. Pour extrapoler spatialement, il s'agit de construire une stratégie d'échantillonnage à l'aide de plusieurs chambres, cohérente avec l'hétérogénéité spatiale des émissions. Pour des mesures en ligne, il faudra disposer d'une infrastructure plus ou moins complexe : alimentation 220, boîtier thermostaté... Pour avoir un suivi temporel fin, on pourra réaliser une automatisation et un multiplexage des chambres, la fermeture et l'ouverture des chambres se faisant à l'aide de vérins. Un automate prélèvera un échantillon de gaz qui sera stocké dans des sacs ou des tubes pour une analyse ultérieure (Fiche 5).

Coûts : Les coûts pourront donc être plus ou moins onéreux et la mise en œuvre plus ou moins compliquée selon les matériaux qui constituent la chambre et l'automatisation de l'ouverture et de la fermeture pour les prélèvements.

Partenaires Référents

Rédacteur de la fiche:

- Patricia Laville, INRA, UMR EGC – Thiverval-Grignon, France

Autres organismes référents: ITAVI, IDELE, CETIOM, Arvalis – Institut du Végétal

Références bibliographiques

- Healy, R.W.; Striegl, R.G.; Russell, T.F.; Hutchinson, G.L.; Livingston, G.P. 1996. Numerical evaluation of static-chamber measurements of soil-atmosphere gas exchange: Identification of physical processes. *Soil Science Society of America Journal*. 60 (3), 740-747
- Hutchinson, G.L.; Livingston, G.P. 2002. 4.5 Soil-Atmosphere Gas Exchange. *Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods.(methodsofsoilan4)*, 1159-1182
- Livingston, G.; Hutchinson, G. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error. In: Matson, P.A., Harris, R.C. (Eds.), *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water*. Blackwell Science pp. 14-51
- Matthias, A.D.; Yarger, D.N.; Weinbeck, R.S. 1978. A numerical evaluation of chamber methods for determining gas fluxes. *Geophysical Research Letters*. 5 (9), 765-768
- Mosier, A.R.; Mohanty, S.K.; Bhadrachalam, A.; Chakravorti, S.P. 1990. Evolution of dinitrogen and nitrous-oxide from the soil to the atmosphere through rice plants. *Biology and Fertility of Soils*. 9 (1), 61-67 10.1007/bf00335863

- Rochette, P.; Eriksen-Hamel, N.S. 2008. Chamber measurements of soil nitrous oxide flux: Are absolute values reliable? *Soil Science Society of America Journal*. 72 (2), 331-342
10.2136/sssaj2007.0215
- Tillman, F.D.; Choi, J.W.; Smith, J.A. 2003. A comparison of direct measurement and model simulation of total flux of volatile organic compounds from the subsurface to the atmosphere under natural field conditions. *Water Resources Research*. 39 (10), 1284
doi:10.1029/2003wr002098

Fiche 24 Enceintes dynamiques et tunnels de ventilation

Domaine d'application

La méthode des enceintes dynamiques, c'est-à-dire à circulation contrôlée d'air, contrairement aux chambres statiques, est généralement utilisée pour caractériser les émissions de composés réactifs comme l'ammoniac, les oxydes d'azote et les composés organiques volatils. Elle est aussi utilisée, dans une moindre mesure pour les autres composés gazeux. Elle s'applique à des mesures d'émissions aussi bien en laboratoire, dans des conditions souvent très contrôlées (Fiche 20), qu'en conditions *in situ*, pour caractériser les émissions au stockage ou à l'épandage des effluents.

La méthode des tunnels de ventilation (Lockyer, 1984) est parfois considérée comme une enceinte « très dynamique ». C'est un bon compromis entre la méthode des enceintes statiques (Fiche 23) et la méthode micrométéorologique IHF (Fiche 26). L'utilisation d'appareils relativement petits et portables, permet de faire des mesures *in situ* sur de petites surfaces expérimentales (de l'ordre du m²), avec une perturbation des conditions environnementales moins importantes qu'avec les enceintes statiques, grâce notamment à des conditions contrôlées (par exemple, la vitesse de vent est imposée). Il est ainsi possible de pratiquer des répétitions expérimentales, et de comparer plusieurs traitements entre eux en mettant en place plusieurs tunnels simultanément (Misselbrook *et al.*, 2005; Moal *et al.*, 1995; Parnaudeau *et al.*, 2009; Sommer *et al.*, 1991; Sommer and Olesen, 1991).

Principe (cas du tunnel de ventilation)

Le principe consiste à balayer une petite surface expérimentale avec un volume d'air contrôlé sous un tunnel recouvrant cette surface. Le débit d'air est imposé, il est fort et permet ainsi de simuler le vent, un des facteurs important explicatifs de la volatilisation. Le flux de volatilisation F_s ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) est déterminé grâce à l'équation de bilan de masse du composé suivi entre l'entrée et la sortie du tunnel :

$$F_s = q \times \frac{(C_s - C_e)}{A} \quad (\text{éq. M24.1})$$

où C_s et C_e ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) sont les concentrations du composé d'intérêt respectivement pour l'air sortant et pour l'air entrant du tunnel, q ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) le débit d'air imposé dans le tunnel et A (m^2) la surface couverte pour le tunnel. Dans cette approche, la composante turbulente du flux horizontal est négligée.

Matériel nécessaire (tunnels de ventilation pour l'ammoniac)

- La surface expérimentale : elle est variable suivant la source d'émissions étudiée allant de quelques m² (cas du stockage) à quelques ha (cas de l'épandage). Des modalités d'épandage peuvent également être suivies sur de petites échelles avec des surfaces en générale d'environ 2 m sur 0,5 m délimitées par des barres en aluminium en équerre et laissant apparente une surface d'étude d'1 m². Dans le cas de suivis à l'épandage, sur une surface de cette taille, il est important de réaliser un apport le plus uniforme possible, tout en reconstituant les discontinuités éventuelles liées aux doses d'application ou aux méthodes d'application.
- Le tunnel (Figure M24.1) : la couverture de surface d'étude est faite:
 - soit d'une plaque souple en polycarbonate qui n'absorbe qu'une faible partie du rayonnement solaire et qui ne réagit pas avec l'ammoniac, maintenue en

forme de U inversé sur le socle rectangulaire, la hauteur totale du tunnel étant d'environ 0,45 m

- soit d'une conduite en métal de section rectangulaire

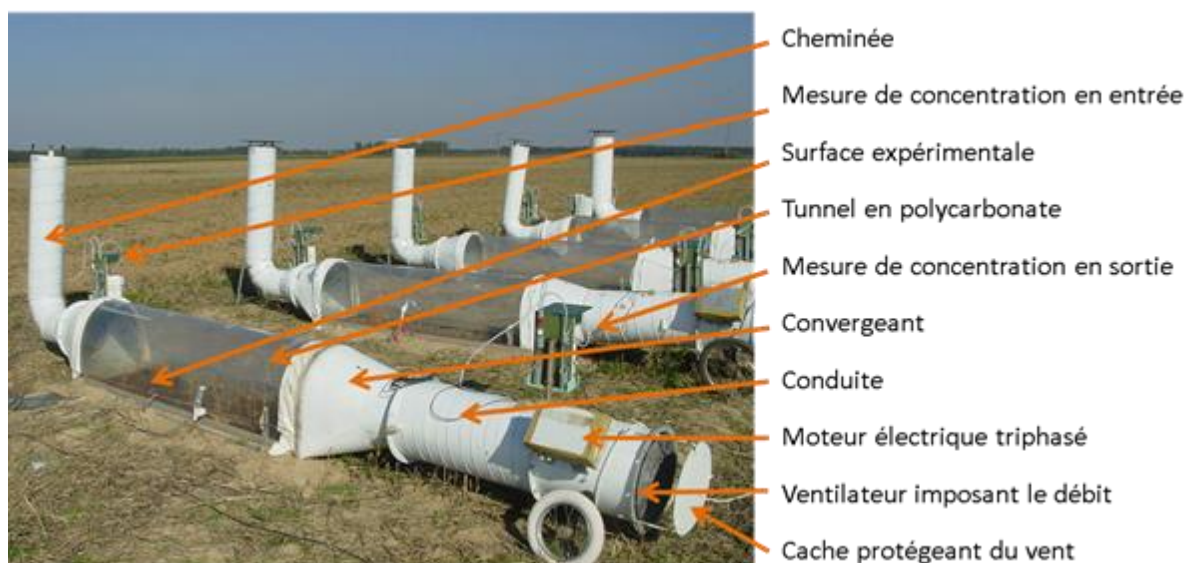


Figure M24.1. Ensemble de tunnels de ventilation utilisés pour la comparaison de traitements au champ

- La conduite (Figure M24.2) : elle est reliée au tunnel par un convergeant permettant de passer de la section en U inversé ou rectangulaire à la section cylindrique. La conduite est en acier galvanisé afin d'éviter que l'ammoniac ne soit adsorbé. C'est dans cette partie du tunnel qu'est



Figure M24.2. Coupe de la conduite

prévu l'emplacement des instruments de mesure des paramètres servant à calculer le flux : vitesse du vent (pour le calcul du débit) et concentration en ammoniac. Les travaux de Loubet *et al.* (1999a et 1999b) ayant montré que la position des capteurs pouvait impacter la qualité de la mesure du débit dans la conduite, il est préconisé d'aménager une veine ouverte de diamètre inférieur à celui de la conduite. La vitesse de vent est ainsi uniforme sur toute la section de la veine ouverte assurant une mesure réellement fiable de cette grandeur. D'autres dispositifs moins répandus incluent une chambre de mélange (Reitz *et al.*, 1998) ou un système en nid d'abeille (Moal, 1994).

Cette coupe fait apparaître la veine ouverte équipée de 3 capteurs de vitesse de vent, et en arrière, le système en patte d'oie pour le prélèvement de l'air en sortie de tunnel.

- Le capteur de vitesse de vent dans la conduite : une mesure continue est préconisée, avec des capteurs de type (i) fil chaud ou colonne chaude, moins fragile, (ii) moulinet, ces deux types de capteurs permettant la mesure en un point de la conduite, ou (iii)

aille de mesure avec systèmes de Pitot permettant une mesure intégratrice en plusieurs points de la section de la conduite.

- Le système de prélèvement de l'air pour la mesure de concentration : les travaux de Loubet *et al.* (1999a; 1999b) ont aussi montré que la mesure de la concentration en ammoniac par un prélèvement en un point unique au centre de la conduite pouvait conduire à une sous-estimation des flux. Il est donc préconisé d'utiliser un système de prélèvement ayant plusieurs branches (3 ou 4) explorant plusieurs directions dans la section de la conduite, avec des points de prélèvement répartis de manière à représenter une moyenne des concentrations sur l'ensemble de la section de la conduite (Figure M24.2).
- Le ventilateur : le moteur qui entraîne le ventilateur est un moteur électrique triphasé suffisamment puissant pour résister au vent extérieur. Les caractéristiques du moteur, combinées à celle de la conduite donnent un débit de d'ordre de $0,5-1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ selon la fréquence sélectionnée et sans pertes de charges, permettant de reconstituer des vitesses de vent moyennes sous le tunnel de l'ordre du mètre par seconde, réalistes des conditions moyennes rencontrées à proximité de la surface du sol. Dans certains cas, des caches en forme de disque sont en plus positionnés à une dizaine de centimètres de la sortie des tunnels pour éviter que le vent extérieur perturbe l'écoulement imposé par le ventilateur.
- La cheminée : dans un environnement chargé en ammoniac du fait des applications d'effluents animaux, il est préconisé de prélever l'air qui balaye la surface expérimentale via une cheminée à une hauteur d'environ 1,50 m placée en entrée des tunnels. Ceci garantit un air en entrée subissant peu d'influence de la surface avec des concentrations en ammoniac basses et homogènes d'un tunnel à l'autre. Les cheminées sont, comme la conduite, en acier galvanisé et de préférence de même diamètre pour éviter des pertes de charge supplémentaires. Elles sont aussi reliées au tunnel par un convergeant.

Dans le cas de suivis au stockage d'effluents liquides, des systèmes permettant au dispositif de flotter sont ajoutés.

Mise en œuvre

Malgré la portabilité des systèmes, la mise en œuvre de cette méthode peut s'avérer relativement lourde: pour une utilisation au champ, il est indispensable d'avoir une source de courant 220V. Au stockage, il est plus aisé de se trouver à proximité d'une source de courant. Pour pouvoir intégrer les effets de pluies ou de travaux culturaux à la parcelle, il est nécessaire soit de les reproduire manuellement sous les tunnels, avec le risque de ne pas le faire comme sur la parcelle agricole, soit de déplacer les tunnels sur la surface d'émissions régulièrement. En outre, il est classique que des mesures complémentaires soient associées au suivi de flux pour mieux les interpréter (température et humidité de surface, rayonnement incident...).

Les mesures de concentration peuvent être réalisées avec des analyseurs en ligne comme la spectroscopie infrarouge (Fiche 10) ou des barboteurs (Fiche 3), qui permettent la mesure simultanée en plusieurs points sur des périodes intégratrices allant de quelques heures (juste après l'épandage par exemple), quelques jours (pour des périodes suivant l'épandage pendant lesquelles les flux attendus sont plus faibles), à quelques semaines ou mois (cas de suivis au stockage des effluents).

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Le positionnement des tunnels directement sur les surfaces d'émission peut conduire à prendre en considération un effet important de l'hétérogénéité de l'apport: il est alors préconisé de multiplier les tunnels pour évaluer le flux. Misselbrook *et al.*, (2005) ont caractérisé la répétabilité de la mesure des émissions d'ammoniac à l'épandage en utilisant 3 tunnels de ventilation par traitement: dans leurs conditions, les coefficients de variations étaient compris entre 29 et 74% selon le type d'effluent épandu, la variabilité la moins forte étant observée pour des produits plus humides. Plusieurs études expérimentales ont permis de mesurer les rendements (taux de recouvrement entre pertes constatées et émissions mesurées) de différents types de tunnels de ventilation (Christensen and Sommer, 1989; Dütthmann, 2002; Reitz and Kutzbach, 1998; vanderWeerden *et al.*, 1996): ils sont compris entre 70 et 100% sans qu'il soit possible d'appliquer un taux de correction systématique.

La plus grande source d'incertitude dans la mesure des flux avec les tunnels de ventilation réside dans la mesure du débit de l'air, ce qui a été mis en évidence par les travaux de Loubet *et al.*, (1999a; 1999b). Un soin tout particulier devrait y être apporté, ce qui n'est pas toujours le cas, car non seulement ce débit impacte directement et très fortement la mesure, mais en plus il a un effet sur les émissions elles-mêmes étant donné l'influence de la vitesse d'air sur les émissions de NH_3 .

Intérêts et limites

Intérêts : Les méthodes des enceintes dynamiques permettent de détecter des flux très faibles. L'intérêt des tunnels est la facilité de mise en place. Utilisées à l'épandage sur des sections expérimentales, ils permettent par les répétitions nécessaires à l'étude de l'influence des facteurs sur les émissions. De plus cette méthode permet de contrôler assez correctement certains paramètres environnementaux.

Limites : Les limites principales de l'utilisation de tunnel de ventilation sont liées aux modifications des conditions expérimentales qu'elles induisent. En effet les températures de l'air à l'intérieur du tunnel, ainsi que celle de la surface de lisier ou du fumier recouvert, et celle du sol à l'intérieur du tunnel sont en moyenne plus élevées que celles des surfaces non couvertes (pour l'épandage : près de 1,5°C de différence pour la température du sol et 1°C pour celle de l'air en raison d'un léger effet de serre, réduit grâce à la ventilation). De plus, pour une utilisation au champ, les précipitations ne participent pas au bilan hydrique des surfaces étudiées sous le tunnel de ventilation, à moins de déplacer les tunnels. Ce n'est pas le cas pour le stockage de lisier : l'eau de pluie s'ajoute au lisier stocké. Enfin, les vitesses de vent dans le tunnel ne sont pas identiques aux vitesses qui caractérisent, la surface de lisier, celle de l'andain de fumier, ou l'ensemble de la parcelle. Genermont and Cellier (1997) ont en outre montré que des flux plus élevés étaient obtenus pour des parcelles de petites tailles en raison d'un effet dit « oasis »⁹. Dans le même ordre d'idée, les tunnels de ventilation donnent des résultats plus proches de ceux des surfaces d'émissions lorsque les vitesses de vent imposées sous les tunnels sont les mêmes que celles mesurées en extérieur (Ryden and Lockyer, 1985), mais ils ne sont jamais utilisés dans cette configuration. En conclusion, c'est une méthode adaptée aux comparaisons de traitements

⁹ L'effet d'oasis est lié à l'environnement de la parcelle étudiée. Une même parcelle située dans un environnement fortement émetteur ou peu émetteur, donnera des émissions différentes en raison des différences de gradient de concentrations entre l'atmosphère et le sol. Plus la surface de la source étudiée est importante, moins cet effet est important.

expérimentaux différents. Pour la mesure de facteurs d'émissions gazeuses, il faut *a minima* mesurer les conditions d'émissions sous le tunnel et sur les surfaces découvertes (température, vitesse d'air) pour interpréter la représentativité des mesures d'émissions gazeuses réalisées. Une comparaison des émissions gazeuses mesurées avec les pertes N et C des bilans massiques des effluents est également utile sur ce plan, notamment pour une application de la méthode au stockage des effluents. En cas de divergences importantes, il est difficile d'extrapoler les mesures faites en tunnel à la parcelle agricole.

Partenaires Référents

Rédacteur de la fiche :

- Sophie Générmont, INRA, UMR EGC – Thiverval Grignon, France

Autres organismes référents: INRA, IFIP, IRSTEA

Références bibliographiques

- Christensen, B.T.; Sommer, S.G. 1989. Volatilization of ammonia from fertilizers and manure: Methodology and loss of ammonia from urea and urea-ammonium-nitrate. *Tidsskrift for Planteavl.* 93, 177-190
- Düthmann, D. 2002. Determination of the recovery rate of the wind-tunnels used at INRA for ammonia volatilization measurements. INRA - UMR EGC Centre Versailles-Grignon. 25 p.
- Générmont, S.; Cellier, P. 1997. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology.* 88 (1-4), 145-167
10.1016/s0168-1923(97)00044-0
- Lockyer, D.R. 1984. A system for the measurement in the field of losses of ammonia through volatilization. *Journal of the Science of Food and Agriculture.* 35 (8), 837-848
10.1002/jsfa.2740350805
- Loubet, B.; Cellier, P.; Flura, D.; Générmont, S. 1999a. An evaluation of the wind-tunnel technique for estimating ammonia volatilization from land: Part 1. Analysis and improvement of accuracy. *Journal of Agricultural Engineering Research.* 72 (1), 71-81
10.1006/jaer.1998.0348
- Loubet, B.; Cellier, P.; Générmont, S.; Flura, D. 1999b. An evaluation of the wind-tunnel technique for estimating ammonia volatilization from land: Part 2. Influence of the tunnel on transfer processes. *Journal of Agricultural Engineering Research.* 72 (1), 83-92
10.1006/jaer.1998.0349
- Misselbrook, T.H.; Nicholson, F.A.; Chambers, B.J.; Johnson, R.A. 2005. Measuring ammonia emissions from land applied manure: an intercomparison of commonly used samplers and techniques. *Environmental Pollution.* 135 (3), 389-397
10.1016/j.envpol.2004.11.012
- Moal, J.F. 1994. Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage: quantification et étude des facteurs d'influence. Cemagref, Equipement pour l'eau et l'environnement, Université de Perpignan, p. 230 p.
- Moal, J.F.; Martinez, J.; Guiziou, F.; Coste, C.M. 1995. Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. *Journal of Agricultural Science.* 125, 245-252
- Parnaudeau, V.; Générmont, S.; Henault, C.; Farrugia, A.; Robert, P., et al. 2009. Measured and Simulated Nitrogen Fluxes after Field Application of Food-Processing and

- Municipal Organic Wastes. *Journal of Environmental Quality*. 38 (1), 268-280
10.2134/jeq2007.0486
- Reitz, P.; Kutzbach, H.D.; Martinez, J., Maudet, M.N. 1998. Influence of slurry pretreatments and application techniques on ammonia emissions after landspreading of slurry on grassland. In: Martinez, J., Maudet, M.N. (Eds.). RAMIRAN 98 Actes de la 8ème Conférence du Réseau FAO, Cemagref éditions. Rennes, France, 26-29 May 1998, p. 247-255
- Ryden, J.C.; Lockyer, D.R. 1985. Evaluation of a system of wind tunnels for field studies of ammonia loss from grassland through volatilization. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 36 (9), 781-788 10.1002/jsfa.2740360904
- Sommer, S.G.; Olesen, J.E.; Christensen, B.T. 1991. Effects of temperature, wind-speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Science*. 117, 91-100
- Sommer, S.G.; Olesen, J.E. 1991. Effects of dry-matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. *Journal of Environmental Quality*. 20 (3), 679-683
- vanderWeerden, T.J.; Moal, J.F.; Martinez, J.; Pain, B.F.; Guiziu, F. 1996. Evaluation of the wind-tunnel method for measurement of ammonia volatilization from land. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 64 (1), 11-13 10.1006/jaer.1996.0041

Fiche 25 Estimation des pertes gazeuses de N à l'épandage par le bilan ¹⁵N

Domaine d'application

L'approche isotopique ¹⁵N (l'isotope de l'azote dont le noyau est constitué de 7 protons et de 8 neutrons) peut être utilisée pour estimer les pertes d'azote d'un produit organique, après épandage sur un sol. En effet, il est relativement facile d'enrichir la fraction ammoniacale d'effluents liquides tels que des lisiers, par incorporation dans l'effluent d'une solution azotée minérale fortement enrichie en ¹⁵N. Les pertes totales en N, sous forme gazeuse ou par lixiviation, peuvent être alors simplement estimées par le bilan massique du traceur ¹⁵N réalisé sur les compartiments sol et plante.

Cette approche peut être aussi utilisée pour suivre les flux provenant des différents compartiments du sol (Mary *et al.*, 1998) et pour marquer la partie organique des effluents en nourrissant les animaux avec des aliments enrichis (Chantigny *et al.*, 2004). Nous nous limitons ici à la présentation du marquage isotopique ¹⁵N de la forme ammoniacale d'un effluent liquide et à la quantification des pertes par la mesure du défaut de bilan ¹⁵N.

Principe

La forme ammoniacale de l'effluent est enrichie en ¹⁵N par l'addition d'une solution azotée minérale (sulfate d'ammonium par exemple) très fortement enrichie en ¹⁵N. Les quantités d'azote apportées par la solution minérale doivent être les plus faibles possibles, pour ne pas modifier notablement la teneur en azote ammoniacal de l'effluent initial.

L'azote ammoniacal de l'effluent est impliqué dans les différents processus du cycle de l'azote (nitrification, dénitrification, organisation microbienne, adsorption, volatilisation ammoniacale et absorption par des végétaux). Le marquage ¹⁵N permet de quantifier le devenir de cet azote ammoniacal dans les compartiments sol et plante, qui sont:

- les 2 formes minérales, ammoniacales et nitriques, de l'azote du sol
- les formes d'azote liées au sol, sous forme adsorbée ou sous forme microbienne
- l'azote absorbé par la plante, dans les parties aériennes et racinaires

Le bilan massique du traceur (en g ¹⁵N.m⁻²) réalisé sur ces compartiments conduit à calculer le recouvrement du traceur, égal au rapport entre la quantité recouvrée et la quantité initialement apportée. Le défaut de bilan correspond aux sorties de N et ¹⁵N du système sol-plante dues aux pertes gazeuses, sous réserve qu'il n'y ait pas eu de pertes par lixiviation en dehors du système étudié.

Matériel

- Solution azotée enrichie en ¹⁵N
- Tarière pour prélever les échantillons de sol
- Solution de chlorure de potassium (KCl)
- Etuve pour sécher les échantillons végétaux
- Analyseur en colorimétrie pour les teneurs en N ammoniacal et nitrique
- Analyseur élémentaire Carbone Azote
- Spectromètre de masse isotopique

Mise en œuvre

Compte tenu du coût élevé du marquage, cette méthode ne peut être mise en œuvre que sur de petites parcelles expérimentales, de l'ordre de la dizaine de m² (Morvan, 1999).

Marquage

La dilution la plus forte du traceur se produit dans le compartiment d'azote organique du sol. Le niveau initial d'enrichissement de l'effluent est donc calculé par rapport à ce compartiment, pour obtenir un marquage permettant d'obtenir une bonne précision de la mesure de l'excès isotopique de ce compartiment. Un effluent enrichi d'excès isotopique initial de 2 à 3 % est généralement suffisant pour obéir à cette contrainte.

Echantillonnage du sol

L'échantillonnage du sol à la tarière doit donc être suffisamment dense pour intégrer l'hétérogénéité spatiale de l'effluent et du traceur ¹⁵N, car il est impossible de réaliser un apport de produit organique uniformément réparti à la surface du sol: il n'existe pas de matériel permettant de réaliser un épandage parfaitement uniforme, et la diffusion des produits liquides à la surface du sol lors de l'épandage conduit à une forte hétérogénéité locale de l'effluent en fonction du micro relief. Pour intégrer cette forte hétérogénéité spatiale de l'effluent à la surface du sol, l'échantillonnage du sol repose sur la réalisation: i) de composites (un échantillon moyen est constitué du mélange de 7 à 10 sondages) et ii) de plusieurs échantillons composites par parcelle expérimentale. Une pression d'échantillonnage de 20 à 30 sondages par parcelle élémentaire (une vingtaine de m²) est ainsi nécessaire pour obtenir une précision correcte du bilan ¹⁵N.

Préparation des échantillons

La préparation des échantillons de sol est longue et complexe:

- L'extraction de l'azote minéral sous forme ammoniacale et nitrique est réalisée par agitation dans une solution normale de chlorure de potassium (KCl). Les teneurs en N ammoniacal et nitrique sont mesurées en colorimétrie par un analyseur en flux continu. La mesure des excès isotopiques se fera après traitement de l'échantillon par microdiffusion à froid, décrit en détail par Fillery and Recous (2001). Le principe repose sur une extraction séquentielle de l'azote, avec une 1^{ère} extraction de l'azote ammoniacal par déplacement de la forme en solution vers la forme gazeuse. L'ammoniac est piégé sur un papier filtre imbibé d'acide, suivi d'une extraction de l'azote nitrique, transformé en azote ammoniacal par réduction avec l'alliage de Devarda, puis déplacé vers la forme gazeuse et piégé sur papier filtre comme précédemment.
- L'excès isotopique ¹⁵N de l'azote organique du sol doit être mesuré sur un échantillon de sol débarrassé de toute trace d'azote minéral par 3 extractions successives au KCl. L'échantillon est ensuite séché à 70°C et finement broyé, puis analysé en analyse élémentaire C et N et spectrométrie de masse.
- L'excès isotopique des parties aériennes et racinaires des végétaux est mesuré sur un échantillon séché et finement broyé.

Mesures isotopiques

Les mesures isotopiques sont faites par un spectromètre de masse couplé à un analyseur élémentaire. L'appareil mesure l'abondance isotopique (A en %) de l'échantillon. L'excès

isotopique E (en %) correspond à la différence de teneur en ^{15}N entre l'échantillon traité et un échantillon témoin. C'est cette mesure sur l'ensemble des compartiments sol-plante qui permettra de calculer le défaut de bilan ^{15}N .

Éléments de validation et sources d'incertitudes

L'erreur standard sur le bilan ^{15}N mesurée par Morvan (1999) sur 6 essais varie de 1,8 à et 6,2 %, pour une valeur moyenne de 3%, ce qui conduit à calculer un intervalle de confiance moyen de 12,9 %, à la probabilité de 95 %, pour des essais comportant 3 répétitions. Cela implique que l'erreur sur le bilan peut être du même ordre de grandeur que les flux gazeux que l'on cherche à estimer, lorsque les émissions gazeuses sont modérées ou que les différences de flux lorsque l'on compare deux traitements. Dans le cas d'essais avec végétal, les quantités de N et ^{15}N absorbées par le système racinaire constituent un terme difficile à estimer en raison de la difficulté de prélèvement des racines et des pertes de petites racines se produisant lors de la séparation par tamisage sous eau des racines et du sol.

Intérêt et limites

Intérêts : L'intérêt principal du marquage isotopique ^{15}N est de permettre la quantification des flux de N liés aux processus de nitrification, d'organisation microbienne, d'adsorption sur les colloïdes du sol et d'absorption de N par les végétaux, et donc d'analyser les phénomènes de concurrence qui peuvent se produire entre ces processus et les émissions gazeuses.

Limites : Cette méthode ne permet qu'une approche globale des émissions gazeuses, et ne renseigne donc pas sur leur nature (NH_3 , NO_x , N_2O , N_2) ni leur origine : volatilisation, dénitrification... Son coût et sa lourdeur de mise en œuvre, à la fois en termes de prélèvements et d'analyses, limitent le nombre de points de mesure réalisables. Contrairement aux méthodes fondées sur la mesure directe des émissions gazeuses, elle ne permet pas une caractérisation fine de la dynamique des émissions.

Partenaires référents

Rédacteur de la fiche :

- Thierry Morvan, INRA, UMR SAS – Quimper, France

Bibliographie

- Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; Morvan, T.; Pomar, C. 2004. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with (^{15}N) . *Soil Science Society of America Journal*. 68 (2), 637-643
- Fillery, I.R.P.; Recous, S. 2001. Use of enriched (^{15}N) sources to study soil N transformations. In: Unkovich, M., Pate, J., et al. (Eds.), *Stable Isotope Techniques in the Study of Biological Processes and Functioning of Ecosystems*. Current Plant Science and Biotechnology in Agriculture, Vol.40 pp. 167-194.<Go to ISI>://WOS:000173542900009
- Mary, B.; Recous, S.; Robin, D. 1998. A model for calculating nitrogen fluxes in soil using N-15 tracing. *Soil Biology & Biochemistry*. 30 (14), 1963-1979 10.1016/s0038-0717(98)00068-6
- Morvan, T. 1999. Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier. INRA Rennes - UMR Sol Agro et hydrosystème Spatialisation. Thèse de doctorat, Paris VI, p. 146 p.

Fiche 26 Mesure surfaciques des émissions gazeuses par les méthodes du bilan de masse et du flux horizontal intégré (Integrated Horizontal Flux, IHF)

Domaine d'application

La méthode du flux horizontal intégré ou IHF (de l'anglais « Integrated Horizontal Flux ») est un cas particulier de la méthode du bilan de masse. Elle est adaptée pour mesurer des émissions sur des sources circulaires d'un à deux dizaines de mètres de rayon. La méthode IHF a essentiellement été utilisée pour la mesure de la volatilisation d'ammoniac après application d'engrais organique au champ (Yague and Bosch-Serra, 2013) ou depuis les lieux de stockage (Sommer *et al.*, 2004), ainsi qu'après application d'urée (Pacholski *et al.*, 2008). Une autre application de la méthode est la mesure des émissions entériques de méthane par les troupeaux (McGinn, 2013), ainsi que les émissions de méthane et de N₂O par les fosses de stockage de lisier (Sommer *et al.*, 2004) et les décharges (McBain *et al.*, 2005). La méthode peut toutefois s'appliquer également à l'étude des émissions de pesticides (Yates *et al.*, 2008). Elle a beaucoup été utilisée pour comparer différentes pratiques d'application d'azote dans le but de limiter les pertes d'ammoniac (Yague and Bosch-Serra, 2013).

Principe

La méthode consiste à faire un « bilan de masse », c'est-à-dire mesurer la quantité de composé qui rentre et qui sort d'un volume d'air situé au-dessus de la surface étudiée (Figure M26.1): la différence entre le flux entrant (F_e) et le flux sortant (F_s) du volume de contrôle est égale au flux émis par la surface (S). Le flux au sommet du volume de contrôle F_p est négligé. Le flux horizontal $F_c^H(z)$ moyen d'un composé de concentration $C(z)$ à une hauteur donnée z est égal au produit de la concentration par la vitesse du vent à cette hauteur $U(z)$, ce qui en prenant la moyenne, donne:

$$F_c^H(z) = \overline{C(z) \cdot U(z)} = \bar{C}(z) \cdot \bar{U}(z) + \overline{u'c'}(z) \quad (\text{éq. M26.1})$$

où l'on voit apparaître un terme qui est le produit de la concentration moyenne $\bar{C}(z)$ par la vitesse moyenne $\bar{U}(z)$ et un terme $\overline{u'c'}(z)$ qui est le flux turbulent horizontal. Les barres dénotent l'application d'une moyenne temporelle, les apostrophes une déviation instantanée par rapport à la moyenne.

En faisant l'hypothèse que ce terme turbulent est négligeable on peut mesurer un flux horizontal avec un capteur de concentration moyenne et un anémomètre. Pour estimer le « flux horizontal intégré » ou IHF, il faut répéter la mesure à plusieurs hauteurs.

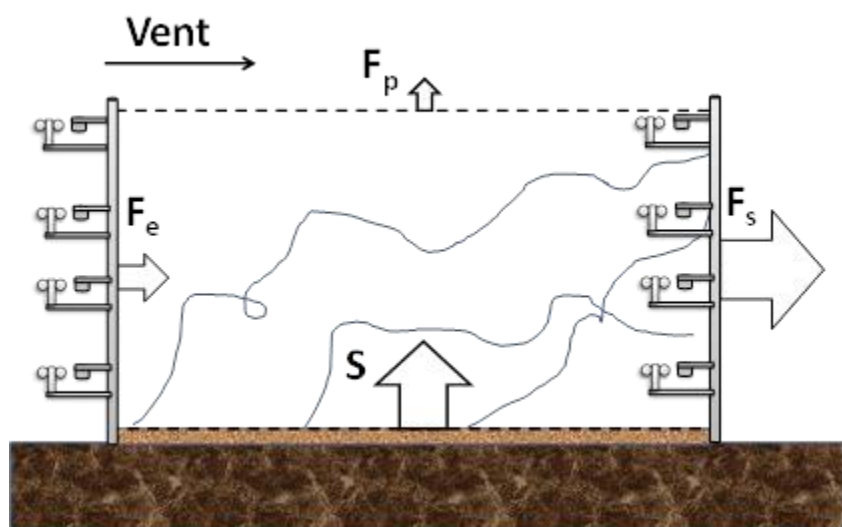
$$F_c^{0 \rightarrow \infty} = \overline{\int_0^{\infty} \bar{C}(z) \cdot \bar{U}(z) dz} \sim \int_0^{z_{max}} \bar{C}(z) \cdot \bar{U}(z) dz \quad (\text{éq. M26.2})$$

Comme il n'est pas possible et pas utile de mesurer trop en hauteur, on fixe une hauteur maximale z_{max} au-dessus de laquelle on estime que le flux est négligeable (c'est la hauteur de la couche limite interne soit environ 1/3 du rayon du champ). Il existe plusieurs façons d'estimer l'intégrale, soit directement comme une somme, soit par approximation préalable des profils de concentration ou de flux (spline, logarithme, exponentielle, ...).

Plusieurs variantes de la méthode IHF ont été développées. En général, des parcelles circulaires sont utilisées pour des raisons pratiques. Elles permettent de ne mesurer que le flux horizontal intégré au centre quelle que soit la direction du vent. Le flux entrant étant estimé à partir d'une estimation de la concentration de fond (mesures éloignées de la parcelle traitée), en faisant l'hypothèse d'un profil vertical de concentration homogène dans l'équation (éq. M26.2). Wilson and Shum (1992) ont montré que le cas d'une parcelle circulaire de rayon R était équivalent à une bande infini de largeur R pour des rayons supérieurs à 20 m et des conditions suffisamment ventées. L'utilisation de capteurs passifs mesurant directement le flux horizontal ont également été développés pour l'ammoniac (Sommer *et al.*, 1996).

Matériel nécessaire

La mesure par IHF nécessite une parcelle circulaire d'environ 20 m de diamètre et au moins 4 capteurs de concentration et 3 anémomètres: 1 capteur de concentration de fond localisé à plus de 100m (en amont de la parcelle si possible) et trois placés au centre de la parcelle à trois hauteurs espacées géométriquement en compagnie d'un anémomètre. Il est intéressant de placer trois capteurs de concentration de fond en cas de direction du vent variable. Les capteurs de gaz peuvent être du type barboteurs (Fiche 3), denuders actifs (Fiche 2) ou capteurs à diffusion passifs (Fiche 1) et capteur passif de flux. Il est également possible d'utiliser des capteurs rapides intégrateurs comme le DOAS (Fiche 11), ou un dispositif identique à la méthode du gradient aérodynamique (Fiche 28). Une centrale d'acquisition sera nécessaire pour acquérir les données.



S est le terme source que l'on cherche à mesurer (émission de la parcelle), F_e est le flux entrant dans le volume de contrôle (matérialisé par les pointillés) et F_s est le flux sortant. F_p est le flux non mesuré qui entrant ou sortant par le sommet du volume de contrôle. Deux mâts permettant de mesurer le flux entrant et sortant sont schématisés (constitués d'un anémomètre et d'un capteur de concentration du composé à plusieurs hauteurs).

Figure M26.1. Illustration de la méthode IHF

Mise en œuvre

Pour mettre en œuvre la méthode, la plus grande charge de travail est de préparer les capteurs de concentration s'il s'agit de capteurs de type denuders ou badges. Il faudra veiller à bien délimiter la zone source et à positionner le ou les mâts de fond (pour la mesure des concentrations de fond) de façon adéquate. On pourra se référer à Wilson and Shum (1992) pour la mise en œuvre.

Eléments de validation et sources d'incertitudes

Wilson and Shum (1992) ont comparé cette méthode à un modèle lagrangien stochastique et évalué que la méthode était valide à 20% près. La méthode IHF a montré une tendance à surestimer les émissions d'ammoniac, comparée à la nouvelle méthode de référence qu'est la méthode de modélisation inverse (30), que ce soit pour la volatilisation depuis les lieux de stockage (Sommer *et al.*, 2004) ou après applications au champ (Sintermann *et al.*, 2012). Cette surestimation proviendrait du flux turbulent horizontal et latéral (négligé dans l'équation M26.1) et de l'effet « oasis¹⁰ » qui favorise l'émission (Sintermann *et al.*, 2012).

Intérêts et limites

Intérêts :

- une mise en œuvre relativement simple selon les capteurs utilisés
- l'obtention des flux représentatifs des conditions réelles (contrairement aux tunnels de ventilation)
- la possibilité d'utiliser des parcelles de petites tailles (10 à 20 m de diamètre) et donc de comparer plusieurs traitements. C'est pour cette raison que la méthode a été très utilisée dans les années 1990.

Limites : La méthode IHF est toutefois remise en cause aujourd'hui car elle est suspectée de surestimer les émissions, du fait du terme de flux horizontal turbulent, et à cause de « l'effet oasis » qu'elle génère (Sintermann *et al.*, 2012). Par ailleurs la limitation de cette méthode réside dans le nombre de points de mesure sur la hauteur du mat qui est parfois un peu trop faible pour estimer correctement l'intégrale verticale. Cette méthode tend à être remplacée par la méthode de modélisation inverse mieux établie et qui requiert moins de points de mesures (Fiche 30).

Coût : Le coût de cette méthode dépend du type de capteur de concentration qui est utilisé (barboteurs, badges, analyseurs plus ou moins onéreux). Le coût fixe réside dans la station de mesure micrométéorologique qui comporte soit un anémomètre ultrasonique à 3 dimensions (2 000 à 3 000 € d'investissement, pas de fonctionnement), soit 3 anémomètres à 2 dimensions et le système d'acquisition (1 000 à 3 000 € d'investissement, fonctionnement minime). La méthode requiert au minimum 4 localisations de mesures de la concentration et s'il s'agit de capteurs intégratifs (barboteurs ou badges), au minimum 6 périodes de mesure. Si le dispositif est basé sur un analyseur de gaz, il est nécessaire de disposer d'un boîtier de 4 électrovannes (1 000 à 2 000 €).

Partenaires Référents

Rédacteur de la fiche :

- Benjamin Loubet, INRA, UMR EGC – Thiverval-Grignon, France

¹⁰ L'effet d'oasis est lié à l'environnement de la parcelle étudiée. Une même parcelle située dans un environnement fortement émetteur ou peu émetteur, donnera des émissions différentes en raison des différences de gradient de concentrations entre l'atmosphère et le sol. Plus la surface de la source étudiée est importante, moins cet effet est important.

Références bibliographiques

- McBain, M.C.; Warland, J.S.; McBride, R.A.; Wagner-Riddle, C. 2005. Micrometeorological measurements of N₂O and CH₄ emissions from a municipal solid waste landfill. *Waste Management & Research*. 23 (5), 409-419 10.1177/0734242x05057253
- McGinn, S.M. 2013. Developments in micrometeorological methods for methane measurements. *Animal*. 7, 386-393 10.1017/s1751731113000657
- Pacholski, A.; Cai, G.-X.; Fan, X.-H.; Ding, H.; Chen, D., et al. 2008. Comparison of different methods for the measurement of ammonia volatilization after urea application in Henan Province, China. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 171 (3), 361-369 10.1002/jpln.200625195
- Sintermann, J.; Neftel, A.; Ammann, C.; Haeni, C.; Hensen, A., et al. 2012. Are ammonia emissions from field-applied slurry substantially over-estimated in European emission inventories? *Biogeosciences*. 9 (5), 1611-1632 10.5194/bg-9-1611-2012
- 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*. 38 (28), 4643-4652 10.1016/j.atmosenv.2004.05.014
- Sommer, S.G.; Sibbesen, E.; Nielsen, T.; Schjorring, J.K.; Olesen, J.E. 1996. A passive flux sampler for measuring ammonia volatilization from manure storage facilities. *Journal of Environmental Quality*. 25 (2), 241-247
- Wilson, J.D.; Shum, W.K.N. 1992. A reexamination of the integrated horizontal flux method for estimating volatilization from circular plots. *Agricultural and Forest Meteorology*. 57 (4), 281-295 10.1016/0168-1923(92)90124-m
- Yague, M.R.; Bosch-Serra, A.D. 2013. Slurry field management and ammonia emissions under Mediterranean conditions. *Soil Use and Management*. 29 (3), 397-400 10.1111/sum.12061
- Yates, S.R.; Knuteson, J.; Ernst, F.F.; Zheng, W.; Wang, Q. 2008. Effect of Sequential Surface Irrigations on Field-Scale Emissions of 1,3-Dichloropropene. *Environmental Science & Technology*. 42 (23), 8753-8758 10.1021/es800675t

Fiche 27 Mesure surfacique des émissions gazeuses par la méthode des profils périmétriques

Domaine d'application

La méthode des profils périmétriques présente des similarités avec la méthode IHF (Fiche 26) et est basée sur le principe du bilan de masse (Fiche 21). Elle est applicable sur des parcelles par le biais de mesures en périphérie de la parcelle. Elle fait peu d'hypothèses sur l'homogénéité des flux et est donc applicable à une large gamme de situations. Elle peut être appliquée sur des parcelles de forme géométrique simple (rectangle) ou des bâtiments.

Principe

La méthode des profils périmétriques consiste à faire un « bilan de masse », c'est-à-dire mesurer la quantité de composé qui rentre et qui sort dans l'écoulement d'air au-dessus de la source étudiée: la différence entre les flux entrant (F_e) et les flux sortant (F_s) du volume de contrôle est égale au flux émis par la surface (S). Cette méthode utilise généralement quatre mâts à la périphérie d'une source diffuse (Denmead *et al.*, 1998). On peut mesurer de manière continue (analyseur en ligne) ou sur des intervalles longs avec des

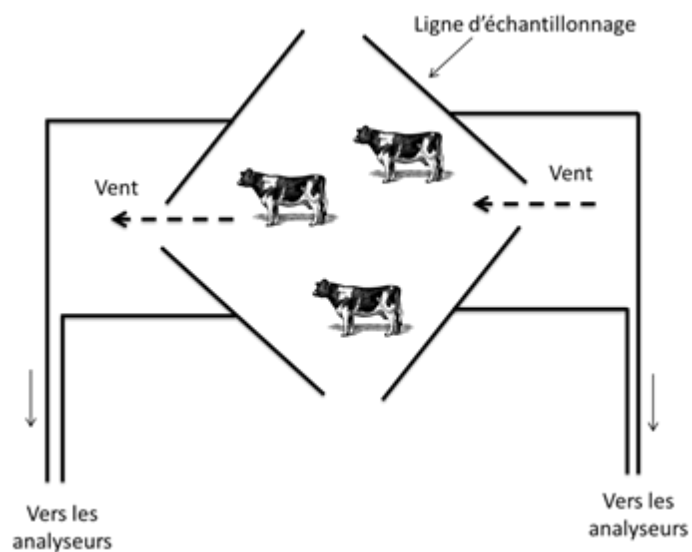


Figure M27.1. Schéma de principe de la méthode des profils périmétriques d'après Hu *et al.*, (2014)

capteurs intégrant la mesure dans le temps (par ex. barboteurs, tubes de Ferm). Le flux horizontal est estimé de la même manière que pour la méthode IHF par le produit de la vitesse du vent par la concentration, intégré sur la hauteur de la couche limite se développant sur la surface (typiquement 10% de la longueur de la parcelle).

Schojoerring *et al.*, (1992) ont proposé une méthode simplifiée utilisant des capteurs passifs donnant directement le produit de la vitesse du vent par la concentration. Des échantillonneurs de flux conçus sur la base des tubes à diffusion de (Ferm, 1991) sont montés par paires sur des mâts entourant un secteur expérimental circulaire. Les différences de flux horizontaux de chaque paire de tubes, l'un pointé vers l'intérieur, l'autre vers l'extérieur, sont déterminées séparément pour chacune des hauteurs de mesure sur chaque mât. Le flux vertical est alors déterminé en additionnant pas à pas ces différences de flux horizontaux.

Matériel nécessaire

La mesure par profils périmétriques nécessite 4 mâts supportant des points ou des lignes de prélèvement sur lesquels sont mesurées les concentrations du gaz d'intérêt en même temps que la vitesse horizontale du vent. Lorsqu'on fait des mesures ponctuelles dans le temps, il est possible d'utiliser des capteurs rapides intégrateurs comme le DOAS (Fiche 11), ou un

dispositif identique à la méthode du gradient aérodynamique (28). Une centrale d'acquisition sera nécessaire pour enregistrer les données. Pour des mesures intégrées dans le temps, les capteurs de gaz peuvent être du type barboteurs (Fiche 3), tubes denuders (Fiche 2) ou capteurs à diffusion passifs (Fiche 1, Tang *et al.*, 2001).

Mise en œuvre

Pour mettre en œuvre la méthode, les mesures utilisant des analyseurs automatiques demandent une grande technicité. Pour les mesures intégrées dans le temps, la plus grande charge de travail est de préparer les capteurs de concentration s'il s'agit de capteurs de type tubes denuders ou badges. Il faudra veiller à bien délimiter la zone source et à positionner les mâts de façon adéquate.

Intérêts et limites

Intérêts :

- une mise en œuvre relativement simple pour réaliser des mesures d'émissions intégrées dans le temps (Schojoerring *et al.*, 1992)
- elle ne nécessite pas un environnement homogène autour de la surface ou à l'intérieur de celle-ci
- l'obtention de flux représentatifs des conditions réelles
- la possibilité d'utiliser des parcelles de petites tailles et donc de comparer des traitements

Limites :

- elle n'est utilisable que sur des parcelles émettrices dans un environnement peu émetteur
- sa sensibilité pour des flux faibles puisqu'on mesure alors des différences horizontales de concentrations faibles.

Coûts : Le coût de cette méthode dépend du type de capteur de concentration qui est utilisé (barboteurs, badges, analyseurs plus ou moins onéreux). Le coût fixe réside dans la station de mesure micro-météorologique (3 000 à 6 000 €). La méthode requiert au minimum 8 localisations de mesures de la concentration (4 mâts et 2 hauteurs de mesure ou plus) et s'il s'agit de capteurs intégratifs (barboteurs ou badges), au minimum 8 périodes de mesure. Si le dispositif est basé sur un analyseur de gaz, outre celui-ci, il est nécessaire de disposer d'un boîtier d'électrovannes (1 000 à 2 000 k€) pour prélever séquentiellement sur les différents points de mesure.

Partenaires Référents

Rédacteur de la fiche :

- Thomas Eglin, Ademe – Angers, France
- Pierre Cellier, INRA, UMR EGC – Thiverval-Grignon, France,

Références bibliographiques

Denmead, O.T.; Harper, L.A.; Freney, J.R.; Griffith, D.W.T.; Leuning, R., et al. 1998. A mass balance method for non-intrusive measurements of surface-air trace gas exchange. *Atmospheric Environment*. 32 (21), 3679-3688 10.1016/s1352-2310(98)00091-0

Ferm, M. 1991. A sensitive diffusional sampler. Report B-1020.

- Hu, E.; Babcock, E.L.; Bialkowski, S.E.; Jones, S.B.; Tuller, M. 2014. Methods and Techniques for Measuring Gas Emissions from Agricultural and Animal Feeding Operations. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*. 44 (3), 200-219
10.1080/10408347.2013.843055
- Schojoerring, J.K.; Sommer, S.G.; Ferm, M. 1992. A simple passive sampler for measuring ammonia emission in the field. *Water, Air, and Soil Pollution*. 62 (1-2), 13-24
- Tang, Y.S.; Cape, J.N.; Sutton, M.A. 2001. Development and types of passive samplers for monitoring atmospheric NO₂ and NH₃ concentrations. *ScientificWorldJournal*. 1, 513-29
10.1100/tsw.2001.82

Fiche 28 Mesures des émissions gazeuses d'une surface par la méthode du gradient aérodynamique

Domaine d'application

La méthode du gradient aérodynamique est une méthode qui a été beaucoup utilisée dans la deuxième moitié du XX^{ème} siècle pour estimer les flux de quantité de mouvement, de chaleur sensible et de vapeur d'eau entre la surface terrestre et l'atmosphère. Son principe simple en a fait une méthode de référence pendant des années pour mesurer d'autres nombreux flux surfaciques: CO₂, SO₂, O₃, NH₃, mercure, composés organiques volatils, acide nitrique (HNO₃), pesticides, ...

C'est aujourd'hui encore une méthode utilisée pour des composés dont la mesure par covariance turbulente (Fiche 31) est difficile: composés réactifs qu'il faut transformer avant analyse ou dont les analyseurs rapides ne sont pas assez sensibles ou l'inverse (NH₃, métaux, pesticides, HONO, bactéries) (Honrath *et al.*, 2002; Kruit *et al.*, 2007; Milford *et al.*, 2009 ; Loubet *et al.* 2011). Paradoxalement, la méthode du gradient aérodynamique est aussi utilisée pour des composés dont le flux n'est pas conservatif, par exemple avec la triade O₃-NO-NO₂. En effet, la méthode du gradient permet alors d'estimer à la fois le flux et le taux de conversion chimique d'une espèce vers une autre (De Arellano and Duykerke, 1992; Duyzer *et al.*, 1995; Stella *et al.*, 2012).

Principe

La méthode du gradient aérodynamique s'applique pour obtenir le flux vertical au-dessus d'une surface homogène. Elle repose sur la loi de diffusion ou loi de Fick qui relie le flux F (g.s⁻¹) d'une quantité à son gradient de concentration C (g.m⁻³) et la diffusivité D (m².s⁻¹). On a par exemple pour une diffusion selon la verticale z : $F = -D \partial C / \partial z$.

Cette loi qui s'applique à tout phénomène de diffusion moléculaire a été étendue au cas de la diffusion turbulente dans une couche limite de surface. Par analogie avec la diffusion moléculaire qui découle de l'agitation thermique des molécules dans un gaz ou un liquide, un flux turbulent $\overline{w'c'}$, où w est la composante verticale du vent, en m.s⁻¹, c la concentration et la barre dénote une moyenne temporelle et l'apostrophe une fluctuation autour de la moyenne) peut être représenté par une relation entre le flux et le gradient de concentration lorsque la taille des tourbillons est « petite » devant la distance caractéristique du gradient. On a alors :

$$\overline{w'c'} = -D_t \frac{\partial c}{\partial z} \quad (\text{éq. M28.1})$$

La diffusivité turbulente D_t (m².s⁻¹) est bien définie dans la couche limite de surface atmosphérique par la théorie de Monin et Obukhov (Foken, 2006; Kaimal and Finnigan, 1994). Elle dépend de la vitesse de frottement u^* (m.s⁻¹), caractérisant l'intensité de la turbulence dans la couche limite et de l'état de stratification thermique de celle-ci, l'ensemble étant exprimé soit à l'aide du nombre de Richardson (Ri sans dimension) soit de la longueur d'Obukhov (L en m). En remplaçant D_t par son expression en fonction de L dans l'équation M28.1 et en effectuant le changement de variable $z \rightarrow \ln(z - d) - \psi_H \left(\frac{z-d}{L} \right)$ (où Ψ_H exprime l'influence de la stratification thermique sur le gradient de température, et d

est la hauteur de déplacement¹¹ en m), on obtient la relation flux-gradient la plus utilisée (Sutton *et al.*, 1993).

$$F = -k * u^* \frac{\partial c}{\partial \left(\ln(z-d) - \psi_H \left(\frac{z-d}{L} \right) \right)} \quad (\text{éq. M28.2})$$

$$\psi_H(\zeta) = \begin{cases} -5,2 \zeta & \zeta > 0 \\ 2 \ln \left(1 + \frac{1}{2} (1 - 16 \zeta)^{1/2} \right) & \zeta \leq 0 \end{cases} \quad (\text{éq. M28.3})$$

Où F est le flux, k est la constante de von Karman ($k = 0,41$), $\zeta = (z - d) / L$, et Ψ_H la fonction de correction de stabilité intégrée.

Matériel nécessaire

Pour réaliser une mesure par gradient aérodynamique il faut au minimum un thermomètre et un anémomètre ultrasonique 3D pour mesurer la vitesse de frottement u^* et estimer la longueur d'Obukhov L , et d'autre part une mesure de la concentration du composé à au moins trois hauteurs. Pour mesurer les concentrations, il est préférable d'utiliser un seul analyseur qui va échantillonner à plusieurs hauteurs afin d'éviter tout biais qui pourrait être généré par une calibration différente des analyseurs. Le plus simple est d'utiliser un jeu d'électrovannes pour échantillonner les différentes voies successivement. Il est alors souvent préférable d'utiliser une pompe primaire pour diminuer le temps de réponse lors du changement de voie (Figure M28.1).

Il est également nécessaire d'avoir une estimation de la hauteur de déplacement d (éq. M28.2 et M28.3). Il est possible de l'estimer à partir de la hauteur du couvert et de la surface foliaire (le LAI) (Graefe, 2004), ou bien à partir d'un gradient de vitesse du vent à 4 ou 5 niveaux selon la méthode exposée par Loubet *et al.* (2013).

Mise en œuvre

Après s'être équipé de matériel adéquat, il faut procéder au choix du site. Ce site doit permettre de minimiser les limites à la méthode : surface plane et homogène la plus grande possible, pas de source intense à proximité, pas d'obstacles à proximité. Il faut placer les hauteurs de prélèvement à des hauteurs espacées géométriquement depuis la plus basse qui doit être au-dessus de la couche de rugosité (2 fois la hauteur du couvert + 10 cm) jusqu'à la plus élevée qui doit être en-dessous de la couche limite de la parcelle (100 fois le rayon de la parcelle). Il faut prévoir un étalonnage régulier du ou des analyseurs. Il faut aussi régulièrement vérifier l'absence de biais du ou des analyseurs en réalisant une mesure de toutes les voies au même niveau.

¹¹ On parle de hauteur de déplacement lorsque le sol est recouvert par une végétation dense de hauteur H . Tout se passe alors du point de vue de l'écoulement comme si le sol se trouvait surélevé d'une hauteur $d \sim 0,7 H$ appelée hauteur de déplacement.

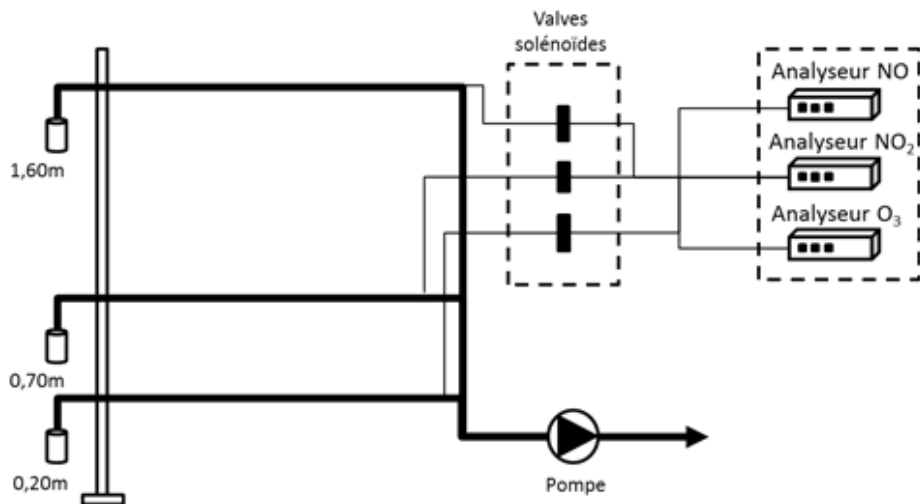


Figure M28.1. Gauche : Schéma illustrant la mesure d'un gradient de NO, NO₂ et O₃ à trois niveaux à l'aide d'une pompe principale, d'électrovannes de dérivation et d'analyseurs de gaz (Stella *et al.*, 2012). Droite : Photo montrant un dispositif de mesure du gradient d'NH₃ à l'aide d'un analyseur à flux continu multi-canaux équipé de denuders liquides (ROSAA) (Loubet *et al.*, 2012)

Éléments de validation et sources d'incertitudes

La méthode du gradient aérodynamique a été validée pour les flux de chaleur, d'eau et de CO₂ par comparaison à des méthodes de référence comme la méthode par Eddy Covariance (EC) (Fiche 31). Pour l'ammoniac, elle a été validée par inter-comparaison montrant une erreur type de l'ordre de 20% pour les flux élevés et 33% pour des flux plus faibles (Milford *et al.*, 2009). La méthode a également été comparée avec la méthode « Relaxed Eddy Accumulation (REA) » avec des différences variant de 3% à 40% (Fiche 32) et la méthode de modélisation inverse (Loubet *et al.*, 2009; Loubet *et al.*, 2010), donnant de très faibles différences (inférieures à 2%).

Intérêts et limites

Intérêts : La méthode permet de mesurer un flux avec un ou des analyseurs « lents » c'est-à-dire soit avec une période de mesure de quelques secondes, soit une mesure intégrée sur une période de 5 minutes à 2 heures (Honrath *et al.*, 2002). Par ailleurs, conceptuellement la méthode est facile à comprendre et sa mise en œuvre relativement aisée (même si la partie pneumatique n'est pas à négliger). Un gros avantage de la méthode est également qu'elle permet d'identifier la direction du flux de façon formelle (l'inverse du gradient). Enfin, en mesurant le gradient de plusieurs composés simultanément, on peut appliquer la méthode du « Bowen » (Walker *et al.*, 2006) ou « Bowen modifié » (Mayer *et al.*, 2011) qui repose sur une seule hypothèse : l'analogie des relations flux-gradient entre composés. On doit alors mesurer un profil de température, ou mieux d'humidité, aux mêmes hauteurs.

Limites : Plusieurs limites existent à cette méthode du gradient aérodynamique:

- La méthode REA (Fiche 32) vise à remplacer la méthode du gradient car elle permet une validation interne par comparaison des voies de prélèvements.
- Une autre limitation de la méthode du gradient aérodynamique est qu'elle nécessite de se situer au-dessus de la sous-couche de rugosité (couche dans laquelle les

éléments de rugosité ont une influence sur l'écoulement, de hauteur environ 2 fois supérieur à la hauteur de la canopée) pour que la turbulence ait les propriétés adéquates. Or dans le même temps la mesure doit être faite dans la couche limite, ce qui impose une limite supérieure d'environ 1/100 du « fetch »¹². Ces deux contraintes sont souvent difficiles à concilier et imposent une résolution très fine des analyseurs utilisés. Pour pallier à ces difficultés une méthode du gradient aérodynamique corrigée a été développée pour la mesure dans la sous-couche de rugosité (Rotach, 1993). Une autre façon de contourner cette difficulté est d'utiliser la méthode du Bowen qui est basée sur l'analogie entre le transfert d'un composé et la vapeur d'eau ou la chaleur sensible (Mayer *et al.*, 2011).

- Tout comme les méthodes EC, DEC, vDEC (virtual Disjunct Eddy Covariance) et REA, la méthode du gradient aérodynamique donne un flux à une certaine hauteur au-dessus de la surface. Pour estimer le flux à la surface que le flux soit conservatif, c'est-à-dire qu'il soit constant en fonction de l'altitude. Pour cela il faut qu'il y ait stationnarité, homogénéité horizontale des surfaces, absence de sources et puits du composé dans l'atmosphère (Loubet *et al.*, 2013).

Coûts : Le coût de cette méthode dépend du type de capteur de concentration qui est utilisé. Le coût fixe réside dans la station de mesure micrométéorologique qui comporte un anémomètre ultrasonique à 3 dimensions (2 000 à 3 000 € d'investissement, pas de fonctionnement), et son système d'acquisition (1 000 à 3 000 € d'investissement, fonctionnement minime). Il est nécessaire de disposer d'un boîtier de 4 électrovannes (1 000 à 2 000 €).

Partenaires Référents

Rédacteurs de la fiche :

- Benjamin Loubet et Erwan Personne, INRA, UMR EGC – Thiverval-Grignon, France

Autres partenaires : Chris Flechard, INRA, UMR SAS – Rennes, France ; Patrick Stella

Références bibliographiques

- De Arellano, J.V.; Duynkerke, P.G. 1992. Influence of chemistry on the flux-gradient relationships for the NO-O₃-NO₂ system. *Boundary-Layer Meteorology*. 61 (4), 375-387
- Duyzer, J.H.; Deinum, G.; Baak, J. 1995. The interpretation of measurements of surface exchange of nitrogen-oxides - correction for chemical-reactions. *Philosophical Transactions of the Royal Society a-Mathematical Physical and Engineering Sciences*. 351 (1696), 231-248 10.1098/rsta.1995.0031
- Foken, T. 2006. 50 years of the Monin-Obukhov similarity theory. *Boundary-Layer Meteorology*. 119 (3), 431-447
- Graefe, J. 2004. Roughness layer corrections with emphasis on SVAT model applications. *Agricultural and Forest Meteorology*. 124 (3-4), 237-251 10.1016/j.agrformet.2004.01.003
- Honrath, R.E.; Lu, Y.; Peterson, M.C.; Dibb, J.E.; Arsenault, M.A., et al. 2002. Vertical fluxes of NO_x, HONO, and HNO₃ above the snowpack at Summit, Greenland. *Atmospheric Environment*. 36 (15-16), 2629-2640 10.1016/s1352-2310(02)00132-2

¹² Le fetch est la distance entre le mât et le bord du champ en amont dans la direction du vent.

- Kaimal, J.C.; Finnigan, J.J. 1994. Atmospheric Boundary Layer Flows, Their structure and measurement. Oxford University Press., New York 289
- Kruit, R.J.W.; van Pul, W.A.J.; Otjes, R.P.; Hofschreuder, P.; Jacobs, A.F.G., et al. 2007. Ammonia fluxes and derived canopy compensation points over non-fertilized agricultural grassland in The Netherlands using the new gradient ammonia - high accuracy - monitor (GRAHAM). Atmospheric Environment. 41 (6), 1275-1287 10.1016/j.atmosenv.2006.09.039
- Loubet, B.; Milford, C.; Hensen, A.; Daemmgen, U.; Erisman, J.W., et al. 2009. Advection of NH₃ over a pasture field and its effect on gradient flux measurements. Biogeosciences. 6 (7), 1295-1309 10.5194/bg-6-1295-2009
- Loubet, B.; Genermont, S.; Ferrara, R.; Bedos, G.; Decuq, G., et al. 2010. An inverse model to estimate ammonia emissions from fields. European Journal of Soil Science. 61 (5), 793-805 10.1111/j.1365-2389.2010.01268.x
- Loubet, B.; Stella, P.; Fanucci, O.; N., M. 2011. Evaluation of a modified disjunct eddy covariance method for estimating the fluxes divergence of nitrogen oxides and ozone. Nitrogen & Global Change: Key findings – future challenges. Edinburgh (GBR) 11-15/04/2011, p. 2 p.
- Loubet, B.; Decuq, C.; Personne, E.; Massad, R.S.; Flechard, C., et al. 2012. Investigating the stomatal, cuticular and soil ammonia fluxes over a growing tritical crop under high acidic loads. Biogeosciences. 9 (4), 1537-1552 10.5194/bg-9-1537-2012
- Loubet, B.; Générmont, S.; Cohan, J.P.; Charpiot, A.; Morvan, T., et al. 2013. A new method for estimating ammonia volatilisation from slurry in small fields using diffusion samplers. Measuring methods. Emissions of gas and dust from livestock. International symposium on Emission of gas and dust from Livestock (EMILI 2012). Edition IFIP-Institut du Porc pp. 325-328
- Mayer, J.C.; Bargsten, A.; Rummel, U.; Meixner, F.X.; Foken, T. 2011. Distributed Modified Bowen Ratio method for surface layer fluxes of reactive and non-reactive trace gases. Agricultural and Forest Meteorology. 151 (6), 655-668 10.1016/j.agrformet.2010.10.001
- Milford, C.; Theobald, M.R.; Nemitz, E.; Hargreaves, K.J.; Horvath, L., et al. 2009. Ammonia fluxes in relation to cutting and fertilization of an intensively managed grassland derived from an inter-comparison of gradient measurements. Biogeosciences. 6 (5), 819-834 10.5194/bg-6-819-2009
- Rotach, M.W. 1993. Turbulence close to a rough urban surface .2. Variances and gradients. Boundary-Layer Meteorology. 66 (1-2), 75-92 10.1007/bf00705460
- Stella, P.; Loubet, B.; Laville, P.; Lamaud, E.; Cazaunau, M., et al. 2012. Comparison of methods for the determination of NO-O₃-NO₂ fluxes and chemical interactions over a bare soil. Atmos. Meas. Tech. 5 (6), 1241-1257 10.5194/amt-5-1241-2012
- Sutton, M.A.; Fowler, D.; Moncrieff, J.B. 1993. The exchange of atmospheric ammonia with vegetated surfaces.I: unfertilized vegetation. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society. 119, 1023-1045
- Walker, J.T.; Robarge, W.P.; Wu, Y.; Meyers, T.P. 2006. Measurement of bi-directional ammonia fluxes over soybean using the modified Bowen-ratio technique. Agricultural and Forest Meteorology. 138 (1-4), 54-68 10.1016/j.agrformet.2006.03.011

Fiche 29 COTAG : méthode simplifiée de mesure de flux surfacique par gradient de concentration

Domaine d'application

La méthode du COTAG (COnditional Time Average Gradient) s'applique pour la mesure des flux d'émission et de dépôt, à l'échelle de la parcelle, de gaz polluants réactifs tels que l'ammoniac (NH_3) et le dioxyde de soufre (SO_2), pour lesquels la méthode a été testée, et éventuellement pour les acides nitrique (HNO_3) et chlorhydrique (HCl). Elle n'est pas applicable pour des gaz plus inertes tels que le N_2O , le CH_4 et le CO_2 . Le caractère robuste et fiable, et le faible besoin en maintenance, en font une méthode simplifiée adaptée pour le suivi long-terme (annuel ou pluri-annuel) et l'estimation des flux moyens sur de longues périodes. Cette méthode, bien qu'ayant été appliquée sur quelques écosystèmes dans quelques pays d'Europe du Nord (Famulari *et al.*, 2010), est encore au stade de développement et requiert notamment un effort de validation.

Principe

Cette méthode est dérivée du principe de mesure du gradient aérodynamique (Monteith and Unsworth, 1990) (Fiche 28). Le flux F d'émission ou de dépôt d'un gaz trace entre la surface (ex: couvert végétal, sol nu) et l'atmosphère est proportionnel au gradient vertical en concentration C dans la couche de surface au-dessus de la végétation ou du sol ($\frac{dC}{dz}$), et à un coefficient d'échange turbulent K_x :

$$F = -K_x \frac{dC}{dz} \text{ (ég. M29.1)}$$

avec z la hauteur au-dessus du sol.

Dans la méthode du flux-gradient aérodynamique classique, $\frac{dC}{dz}$ et K_x sont déterminés sur des périodes de 0,5 à 1 heure, ce qui suppose un système d'échantillonnage de l'air et de dosage des concentrations en continu. Le principe du COTAG est d'appliquer l'équation M29.1 non pas à l'échelle de l'heure, mais à celle de la semaine ou du mois, afin d'estimer l'échange (i.e flux) net moyen sur cette période. Pour cela, des valeurs moyennes de K_x et de $\frac{dC}{dz}$ sont déterminées pour deux classes de stabilité atmosphérique: (i) légèrement instable: valeurs de $(z-d)/L$ entre -0,05 et -0,5, et (ii) proche de la neutralité: valeurs de $(z-d)/L$ entre -0,05 et +0,05¹³. En dehors de ces deux plages de stabilité atmosphérique, les gradients verticaux sont soit très forts en période de forte stabilité ($(z-d)/L > +0,05$) en raison du faible niveau de mélange turbulent vertical, soit très réduits en périodes de forte instabilité ($(z-d)/L < -0,5$) du fait de l'intense mélange turbulent. Les périodes très stables ou très instables ne sont donc pas échantillonnées pour ne pas trop biaiser le gradient moyen mensuel. L'échantillonnage de l'air est réalisé grâce à un système de pompes et d'électrovannes, en séparant les échantillons selon la stabilité atmosphériques (i ou ii) dans deux jeux de tubes en verre (« denuders »). L'intérieur de ces tubes est enduit d'une substance chimique qui piège le gaz d'intérêt (ex: acide citrique pour NH_3). Les denuders (Fiche 2) sont exposés dans le COTAG au champ puis retirés à la fin de la période de

¹³ Stabilité atmosphérique: L'atmosphère est dite stable lorsque le gradient thermique vertical est inférieur au gradient adiabatique d'une masse d'air montante ; elle est dite instable dans le cas contraire, ou neutre lorsque les deux gradients sont équivalents.

mesure pour être analysés au laboratoire. Lorsque l'atmosphère est trop instable ou trop stable, l'air est échantillonné vers une troisième voie (« OFF ») qui ne donnera pas lieu au calcul d'un flux, mais servira à l'estimation des flux manquants (« gap-filling » au moyen de modèles inférentiels utilisant les concentrations mesurées, la météorologie et un certain nombre d'hypothèses concernant les sources, puits et taux de transfert dans la végétation et le sol) (Flechard *et al.*, 2011).

Matériel nécessaire

La Figure M29.1 ci-dessous montre le schéma de principe et le matériel d'un système COTAG simplifié « low-cost », fonctionnant sur panneaux solaires et batterie d'accumulation ; les classes de stabilité atmosphérique sont déterminées au moyen de profils de vent et de température, enregistrés par une centrale d'acquisition ; les débits d'air sont enregistrés par des compteurs à gaz ; les profils de concentrations sont mesurés par des denuders à trois hauteurs (D1, D2, D3).

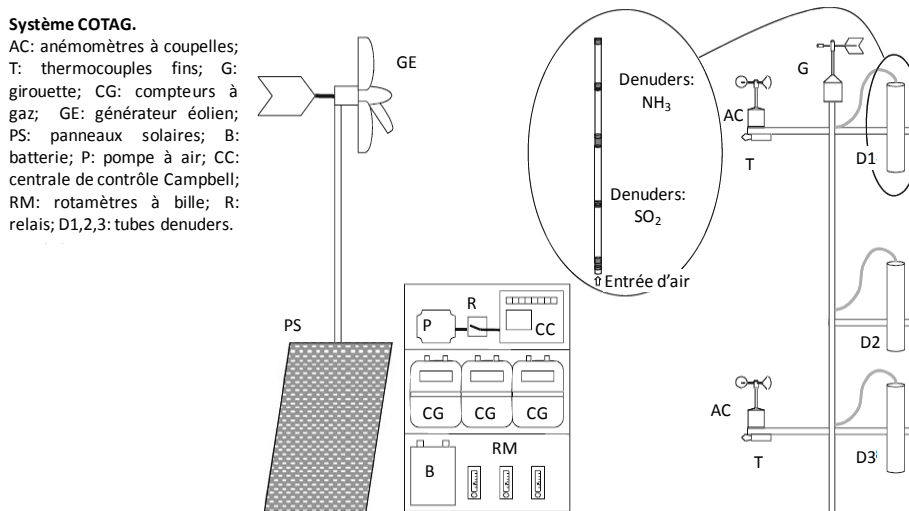


Figure M29.1. Système COTAG de (Famulari *et al.*, 2010)

Reproduit et modifié avec l'aimable autorisation de Daniela Famulari (CEH, Edimburgh)

La Figure M29.2 montre un autre système COTAG, développé dans le cadre du projet NitroEurope IP (2006-2011). Dans ce système, la turbulence atmosphérique est déterminée au moyen d'un anémomètre ultrasonique, les concentrations sont déterminées à deux hauteurs dans des boîtes à denuders, le débit d'air est contrôlé par des régulateurs de débit massiques. Ce système est beaucoup plus consommateur en électricité et ne peut donc être déployé que sur des sites ayant accès au 230V.

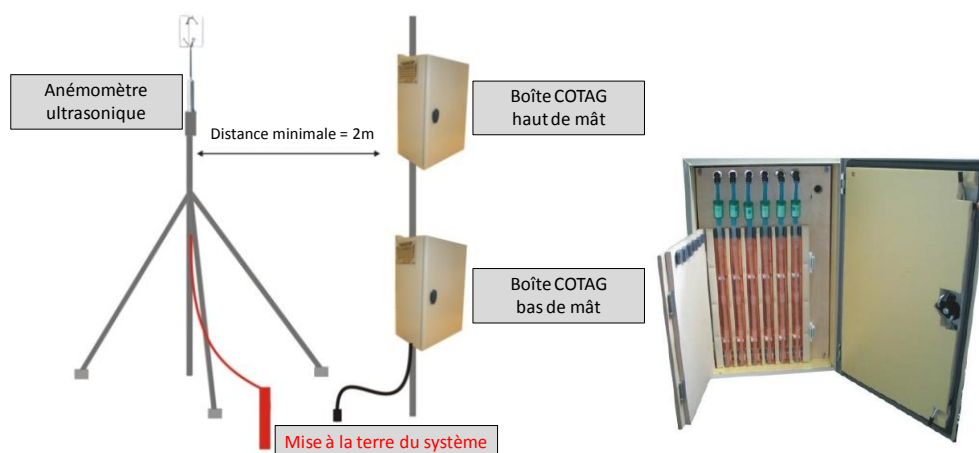


Figure M29.2 - Système COTAG développé dans NitroEurope (2008-2010)

Reproduit et modifié à partir de (Chojnicki et al., 2009) avec l'aimable autorisation de Bogdan Chojnicki et collègues de l'Université de Poznan, Pologne.

Mise en œuvre

Les critères de mise en œuvre au champ sont les mêmes que pour la méthode du gradient aérodynamique classique: une surface relativement plane et homogène (du point de vue de la rugosité) et une grandeur de parcelle en amont du mât d'échantillonnage (« fetch »¹⁴) d'environ 100 m horizontal par m vertical de mât (règle approximative en conditions atmosphériques neutres). Cette condition du « fetch » doit assurer que le flux est représentatif de la parcelle d'intérêt et non des parcelles voisines. En outre, il s'agit d'éviter de fortes sources dans le voisinage immédiat en amont.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

La reproductibilité des mesures COTAG n'a pas à ce jour été testée, compte tenu du nombre très limité de prototypes existants. Des efforts d'intercomparaison avec des méthodes de référence sont aussi nécessaires pour contrôler la qualité des mesures. Les sources d'incertitude incluent notamment l'impact des corrections empiriques des gradients verticaux en fonction de la stabilité atmosphérique (Fiche 28), et leur propagation de l'échelle de l'heure à celle de la semaine ou du mois. Ceci peut et doit être testé en mobilisant des données de gradients, de flux et de turbulence à résolution horaire, obtenues par des méthodes intensives (Loubet *et al.*, 2012; Flechard and Fowler, 1998), et en calculant les gradients et flux moyens sur la période par agrégation des données pour simuler des jeux de données de COTAG. Les incertitudes liées aux corrections de stabilité signifient que la méthode COTAG est théoriquement mieux adaptée aux conditions atmosphériques proches de la neutralité, et par conséquent plus favorable aux sites de climat maritime que continental.

Intérêts et limites

Intérêts : Le COTAG est en principe facile à mettre en œuvre et requiert très peu de maintenance. Son intérêt réside principalement dans le fait de permettre la mesure et d'intégrer les flux sur une longue période (> 1 saison ou > 1 an) avec des mesures de concentrations à basse fréquence (typiquement 1 semaine à 1 mois), et donc à des coûts

¹⁴ Le fetch est la distance entre le mât et le bord du champ en amont dans la direction du vent.

analytiques et de maintenance relativement modestes. L'intérêt supplémentaire de la version légère, simplifiée du COTAG (Figure M28.1) est son applicabilité à des sites éloignés et sans accès au courant 230 V, au moyen de panneaux solaires et batteries.

Limites : La mesure des flux par COTAG est cependant moins précise et offre une très faible résolution temporelle (1 mesure par semaine ou par mois), et est donc moins adaptée à l'étude fine des processus, par comparaison aux méthodes classiques plus intensives et à plus haute résolution temporelle (ex: horaire), telles que l'Eddy Covariance (Fiche 32) ou la méthode du gradient aérodynamique (Fiche 28) avec analyse des concentrations en ligne.

Coûts : Par opposition à des méthodes de mesure plus intensives, le COTAG est une méthode peu coûteuse, ne nécessitant que la préparation, l'exposition, l'extraction et l'analyse au laboratoire d'environ 15 tubes dénudés (= 2 hauteurs * 2 conditions de stabilité * 3 répétitions, + 1 tube « OFF », + 2 blancs) par période de mesure. Le coût total d'un système COTAG (incluant centrale d'acquisition et anémomètre ultrasonique) est de l'ordre de 15 000 à 20 000 €.

Partenaires Référents

Rédacteur de la fiche:

- Chris Flechard, INRA, UMR SAS – Rennes, France

Autres organismes référents:

- Center for Ecology and Hydrology (CEH), Edinburgh, Royaume Uni ; Daniela Famulari, danf@ceh.ac.uk;
- Poznan University of Life Sciences (PULS), Agrometeorology Department, Poznan, Pologne; Bogdan Chojnicki, Radosław Juszczak, Marek Urbaniak et Janusz Olejnik. Contact: chojnick@up.poznan.pl.

Références bibliographiques

- Chojnicki, B.; Juszczak, R.; M., U.; Olejnik, J.2009. Conditional Time Averaged Gradient (COTAG) System User Manual., Agrometeorology Department, Poznan University of Life Sciences, Pologne,
- Famulari, D.; Fowler, D.; Nemitz, E.; Hargreaves, K.J.; Storeton-West, R.L., et al. 2010. Development of a low-cost system for measuring conditional time-averaged gradients of SO₂ and NH₃. Environmental Monitoring and Assessment. 161 (1-4), 11-27 10.1007/s10661-008-0723-6
- Flechard, C.R.; Fowler, D. 1998. Atmospheric ammonia at a moorland site. II: Long-term surface-atmosphere micrometeorological flux measurements. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society. 124 (547), 759-791 10.1002/qj.49712454706
- Flechard, C.R.; Nemitz, E.; Smith, R.I.; Fowler, D.; Vermeulen, A.T., et al. 2011. Dry deposition of reactive nitrogen to European ecosystems: a comparison of inferential models across the NitroEurope network. Atmospheric Chemistry and Physics. 11 (6), 2703-2728 10.5194/acp-11-2703-2011
- Loubet, B.; Decuq, C.; Personne, E.; Massad, R.S.; Flechard, C., et al. 2012. Investigating the stomatal, cuticular and soil ammonia fluxes over a growing tritical crop under high acidic loads. Biogeosciences. 9 (4), 1537-1552 10.5194/bg-9-1537-2012
- Monteith, J.L.; Unsworth, H. 1990. Principles of Environmental Physics. 2nd Edition. Edward Arnold 291 p. <http://books.google.fr/books?id=WWbloBL9SmgC>

Fiche 30 Estimation des émissions d'une surface par modélisation inverse avec des modèles de panache Gaussien (FIDES) ou Lagrangiens (WindTrax)

Domaine d'application

Cette méthode permet d'estimer les flux de composés gazeux ou particulaires émis par une source de géométrie connue et relativement bien isolée. Cette méthode a été appliquée notamment pour estimer les émissions de méthane (CH_4) de zones de stockage de lisier (Flesch *et al.*, 2004), au champ après application de lisiers, fumiers et engrais minéraux (Carozzi *et al.*, 2013a; Carozzi *et al.*, 2013b; Loubet *et al.*, 2010) ou les émissions depuis des bâtiments d'élevages (Hensen *et al.*, 2009). Cette méthode peut être utilisée avec des capteurs de concentrations rapides tels que des QCL-TILDAS (Fiche 12) ou des capteurs passifs qui intègrent dans le temps (Fiche 1). Si cette méthode est essentiellement adaptée à des sources isolées, elle peut tout de fois être utilisée pour estimer les émissions depuis des parcelles multiples à condition que les capteurs soient bien positionnés (Denmead, 2008; Flesch *et al.*, 2009). Cette méthode a notamment été utilisée pour évaluer les émissions d' NH_3 sur des blocs agronomiques (Cohan *et al.*, 2013; Loubet *et al.*, 2013). Sur le principe cette méthode peut aussi être appliquée pour estimer les émissions d'autres composés comme les particules (Prank *et al.*, 2010), les gaz à effet de serre (Leytem *et al.*, 2013), ou les composés organiques volatils (Hirst *et al.*, 2004).

Principe

Le principe général de la méthode est de mesurer des concentrations dans et autour de la parcelle étudiée puis de quantifier les termes sources S_j qui minimisent la différence entre ces concentrations mesurées (C_{mes}^i) et des concentrations modélisées (C_{mod}^i). La concentration modélisée s'exprime sous forme mathématique par l'expression :

$$C_{mod}^i = \sum_{j=1}^N D_{ij} S_j + C_{fond} \quad (\text{éq.M30.1})$$

où N le nombre de sources, D_{ij} le coefficient de transfert égal à la concentration C_{mod}^i que produirait la source S_j si elle était unique, égale à 1 et que la concentration de fond C_{fond} est nulle.

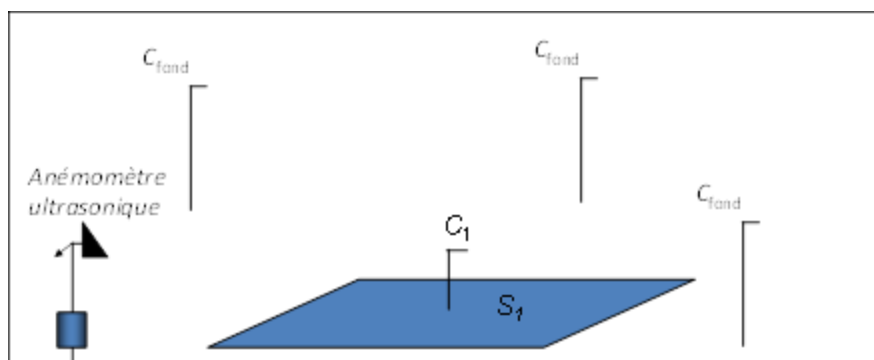


Figure M30.1. Exemple typique de configuration pour estimer l'émission S_1 d'une parcelle isolée

A l'aide d'un capteur de concentration C_1 placé au milieu de la parcelle, et de trois capteurs de concentration aux alentours pour estimer la concentration de fond. Un anémomètre ultrasonique est également utilisé pour caractériser la turbulence dans la couche limite.

En pratique, D est estimée par un modèle de dispersion. Il existe différents modèles, auxquels sont associés des outils de calculs:

- Les modèles lagrangiens stochastiques décrivent un grand nombre de trajectoires de particules fluides issues des sources et soumises à une marche aléatoire, la concentration étant égale à la probabilité de présence de ces particules. Le logiciel Windtrax est basé sur ce principe (Flesch *et al.*, 2004). Ces modèles sont adaptés à la dispersion à courte distance et permettent d'accéder à des statistiques d'estimation des sources. La turbulence dans la couche limite est paramétrée selon la théorie de Monin et Obukhov ou basée sur des mesures directes des composantes du tenseur de Reynolds ($u_i u_j$) et des flux de chaleurs. Une description de Windtrax est disponible sur le site de Thunderbird Scientific (<http://www.thunderbeachscientific.com/>) (Flesch *et al.*, 2004).
- Les modèles gaussiens ou pseudo-gaussiens sont basés sur des solutions de l'équation Eulérienne de conservation de la masse du composé (ou équation d'advection diffusion. Les modèles Gaussiens sont basés sur l'hypothèse que le vent et la diffusivité sont homogènes, tandis que les modèles du type de FIDES sont basés sur une hypothèse de profils verticaux de vent et diffusivité de type loi de puissance ($U(z) = a z^p$, $K(z) = b z^n$). Pour une description complète voir notamment Loubet *et al.* (2010).

Ces modèles qui donnent les concentrations aux points de mesure, nécessitent à minima les paramètres suivants : vitesse de frottement (u^*), longueur d'Obukhov (L), longueur de rugosité (z_0), hauteur de déplacement (d), direction du vent (WD) et son écart-type (σ_{WD}). Il existe différentes méthodes d'optimisation pour minimiser la différence entre modèle et mesure. La méthode de régression linéaire est tout à fait adaptée.

Matériel nécessaire

- Un anémomètre ultrasonique 3D pour mesurer les caractéristiques de l'écoulement: vitesse de frottement (u^*), longueur d'Obukhov (L), vitesse du vent (U), direction du vent (WD) et flux de chaleur sensible (H), ainsi que l'écart-type des composantes du vent (σ_u , σ_v , σ_w). L'anémomètre permet aussi d'estimer la longueur de rugosité dynamique de la surface (z_0) (Loubet *et al.*, 2013). Il existe différents fournisseurs d'anémomètres ultrasoniques à des prix raisonnables. Il faut prévoir un ordinateur ou une centrale d'acquisition pour stocker les données.
- Un analyseur du composé que l'on étudie (NH_3 , CH_4 , N_2O , COV, aérosols): un analyseur est placé au centre de la parcelle ou en aval de la ferme dont on veut estimer l'émission. Un autre analyseur ou des capteurs passifs sont placés en amont ou aux points cardinaux.
- Des informations précises sur la géométrie de la source et la position des capteurs (cibles). Il est essentiel en effet de mesurer précisément la géométrie de la source avec un GPS ou un relevé métrique. Il faut aussi précisément relever la position des capteurs et leur hauteur. Pour des sources dont la dynamique est forte (épandage de lisier), il faut aussi relever la position exacte du tracteur en fonction du temps afin de définir la zone source de façon dynamique. Il convient également de mesurer précisément la hauteur du couvert végétal h_c s'il y en a un. En effet, la hauteur à prendre en compte dans les modèles est l'élévation au-dessus de la hauteur de déplacement d , égale à environ 0,7 fois la hauteur du couvert ($d = 0,7 h_c$).

Mise en œuvre

- Position des capteurs de concentration :
 - Dans le cas d'une parcelle, il est conseillé de placer le capteur de la parcelle à une hauteur inférieure au « fetch »¹⁵ divisé par 10 ($z_m < \text{fetch}/10$) afin de maximiser l'influence de la source sur le capteur. Mais il ne faut pas non plus le placer trop près du sol pour ne pas avoir une incertitude trop grande sur la hauteur du capteur. Typiquement il faut rester au-delà de 30 cm au-dessus du sol.
 - Dans le cas d'un bâtiment, il est conseillé de placer le capteur à une distance supérieure à une centaine de mètres pour éviter d'être dans une zone où l'écoulement est trop perturbé par rapport à la couche limite de surface atmosphérique (homogénéité spatiale de la turbulence). Le capteur doit être placé assez haut pour ne pas subir l'influence de la surface (typiquement 1,5 m).
 - Les capteurs estimant la concentration de fond doivent être positionnés loin de la source sans être influencés par d'autres sources locales. Typiquement une distance d'au moins 400 m est conseillée. Toutefois si la situation géographique ne le permet pas, ils ne doivent pas être positionnés à moins de 100 m. L'utilisation de 3 à 4 capteurs est conseillée. La fréquence de mesure peut être plus faible que pour le capteur qui est sur la source elle-même (ou en aval dans le cas des bâtiments).
- Position de l'anémomètre ultrasonique 3D : Il doit permettre de mesurer les caractéristiques moyennes de l'écoulement sur la source et dans son environnement. On favorisera donc des mesures à une hauteur typique d'1,5 m dans l'environnement du capteur de concentration.
- Fréquence des mesures de concentration : Idéalement il faut des mesures semi-horaire sur la parcelle ou en aval du bâtiment et des mesures journalières ou hebdomadaires pour les concentrations de fond. Toutefois une caractérisation préalable de la dynamique des concentrations de fond peut être intéressante pour une meilleure expertise. Sur des émissions dont la dynamique est forte, comme après un épandage de lisier, il est possible de réaliser des mesures de fond avec des pas de temps croissant (2h, 6h, 12h, 24h, 7 jours, 1mois).
- Calcul des paramètres de la turbulence : Il existe des logiciels libres d'acquisition et de traitement des données de l'anémomètre (e.g. Edisol, Edire, Edipro, ...).
- Calcul du terme source avec un modèle de dispersion. Avec Windtrax, il faut établir une carte de la source et des capteurs sur une interface graphique dédiée et établir un lien vers les fichiers de données d'entrée et de sortie. Avec FIDES, la cartographie est renseignée par un fichier de coordonnées et les données sont passées dans un fichier csv. Il existe des scripts disponibles pour FIDES.

Enfin il n'est pas inutile de mesurer les conditions météorologiques standards (rayonnement, température et humidité de l'air, vitesse et direction du vent) comme variables explicatives et de contrôle.

¹⁵ Le fetch est la distance entre le mât et le bord du champ en amont dans la direction du vent.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

La méthode inverse a été validée dans plusieurs situations. Les modèles lagrangiens (Flesch *et al.*, 2004) ont été validés à l'aide de sources contrôlées de méthane et ont montré un biais inférieur à 20% en général. Le modèle FIDES a été validé pour des flux d'ammoniac en comparaison avec la méthode du gradient aérodynamique (Fiche 28) après apports d'ammonitrate et après apports de lisiers (Loubet *et al.*, 2009; Loubet *et al.*, 2013) avec un biais inférieur à 10%.

La source d'incertitude principale réside dans la mesure précise des concentrations et de l'écart entre la concentration de fond et celle dans la parcelle. Loubet *et al.* (2010) ont montré que la méthode inverse requiert une résolution $(C - C_{\text{fond}}) = a S / u$, où a varie entre 1,2 et 4,1. Une hypothèse centrale de la méthode est que la source et la surface sont homogènes, ce qui n'est pas souvent le cas en pratique. Les autres sources d'incertitudes sont la géométrie de la source qui n'est pas facile à déterminer, notamment après un apport de lisier car la source se déplace avec le tracteur. Enfin la dernière source d'incertitude réside dans l'estimation des paramètres de la turbulence tels que z_0 , u^* et L .

Intérêts et limites

Intérêts : L'intérêt principal de la méthode est sa simplicité de mise en œuvre et le fait qu'elle ne requiert pas de capteur de concentration rapide comme la méthode des covariances turbulentes (Fiche 31). Un autre intérêt pratique réside dans l'existence de modèles disponibles (Windtrax et FIDES).

Limites : La limite principale réside dans le fait que la source doit être isolée. Il est difficile voire impossible d'utiliser la méthode dans le cas de sources et puits de même intensité et imbriqués dans le paysage. On privilégiera donc cette méthode pour des sources intenses et avec des concentrations de fond peu variables et faibles. La seconde limite réside dans l'hypothèse d'homogénéité des surfaces sous-jacentes aux modèles de dispersion. Cette méthode n'est donc a priori pas adaptée à une zone avec des haies ou des arbres épars ou de forts changements de rugosité. En revanche des obstacles de tailles limitées ne perturbent que peu la méthode.

Coûts: Le coût de cette méthode dépend du type de capteur de concentration qui est utilisé (barboteurs, badges, analyseurs plus ou moins onéreux). Le coût fixe réside dans la station de mesure micrométéorologique qui comporte un anémomètre ultrasonique à 3 dimensions (2 000 à 3 000 € d'investissement, pas de fonctionnement), et son système d'acquisition (1 000 à 3 000 € d'investissement, fonctionnement minime). La méthode requiert au minimum 2 localisations de mesures de la concentration par parcelle source (une au centre de la parcelle et une concentration de fond). S'il s'agit de capteurs intégratifs (barboteurs ou badges), au minimum 6 périodes de mesure. On peut panacher les systèmes de mesure en utilisant un analyseur au milieu de la parcelle et plusieurs capteurs passifs pour la mesure de la concentration de fond. Se référer aux fiches de ces systèmes concernant leur coût de mise en œuvre (badges (fiche 1), barboteurs (fiche 3), analyseurs par chimiluminescence (fiche 9), qCL (fiche 12), etc).

Partenaires Référents

Rédacteur de la fiche :

- Benjamin Loubet, INRA, UMR EGC - Thiverval-Grignon, France

Autres organismes référents : Joerg Sintermann au FAL, ARVALIS – Institut du Végétal

Références bibliographiques

- Carozzi, M.; Loubet, B.; Acutis, M.; Rana, G.; Ferrara, R.M. 2013a. Inverse dispersion modelling highlights the efficiency of slurry injection to reduce ammonia losses by agriculture in the Po Valley (Italy). *Agricultural and Forest Meteorology*. 171, 306-318 10.1016/j.agrformet.2012.12.012
- Carozzi, M.; Ferrara, R.M.; Rana, G.; Acutis, M. 2013b. Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilisation on arable lands. *Science of the Total Environment*. 449, 126-133 10.1016/j.scitotenv.2012.12.082
- Cohan, J.P.; Charpiot, A.; Morvan, T.; Eveillard, P.; Trochard, R., et al. 2013. Quantification des émissions d'ammoniac suite à l'épandage de produits résiduels organiques et d'engrais minéraux au champ – 1ère synthèse des résultats acquis dans le cadre du projet CASDAR VOLAT'NH₃. 11èmes Rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse/COMIFER-GEMAS. Poitiers, 20 et 21 novembre 2013, 8 p.
- Denmead, O.T. 2008. Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant and Soil*. 309 (1-2), 5-24 10.1007/s11104-008-9599-z
- Flesch, T.K.; Wilson, J.D.; Harper, L.A.; Crenna, B.P.; Sharpe, R.R. 2004. Deducing ground-to-air emissions from observed trace gas concentrations: A field trial. *Journal of Applied Meteorology*. 43 (3), 487-502 10.1175/1520-0450(2004)043<0487:dgefot>2.0.co;2
- Flesch, T.K.; Harper, L.A.; Desjardins, R.L.; Gao, Z.; Crenna, B.P. 2009. Multi-Source Emission Determination Using an Inverse-Dispersion Technique. *Boundary-Layer Meteorology*. 132 (1), 11-30 10.1007/s10546-009-9387-1
- Hensen, A.; Loubet, B.; Mosquera, J.; van den Bulk, W.C.M.; Erisman, J.W., et al. 2009. Estimation of NH₃ emissions from a naturally ventilated livestock farm using local-scale atmospheric dispersion modelling. *Biogeosciences*. 6 (12), 2847-2860 10.5194/bg-6-2847-2009
- Hirst, B.; Gibson, G.; Gillespie, S.; Archibald, I.; Podlaha, O., et al. 2004. Oil and gas prospecting by ultra-sensitive optical gas detection with inverse gas dispersion modelling. *Geophysical Research Letters*. 31 (12) 10.1029/2004gl019678
- Leytem, A.B.; Dungan, R.S.; Bjorneberg, D.L.; Koehn, A.C. 2013. Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from an Open-Freestall Dairy in Southern Idaho. *Journal of Environmental Quality*. 42 (1), 10-20 10.2134/jeq2012.0106
- Loubet, B.; Milford, C.; Hensen, A.; Daemmgen, U.; Erisman, J.W., et al. 2009. Advection of NH₃ over a pasture field and its effect on gradient flux measurements. *Biogeosciences*. 6 (7), 1295-1309 10.5194/bg-6-1295-2009
- Loubet, B.; Genermont, S.; Ferrara, R.; Bedos, G.; Decuq, G., et al. 2010. An inverse model to estimate ammonia emissions from fields. *European Journal of Soil Science*. 61 (5), 793-805 10.1111/j.1365-2389.2010.01268.x
- Loubet, B.; Cellier, P.; Flechard, C.R.; Zurfluh, O.; Irvine, M., et al. 2013. Investigating discrepancies in heat, CO₂ fluxes and O₃ deposition velocity over maize as measured by the eddy-covariance and the aerodynamic gradient methods. *Agricultural and Forest Meteorology*. 169, 35-50 10.1016/j.agrformet.2012.09.010
- Prank, M.; Sofiev, M.; van der Gon, H.A.C.D.; Kaasik, M.; Ruuskanen, T.M., et al. 2010. A refinement of the emission data for Kola Peninsula based on inverse dispersion modelling. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 10 (22), 10849-10865 10.5194/acp-10-10849-2010

Fiche 31 Mesure des émissions gazeuses d'une surface par la méthode des covariances turbulentes

Domaine d'application

La méthode des covariances turbulentes est la méthode de référence pour la mesure des flux émis par une surface suffisamment étendue et relativement homogène (typiquement de l'ordre de 10 ha et au minimum supérieur à 1 ha). Cette méthode s'applique à tous les composés gazeux et les particules à condition que l'on ait un analyseur capable d'une mesure rapide (5Hz minimum, idéalement 10 à 20 Hz). Cette méthode est appliquée en routine sur des séries pluriannuelles pour la mesure des flux de CO₂, d'eau et de chaleur sensible ou pour l'ozone. Elle se développe pour les composés azotés et les gaz à effet de serre avec l'avènement des diodes lasers à cascade quantique (QCL) suffisamment sensibles (Fiche 12) pour le N₂O et le méthane et plus récemment pour l'ammoniac. Pour les oxydes d'azote (NO et NO₂), elle repose sur le développement d'analyseur de chimiluminescence (Fiche 9) avec des détecteurs photométriques sensibles, des conditions de vide suffisantes et l'utilisation de convertisseur photochimiques NO₂->NO. Le développement récent des spectromètres de masse à transfert de proton (PTR-MS) permet maintenant la mesure des flux par covariances turbulentes des composés organiques volatiles (COV) et de NH₃. Elle est également applicable pour des mesures de flux d'aérosols.

Principe

Le principe de la mesure par covariances turbulentes est littéralement de « compter les molécules qui traversent le plan horizontal au niveau du point de mesure ». En effet, la quantité de molécules qui traverse ce plan à chaque instant est égale au produit de la concentration du composé C (mol.m⁻³) autour de ce plan par la composante de la vitesse du vent normale au plan w (m.s⁻¹). Si l'on moyenne ce « flux » instantané on obtient le flux F (mol m⁻².s⁻¹) moyen sur la période: $F = \overline{w \cdot C}$. Si la théorie est simple, la pratique l'est moins. Afin d'éviter les erreurs dues aux imprécisions et dérives de zéro des capteurs, l'équation ci-dessus a été développée pour ne faire apparaître que les fluctuations de vitesse de vent et de concentration autour des moyennes (w' et C' , qui ne sont pas affectés par les dérives). Cependant, plusieurs hypothèses fondamentales sont nécessaires pour l'établissement de cette loi et la détermination de C' qui nécessite la mesure de concentration à haute fréquence qui est rarement dénuée de biais. Deux hypothèses fondamentales en particulier vont limiter son application:

- l'écoulement doit être homogène horizontalement et stationnaire sur une période de 15 minutes à 2h, c'est-à-dire qu'il est nécessaire qu'il n'y ait pas de variations brusques du climat ou de l'écoulement d'air au cours de ces périodes. Cette condition n'est parfois pas validée de nuit lorsque des phénomènes d'ondes gravitaires¹⁶ apparaissent. Elle ne sera également pas validée à proximité (en aval) d'une source importante, comme un axe routier pour les NO_x. Pour les lecteurs désireux d'approfondir ces notions, ils peuvent se référer à Mahrt (2007; 2010).

¹⁶ Les ondes gravitaires apparaissent essentiellement au-dessus des forêts et en conditions boréales. Elles sont liées à des phénomènes de stratification thermique de l'atmosphère (Lee et al. 1997)

- la mesure doit être faite à une fréquence « nettement » supérieure à la fréquence des tourbillons responsables du transfert de masse et sur une durée suffisante pour englober les tourbillons aux fréquences les plus basses.

Une dernière hypothèse n'est pas directement liée à la méthode mais à l'interprétation que l'on fait des flux mesurés à une certaine hauteur au-dessus de la surface. On suppose que le flux obtenu à la hauteur de mesure est égal au flux à la surface. Cette hypothèse nécessite qu'il n'y ait pas « d'advection » sous le système de mesure, c'est-à-dire que le volume d'air dont la composition a été modifiée par la source ou le puits dans la parcelle étudiée ne sorte pas par un écoulement latéral sans être remplacé par un volume aux propriétés équivalentes (ce qui arrive quand la turbulence est faible et que l'écosystème n'est pas homogène sur toute la surface et alentours). Il faut de plus qu'il n'y ait pas de terme de « stockage », c'est-à-dire que la masse d'air sous le mât de mesure ne joue pas le rôle de réservoir (ce qui arrive lors des périodes très peu venteuses). Des publications de synthèse sur la méthode sont disponibles (Aubinet *et al.*, 2000; Lee *et al.*, 1997; Massman and Lee, 2002).

Matériel nécessaire

Pour mesurer un flux par la méthode des covariances turbulentes il faut:

- Un anémomètre ultrasonique 3D qui mesure les trois composantes du vent à une fréquence supérieure à 20 Hz.
- Un analyseur de gaz « rapide » c'est-à-dire ayant une fréquence d'acquisition réelle supérieure à 2 à 5 Hz au minimum et idéalement de 20 Hz.
- Si l'analyseur est de type fermé, un système d'échantillonnage et de pompage dimensionné qui amène le gaz vers l'analyseur pour cette application. Le bon dimensionnement doit permettre un temps de transfert adéquat du composé dans la ligne. Cela évite les

interactions avec les surfaces, c'est-à-dire les réactions chimiques possibles et surtout l'atténuation des flux par perte des fluctuations à hautes fréquences (les frottements sur les parois induisent des mélanges artificiels). Pour cela l'écoulement dans les tuyaux doivent être turbulents (nombre de Reynolds supérieurs à 2000-3000) et le temps de transfert inférieur à quelques secondes. L'échantillonnage de l'air se fait sous l'anémomètre ultrasonique avec une tête de prélèvement qui ne doit pas être trop encombrante pour ne pas perturber la mesure de l'anémomètre.

- Un mât permettant de positionner le système à une hauteur donnée sans perturber la mesure anémométrique et un système d'acquisition de données à 20 Hz ou 50 Hz.



Figure M31.1. Système de mesure de flux de CO₂ par covariance turbulente (source: INRA)

Mise en œuvre

Après s'être équipé de matériel adéquat, il faut procéder au choix du site. Ce site doit permettre de minimiser les limites à la méthode: surface plane et homogène la plus grande possible, pas de source intense à proximité, pas d'obstacles à proximité. Souvent les analyseurs performants qui permettent de mesurer à haute fréquence nécessitent aussi des pompes à vide de grosse puissance. Il est donc le plus souvent nécessaire d'avoir un point d'accès au courant alternatif. Ne pas négliger non plus l'accès à distance au système d'acquisition pour contrôler les analyseurs (satellite par exemple). Les données acquises devront être sauvegardées régulièrement et traitées par un logiciel *ad hoc* (*EdiRe*, *EddyMeas*, *EddyPro*). Il faut également prévoir un étalonnage régulier des analyseurs automatique ou manuel.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

Cette méthode est une méthode de référence aujourd'hui pour le CO₂, l'eau et la chaleur sensible. Elle a été évaluée à de nombreuses reprises, par des approches théoriques ou pratiques (Ueyama *et al.*, 2012). Malgré tout, il n'existe qu'un nombre limité d'études comparant cette méthode à d'autres et il reste des questions importantes sur les possibles biais de la méthode, notamment sur les pertes hautes fréquences sur les composés réactifs comme l'ammoniac (Ferrara *et al.*, 2012; Sintermann *et al.*, 2011; Whitehead *et al.*, 2008). En particulier, il est avéré que le bilan d'énergie de nombreux sites de mesure n'est pas bouclé, ce qui pose question sur l'ensemble des mesures de flux d'énergie (rayonnement, conduction, stockage dans la biomasse et convection par covariance turbulente) (Foken, 2008; Leuning *et al.*, 2012).

La source d'incertitude principale est la perte haute fréquence liée à un analyseur trop lent (Massman, 2000). La non-stationnarité de l'écoulement et la zone d'origine du flux mesuré est également une source d'incertitude importante mais que l'on peut identifier par des tests standards (Aubinet *et al.*, 2000) et des modèle de footprint (Kljun *et al.*, 2004). Enfin, la composante basse fréquence du flux liée à la topographie du site (vallonné, plat) et la façon dont cette topographie est prise en compte dans le traitement des données peut engendrer de l'approximation.

Intérêts et limites

Intérêts : L'intérêt principal de la méthode est qu'il s'agit d'une mesure directe du flux surfacique, quasi continue, conceptuellement simple et relativement facile à mettre en œuvre, moyennant une source de courant le plus souvent.

Limites : Les limites de la méthode résident dans la nécessité d'avoir un analyseur rapide de concentration suffisamment sensible pour que le seuil de détection du flux soit acceptable. La mesure est aisée pour H₂O, CO₂, O₃, faisable pour N₂O, CH₄ mais reste difficile pour NH₃, NO, NO₂ et les COV. L'échantillonnage reste également difficile pour les composés réactifs du fait des réactions chimiques et des phénomènes d'adsorption et désorption dans le tube de prélèvement. Enfin deux limites supplémentaires résident dans la nécessité d'une expertise pointue sur le post-traitement des résultats bruts et le prix des analyseurs rapides.

Coût : Le coût principal réside dans l'anémomètre ultrasonique à trois dimensions (2 000 à 3 000 € d'investissement, pas de fonctionnement), et son système d'acquisition (1 000 à 3 000 € d'investissement, fonctionnement minime). Il faut ensuite un analyseur rapide du type QCL

ou chimiluminescence dont le coût est aujourd'hui encore très élevé pour NH₃, N₂O et CH₄ (60 000 à 120 000 €). Pour le CO₂ les prix sont bien inférieurs (5 000 à 10 000 €).

Partenaires Référents

Rédacteur de la fiche:

- Benjamin LOUBET, INRA – Thiverval-Grignon, France

Organisme de référence: Lylian Joly, Université de Reims – Reims, France

Références bibliographiques

- Aubinet, M.; Grelle, A.; Ibrom, A.; Rannik, U.; Moncrieff, J., et al. 2000. Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: The EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research*, Vol 30. 30, 113-175
- Ferrara, R.M.; Loubet, B.; Di Tommasi, P.; Bertolini, T.; Magliulo, V., et al. 2012. Eddy covariance measurement of ammonia fluxes: Comparison of high frequency correction methodologies. *Agricultural and Forest Meteorology*. 158, 30-42 10.1016/j.agrformet.2012.02.001
- Foken, T. 2008. The energy balance closure problem: An overview. *Ecological Applications*. 18 (6), 1351-1367 10.1890/06-0922.1
- Kljun, N., P. Calanca, M. W. Rotach, and H. P. Schmid. 2004. A simple parameterisation for flux footprint predictions. *Boundary-Layer Meteorology*, 112: 503-523.
- Lee, X.; Neumann, H.H.; DenHartog, G.; Fuentes, J.D.; Black, T.A., et al. 1997. Observation of gravity waves in a boreal forest. *Boundary-Layer Meteorology*. 84 (3), 383-398 10.1023/a:1000454030493
- Leuning, R.; van Gorsel, E.; Massman, W.J.; Isaac, P.R. 2012. Reflections on the surface energy imbalance problem. *Agricultural and Forest Meteorology*. 156, 65-74 10.1016/j.agrformet.2011.12.002
- Mahrt, L. 2007. The influence of nonstationarity on the turbulent flux-gradient relationship for stable stratification. *Boundary-Layer Meteorology*. 125 (2), 245-264 10.1007/s10546-007-9154-0
- Mahrt, L. 2010. Computing turbulent fluxes near the surface: Needed improvements. *Agricultural and Forest Meteorology*. 150 (4), 501-509 10.1016/j.agrformet.2010.01.015
- Massman, W.J. 2000. A simple method for estimating frequency response corrections for eddy covariance systems. *Agricultural and Forest Meteorology*. 104 (3), 185-198 10.1016/s0168-1923(00)00164-7
- Massman, W.J.; Lee, X. 2002. Eddy covariance flux corrections and uncertainties in long-term studies of carbon and energy exchanges. *Agricultural and Forest Meteorology*. 113 (1-4), 121-144 10.1016/s0168-1923(02)00105-3
- Sintermann, J.; Spirig, C.; Jordan, A.; Kuhn, U.; Ammann, C., et al. 2011. Eddy covariance flux measurements of ammonia by high temperature chemical ionisation mass spectrometry. *Atmospheric Measurement Techniques*. 4 (3), 599-616 10.5194/amt-4-599-2011
- Whitehead, J.D.; Twigg, M.; Famulari, D.; Nemitz, E.; Sutton, M.A., et al. 2008. Evaluation of laser absorption spectroscopic techniques for eddy covariance flux measurements of ammonia. *Environmental Science & Technology*. 42 (6), 2041-2046 10.1021/es071596u

Fiche 32 Mesure des émissions d'une surface par des méthodes dérivées des covariances turbulentes: « Relaxed Eddy Accumulation » (REA), « Disjunct Eddy Covariance » (DEC), et « Virtual Disjunct Eddy Covariance » (vDEC)

Domaine d'application

Les méthodes dérivées des covariances turbulentes (REA, DEC et VDEC aussi appelée DEC-MS) ont le même domaine d'application que celle-ci (Fiche 31). Elles sont adaptées à la mesure des flux émis par une surface suffisamment étendue et relativement homogène (typiquement de l'ordre de 10 ha et au minimum supérieur à 1 ha). Ces méthodes s'appliquent a priori à tous les composés gazeux et les particules mais ne nécessitent pas une mesure rapide de 10 à 20 Hz comme les covariances turbulentes. Ces méthodes sont donc utilisées pour la mesure des flux de composés dont il n'existe pas de capteurs « rapides ». Ces méthodes ne sont en revanche que rarement appliquées en routine car elles sont d'une plus grande technicité que la méthode des covariances (électrovannes rapides, réservoirs) et demandent plus de moyens humains. Il existe toutefois des méthodes basées sur des capteurs simples qui sont utilisés sur de longues périodes.

- La méthode REA, formalisée par (Businger and Oncley, 1990), requiert un analyseur avec un temps de réponse de 30 minutes à 1 heure. Elle a été utilisée de façon satisfaisante pour des flux de composés organiques volatils (COV), de particules ultrafines ou plus larges, d'ammoniac, d'acide nitrique, de sulfate, du dioxyde de soufre, de méthane et de N₂O ainsi que de pesticides.
- Les méthodes DEC (Haugen, 1978) et VDEC requièrent des analyseurs avec un temps de réponse de quelques dizaines de secondes par canal. Ces méthodes ont été utilisées pour les COV essentiellement (permettant de scanner typiquement 10 composés successivement) mais aussi pour les aérosols, le N₂O ou les oxydes d'azote.

Principe

Les méthodes de covariances disjointes (DEC, VDEC) et d'accumulation (Eddy accumulation EA, REA) reposent sur le même principe que la méthode de covariance turbulente et consistent donc aussi à « compter les molécules qui traversent le plan horizontal qui passe par le point de mesure » (Fiche 31). La différence avec la méthode de covariance turbulente réside dans l'échantillonnage conditionnel pour les méthodes d'accumulation et l'échantillonnage disjoint pour les méthodes disjointes.

La méthode Relaxed Eddy Covariance (REA) repose sur deux hypothèses fondamentales: (1) la similitude entre flux et variance d'un composé (Obukhov, 1960; Wyngaard and Coté, 1971; Wyngaard *et al.*, 1971), et (2) la similitude entre transfert des différents scalaires (la température et le composé d'intérêt). La méthode consiste à échantillonner le composé de façon conditionnelle: lorsque la composante verticale du vent est positive, l'air est stocké dans un réservoir « montant », tandis que quand elle est négative l'air est stocké dans un réservoir « descendant » (Ruppert *et al.*, 2006). Le flux F (g.m⁻².s⁻¹) est alors exprimé par $F = b\sigma_w(\overline{C_\uparrow} - \overline{C_\downarrow})$, où b est le facteur exprimant la similitude flux-variance, σ_w est l'écart-type de la

composante verticale du vent (m.s^{-1}) et $\overline{C_{\uparrow}}$ et $\overline{C_{\downarrow}}$ sont les concentrations dans les réservoirs « montant » et « descendant » (g.m^{-3}). La valeur théorique de b pour une turbulence idéale est de 0,627. En pratique la valeur de b est définie sur chaque période de mesure en supposant que l'équation du flux est la même pour la température. On mesure ainsi la covariance $\overline{w'T'}$ entre température et composante verticale du vent et les températures « montantes » $\overline{T_{\uparrow}}$ et « descendantes » $\overline{T_{\downarrow}}$. b est alors estimé comme : $b = \overline{w'T'} / \sigma_w (\overline{T_{\uparrow}} - \overline{T_{\downarrow}})$.

- La méthode Disjunct Eddy Covariance (DEC) repose sur le même principe que la mesure par covariance turbulente. Le flux est égal à la covariance de la concentration (C) et de la composante verticale de la vitesse du vent (w en m.s^{-1}), $F = \overline{w'C'}$. La différence avec la méthode des covariances réside dans la façon dont la concentration est mesurée : au lieu de mesurer les fluctuations de concentration avec une fréquence élevée (typiquement 10-20Hz), elle est estimée en prélevant l'air toutes les 10 à 30 s mais sur un laps de temps très court (0,1 à 0,2 s). Cela permet d'analyser la concentration du composé avec des analyseurs ayant un temps de réponse lent (une dizaine de secondes). Comme l'air est prélevé sur une période très courte, la covariance avec la composante verticale du vent n'est pas atténuée. Par contre elle n'est pas mesurée en continu. Tout se passe comme si dans une série de données de covariance classique, on ne considérait que 1 point sur 10 ou 20 (Figure M32.1). La statistique de la covariance n'est pas modifiée pour autant. Il reste toutefois des pertes aux fréquences supérieures à 10 Hz qu'il convient d'évaluer.

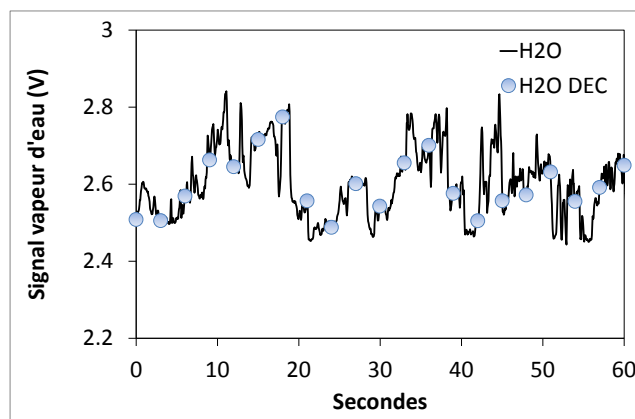


Figure M32.1. Illustration de la méthode DEC qui échantillonne 3 fois par seconde en comparaison avec une méthode échantillonnant à 20Hz (Comm. Pers. Benjamin Loubet)

- La méthode vDEC est identique à la méthode DEC sur le principe qui consiste à échantillonner sur un laps de temps court avec une fréquence d'échantillonnage plus faible que la méthode des covariances turbulentes. La différence réside dans le fait qu'aucun système de stockage n'est utilisé et qu'un analyseur haute fréquence est utilisé pour mesurer de façon séquentielle. Cette mesure séquentielle sert à mesurer la concentration de plusieurs composés, comme les COVs. On peut aussi utiliser la méthode vDEC pour mesurer les flux d'un composé à plusieurs niveaux.

Matériel nécessaire

Pour mesurer un flux par les méthodes DEC ou REA, il faut un anémomètre ultrasonique 3D qui mesure les trois composantes du vent à une fréquence supérieure à 10 Hz. Il existe plusieurs modèles commerciaux.

- Pour la méthode REA, il faut un analyseur de concentration capable d'analyser au moins trois échantillons par période de mesure (30 minutes à 2 heures). Cette analyse peut être déportée (stockage dans des sacs, des tubes à désorption ou des réservoirs liquides).
- Pour la méthode DEC, il faut un analyseur de concentration d'une fréquence d'acquisition de l'ordre de 10 à 20 secondes au minimum, idéalement de quelques secondes. Il faut par ailleurs un système d'électrovannes et de stockage d'échantillon complexe qui permette de stocker un échantillon pendant qu'on analyse l'autre.
- Pour la méthode vDEC, il faut un analyseur de concentration avec une fréquence fondamentale d'acquisition identique à celle de la méthode des covariances turbulentes (10 – 20 Hz).
- Les systèmes d'échantillonnage et de pompage doivent être dimensionnés pour éviter de trop long temps de transfert du composé dans la ligne pour éviter l'atténuation des flux par perte de signal aux fréquences élevées.
- Un mât permettant de positionner le système à une hauteur donnée sans perturber la mesure anémométrique et un système d'acquisition de données à 20 Hz ou 50 Hz.

Mise en œuvre

Après s'être équipé de matériel adéquat, il faut procéder au choix du site. Ce site doit permettre de minimiser les limites à la méthode : surface plane et homogène la plus grande possible, pas de source intense à proximité, pas d'obstacles à proximité. La plupart des analyseurs performants nécessitent des pompes à vide de grosse puissance. Il est donc le plus souvent nécessaire d'avoir un point d'accès au courant alternatif. Ne pas négliger non plus l'accès internet pour le système d'acquisition afin de contrôler les analyseurs et les systèmes de stockage des méthodes vDEC et REA. Les données acquises devront être sauvegardées régulièrement et traitées par un logiciel *ad hoc* du même type que pour les méthodes des covariances turbulentes. Il faut également prévoir un étalonnage régulier (automatique ou manuel) des analyseurs.

Éléments de validation et sources d'incertitudes

La méthode REA a été validée théoriquement puis avec des comparaisons directes pour le CO₂ par exemple, par Brut *et al.* (2004). Une limitation principale de la méthode REA réside dans les hypothèses de similitudes flux-variance et également entre flux de scalaires (Ruppert *et al.*, 2006). En particulier, la détermination de la constante *b* dépend de la méthode d'échantillonnage conditionnel qui est fortement influencé par la stationnarité du vent et de la concentration (Gronholm *et al.*, 2008).

La méthode DEC a été validée, soit théoriquement en sous échantillonnant des mesures par covariances, soit par des mesures directes en DEC et EC avec des composés « inertes » comme le CO₂ (Hoertnagl *et al.*, 2010). Une limitation de la méthode réside dans la durée maximale entre chaque prélèvement: celle-ci est en réalité limitée par le nombre de données acquises dans la période d'intégration (30 min à 2 h). Pour obtenir une incertitude raisonnable inférieure à 10% sur le flux, il faut typiquement au moins 2 à 15 points par

minute selon les auteurs (Rinne *et al.*, 2008; Turnipseed *et al.*, 2009). Une autre limitation de cette méthode réside dans la difficulté à évaluer les pertes hautes fréquences des flux (Hoertnagl *et al.*, 2010). La méthode vDEC étant fondamentalement identique à la méthode DEC, les éléments de validation et les sources d'incertitudes sont les mêmes. Une limitation supplémentaire réside dans la détermination du décalage temporel entre la mesure de concentration et celle du vent qui est essentielle à déterminer (Hoertnagl *et al.* 2010).

Intérêts et limites

Intérêts : L'intérêt principal des méthodes DEC et vDEC est qu'il s'agit de mesure directe du flux comme la méthode des covariances turbulentes mais avec des analyseurs ayant un temps de réponse de l'ordre de la dizaine de seconde pour un canal donné et non pas du dixième de seconde. En revanche un intérêt de la méthode REA par rapport aux méthodes (v)DEC tient au fait que le volume échantillonné par échantillon est bien plus grand et permet en général d'avoir une meilleure sensibilité, et donc un seuil de détection du flux plus bas.

Limites : Comme pour la méthode EC, une limite des méthodes DEC, vDEC et REA réside dans la nécessité d'avoir un analyseur concentration suffisamment sensible pour que le seuil de détection du flux soit acceptable. La méthode REA n'est pas tout à fait identique à la méthode des covariances turbulentes car elle nécessite des hypothèses supplémentaires de similitude entre le transport de chaleur et de masse. La difficulté principale de la méthode DEC tient dans la nécessité de stocker un échantillon dans un réservoir alors que l'on analyse l'autre. La principale limitation de la méthode REA tient à la capacité de stocker le composé à analyser dans trois réservoirs. De tels dispositifs sont difficiles à mettre en œuvre et aucun produit commercial n'existe. Par ailleurs cette méthode n'est pas très adaptée aux composés réactifs comme NH₃, les NO_x, les COVs et les aérosols qui peuvent réagir dans les réservoirs. La méthode vDEC qui n'utilise pas de réservoir permet de contourner ce problème mais elle nécessite des analyseurs avec des temps de réponse « par composé » identiques à la méthode des covariances turbulentes (Karl *et al.*, 2002).

Coût: Les méthodes vDEC et REA nécessitent un anémomètre 3D haute fréquence (5 000 à 15 000 €) et son système d'acquisition (3 000 à 6 000 €). Ces méthodes requièrent en général des électrovannes en matériau inerte rapides et à gros débit (1 000 €). Les analyseurs sont des analyseurs lents (REA) ou relativement rapides (vDEC, DEC) dont les prix sont en général élevés (60 000 € à 200 000 €).

Partenaires Référents

Rédacteur de la fiche:

- Benjamin Loubet, INRA, UMR EGC – Thiverval-Grignon, France

Autres organismes référents: Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement – Saclay, France

Références bibliographiques

- Brut, A.; Legain, D.; Durand, P.; Laville, P. 2004. A relaxed eddy accumulator for surface flux measurements on ground-based platforms and aboard research vessels. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*. 21 (3), 411-427 10.1175/1520-0426(2004)021<0411:areafs>2.0.co;2
- Businger, J.A.; Oncley, S.P. 1990. Flux measurement with conditional sampling. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*. 7 (2), 349-352 10.1175/1520-0426

- Gronholm, T.; Haapanala, S.; Launiainen, S.; Rinne, J.; Vesala, T., et al. 2008. The dependence of the beta coefficient of REA system with dynamic deadband on atmospheric conditions. *Environmental Pollution*. 152 (3), 597-603
10.1016/j.envpol.2007.06.071
- Haugen, D. 1978. Effects of sampling rates and averaging periods on meteorological measurements. In: Society, A.M. (Ed.). Fourth Symposium on Meteorological Observations and Instrumentation, American Meteorological Society. Denver, Colorado, US, April 10-14, 1978, p. 15-18
- Hoertnagl, L.; Clement, R.; Graus, M.; Hammerle, A.; Hansel, A., et al. 2010. Dealing with disjunct concentration measurements in eddy covariance applications: A comparison of available approaches. *Atmospheric Environment*. 44 (16), 2024-2032
10.1016/j.atmosenv.2010.02.042
- Karl, T.G.; Spirig, C.; Rinne, J.; Stroud, C.; Prevost, P., et al. 2002. Virtual disjunct eddy covariance measurements of organic compound fluxes from a subalpine forest using proton transfer reaction mass spectrometry. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2, 279-291
- Obukhov, A.M. 1960. Structure of the temperature and velocity fields under conditions of free convection. *Izv. Akad Nauk SSSR, Ser. Geofiz.* 9, 1392-1396
- Rinne, J.; Douffet, T.; Prigent, Y.; Durand, P. 2008. Field comparison of disjunct and conventional eddy covariance techniques for trace gas flux measurements. *Environmental Pollution*. 152 (3), 630-635
10.1016/j.envpol.2007.06.063
- Ruppert, J.; Thomas, C.; Foken, T. 2006. Scalar similarity for relaxed eddy accumulation methods. *Boundary-Layer Meteorology*. 120 (1), 39-63
10.1007/s10546-005-9043-3
- Turnipseed, A.A.; Pressley, S.N.; Karl, T.; Lamb, B.; Nemitz, E., et al. 2009. The use of disjunct eddy sampling methods for the determination of ecosystem level fluxes of trace gases. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 9 (3), 981-994
- Wyngaard, J.C.; Coté, O.R. 1971. The Budgets of Turbulent Kinetic Energy and Temperature Variance in the Atmospheric Surface Layer. *Journal of the Atmospheric Sciences*. 28 (2), 190-201
10.1175/1520-0469(1971)028<0190:TBOTKE>2.0.CO;2
- Wyngaard, J.C.; Coté, O.R.; Izumi, Y. 1971. Local Free Convection, Similarity, and the Budgets of Shear Stress and Heat Flux. *Journal of the Atmospheric Sciences*. 28 (7), 1171-1182
10.1175/1520-0469(1971)028<1171:LFCSAT>2.0.CO;2

2.3 Synthèses des intérêts et limites des méthodes

Remarque générale : De nombreuses méthodes, en particulier pour la mesure des débits et des émissions, requièrent une expertise importante dans le traitement et l'analyse des données.

2.3.1 Les méthodes de prélèvements

Table XIV. Table de synthèse des intérêts et limites des méthodes de prélèvement

Méthode	Gaz ciblés	Applications les plus communes	Couplage avec autres méthodes pour mesure d'émissions	Intérêts	Limites
1 - Capteurs passifs à diffusion	NH ₃ , NO _x , COV	Bâtiment d'élevage Parcelle	Analyse : 7 Débit d'air : 13, 15, 16 Emissions : 26, 27, 28, 32	<ul style="list-style-type: none"> Facilité de mise en œuvre Forte sensibilité notamment pour le NH₃ en particulier à faible concentration Coût unitaire faible 	<ul style="list-style-type: none"> Donne une concentration moyenne sur le temps d'exposition Applicable seulement sur des temps longs, de quelques heures à quelques semaines. Certains capteurs sont sensibles aux poussières Coût total d'une expérimentation se rapprochant de l'utilisation d'un analyseur en direct si il faut multiplier les mesures dans le temps.
2 - Tubes à diffusion actifs (denuders)	NH ₃ , NO _x , COV	Parcelle	Analyse : 7 Emissions : 26, 27, 28, 32	<ul style="list-style-type: none"> Facilité de mise en œuvre Adaptabilité aux concentrations attendues et forte sensibilité A privilégier aux capteurs passifs sur des pas de temps courts (quelques minutes à près d'une heure). Peut permettre de collecter une grande variété de molécules en un temps d'échantillonnage relativement 	<ul style="list-style-type: none"> Nécessite des manipulations à chaque mesure, sauf pour les systèmes à flux liquide continu. Pour les systèmes à flux liquide continu, coût plus important et risque que des contaminations microbiologiques perturbent la mesure

Méthode	Gaz ciblés	Applications les plus communes	Couplage avec autres méthodes pour mesure d'émissions	Intérêts	Limites
				<ul style="list-style-type: none"> court Coût unitaire faible 	
3 - Piégeage acide par barbotage	NH ₃	Bâtiment d'élevage, Stockage des effluents, Champs, Pâturage	Analyse : 7 Débit d'air : 13, 15, 16 Emissions : 20, 26, 27, 28	<ul style="list-style-type: none"> Méthode robuste Forte sensibilité Adaptabilité à la gamme de concentration attendue et à la durée de prélèvement Coût unitaire faible 	<ul style="list-style-type: none"> Technique consommatrice de temps et difficilement automatisable Non applicable pour des suivis à haute résolution temporelle Interférences possibles avec d'autres espèces absorbables contenant de l'azote (ex : : amines volatiles).
4 - Techniques de prélèvements continu pour analyse en direct	Tous gaz	Bâtiment d'élevage, Stockage des effluents, Champs, Pâturage	Analyse : 8, 9, 10, 11, 12 Débit d'air : 13, 14, 15, 16 Emissions : 17, 18, 20, 22, 24, 26 à 32	<ul style="list-style-type: none"> Permet des analyses <i>in situ</i> et en continu sur de longues périodes de temps (forte résolution temporelle) Possibilité de prélever de façon séquentielle plusieurs échantillons de gaz sur un même site. 	<ul style="list-style-type: none"> Temps de mise en place ou de déplacement du circuit de prélèvement Investissement pouvant atteindre plusieurs milliers d'€, hors analyse Nécessite de protéger les tubes contre la poussière et contre la condensation d'eau à l'intérieur Nécessité de s'assurer, en cas d'aspiration, qu'il n'y a pas de fuites entre le point d'échantillonnage et l'analyseur conduisant à diluer ou contaminer le gaz échantillonné

2.3.2 Les méthodes d'analyse des concentrations

Table XV. Table de synthèse des intérêts et limites des méthodes d'analyse des concentrations

Méthode	Gaz ciblés	Couplage avec autres méthodes pour mesure d'émissions	Intérêts	Limites	Précision (par rapport à l'usage en élevage)
6 - Tubes réactifs colorimétriques	NH ₃ , N ₂ O, NO _x , CO ₂	Débit d'air : 13, 15, 16	<ul style="list-style-type: none"> Facilité de mise en œuvre Résultats quasi instantanés Adaptable à une large gamme de concentration (ex : 5 à 100 ppm pour l'ammoniac) Faible coût pour une mesure ponctuelle Utilisable pour de nombreux composés 	<ul style="list-style-type: none"> Précision faible (ex : 10 à 15% pour l'ammoniac) Anticipation des niveaux de concentrations pour le choix des tubes Ciblage des composés a priori, ne permet pas d'établir des dynamiques temporelles fines Phénomènes d'interférences possibles (par exemple entre composés acides et basiques en cas de réaction colorimétrique basée sur un changement de pH) Coût conséquent si multiplication des mesures 	Faible (caractérisation d'écart élevés)
7 - Dosage au laboratoire de l'ammonium (NH ₄ ⁺) en solution	NH ₃	Prélèvement : 1, 2, 3	Colorimétrie en flux continu (CFA)		
			<ul style="list-style-type: none"> Rapidité des analyses (40 à 60 échantillons par h) Méthode robuste Bonne reproductibilité 	<ul style="list-style-type: none"> Interférences possibles en particulier, si échantillons fortement acides (ex : issu d'un piégeage acide par barbotage) 	Dépend du niveau de concentration en NH ₄ ⁺ dans la solution
Conductimétrie					

Méthode	Gaz ciblés	Couplage avec autres méthodes pour mesure d'émissions	Intérêts	Limites	Précision (par rapport à l'usage en élevage)
			<ul style="list-style-type: none"> • Facile a mettre en œuvre • Peu coûteux • Faible volume d'échantillon • Large plage de mesure et seuil de détection faible • Bonne reproductibilité 	<ul style="list-style-type: none"> • Durée d'analyse longue (5 à 12 échantillons par h) 	Dépend du niveau de concentration en NH_4^+ dans la solution
			Chromatographie ionique		
			<ul style="list-style-type: none"> • Permet de doser tous les cations majeurs en même temps que l'ammonium • Reproductibilité 	<ul style="list-style-type: none"> • Durée d'analyse longue (4 échantillons par h) • Interférences si l'échantillon est trop chargé en cations • Coût 	Dépend du niveau en NH_4^+ de concentration dans la solution
8 - <i>Chromatographie en phase gazeuse</i>	N_2O , CO_2 , CH_4 , NO_x , NH_3	Prélèvement : 4,5	<ul style="list-style-type: none"> • Technique maîtrisée et équipement commerciaux • Investissement inférieur à 30 000 €. • Forte sensibilité et seuils de détection bas (de l'ordre du ppm pour le CO_2 et du ppb pour NO_x, N_2O, NH_3 et CH_4) • Permet de quantifier plusieurs espèces chimiques simultanément • Adapté à d'importantes variations temporelles de concentrations 	<ul style="list-style-type: none"> • Mise en œuvre sur le terrain difficile (calibration régulière, passage de références) • Coûts de fonctionnement élevés • Limites et performances de détection spécifiques à chaque instrument • Mesure des gaz réactifs tels que NH_3 difficile en continue en raison d'effet mémoire (absorption par les tubes) 	Elevée

Méthode	Gaz ciblés	Couplage avec autres méthodes pour mesure d'émissions	Intérêts	Limites	Précision (par rapport à l'usage en élevage)
9 - <i>Chimiluminescence</i>	NH ₃ , NO _x , CO ₂	Prélèvement : 4,5	<ul style="list-style-type: none"> • Forte sensibilité atteignant quelques ppt pour le NO et 1 ppb pour le NH₃ • Temps de réponse bas (jusqu'à 0,1s) avec acquisition rapide du signal • Particulièrement adaptée en couplage avec la méthode de détermination des émissions par covariances turbulentes 	<ul style="list-style-type: none"> • Calibrations fréquentes • Interférences qui peuvent être problématiques pour les concentrations faibles rencontrées dans les zones rurales • Investissement de 15 000 à 60 000 € pour les instruments les plus précis 	Elevée
10- <i>Spectroscopie d'absorption (IR)</i>	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃ , NO _x	Prélèvement : 4,5	<ul style="list-style-type: none"> • Forte sensibilité (~ppb) • Possibilité de mesurer plusieurs composés à la fois • Temps de réponse bas permettant une acquisition rapide du signal • Permet de quantifier plusieurs espèces chimiques simultanément • Instruments utilisés en routine pour les GES • Adapté à d'importantes variations temporelles de concentrations 	<ul style="list-style-type: none"> • Risques d'interférences • Sensibilité aux conditions ambiantes • Calibrations fréquentes pour certains appareils (mais faible dérive annuelle de l'étalonnage pour d'autres) • Coût 	Elevée

Méthode	Gaz ciblés	Couplage avec autres méthodes pour mesure d'émissions	Intérêts	Limites	Précision (par rapport à l'usage en élevage)
11- DOAS	NO _x , NH ₃	Prélèvement : 4,5	<ul style="list-style-type: none"> • Très forte sensibilité (<ppb) • Limite de détection basse • Temps de réponse bas permettant une acquisition rapide du signal 	<ul style="list-style-type: none"> • Plusieurs dizaines de milliers d'€ • Nombre limité d'espèces chimiques pouvant être détectées • Difficile à mettre en œuvre dans des milieux très poussiéreux comme les bâtiments d'élevage 	Très élevée
12 - Spectroscopie d'absorption laser	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃ , NO _x	Prélèvement : 4,5	<ul style="list-style-type: none"> • Technique de référence pour les évaluations quantitatives des molécules en phase gazeuse à l'état de gaz traces • Temps de réponse bas (jusqu'à 0,1s) permettant une acquisition rapide du signal • Très forte sensibilité (<ppb) • Sélectivité élevée et peu de risques d'interférences • Des instruments de plus en plus robustes et permettant une utilisation plus facile pour un opérateur non spécialiste de la spectrométrie 	<ul style="list-style-type: none"> • Plusieurs dizaines de milliers d'€ • Peu adapté à de fortes variations temporelles de concentrations • Difficile à mettre en œuvre dans des milieux très poussiéreux comme les bâtiments d'élevage 	Très élevée

2.3.3 Les méthodes de mesure des débits en bâtiment d'élevage et au stockage couvert

Table XVI. Table de synthèse des intérêts et limites des méthodes de mesures des débits d'air en bâtiment d'élevage et au stockage des effluents

Méthode	Mesure directe et/ou indirecte	Poste concerné (application commune)	Couplage avec autres méthodes pour mesure d'émissions	Intérêts	Limites
13 - Mesure directe de ventilation à l'aide d'un anémomètre	Directe	Bâtiment	Prélèvement : 1,3,4,5 Emissions : Toutes méthodes d'analyse compatibles avec les prélèvements	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité de mesures à haute fréquence • Facilité de mise en œuvre 	<ul style="list-style-type: none"> • Applicable seulement pour les bâtiments confinés à ventilation dynamique
14 - Détermination du débit d'air à l'aide d'un gaz traceur	Indirecte	Bâtiment, stockage	Prélèvement : 5 Emissions : Toutes méthodes d'analyse compatibles avec les prélèvements	<ul style="list-style-type: none"> • Applicable dans tout type de bâtiment et au stockage couvert • Existence de matériels intégrés permettant de réaliser le dosage et la mesure des concentrations du traceur • Permet de caractériser une zone particulière dans un bâtiment de grandes dimensions 	<ul style="list-style-type: none"> • Mesure discontinue (moyenne sur un pas de temps, en général horaire) • Impact sur l'environnement de certains gaz traceur à minimiser (ex. SF₆) • Mise en œuvre complexe et coût élevé • Hypothèse d'homogénéité du traceur à vérifier

Méthode	Mesure directe et/ou indirecte	Poste concerné (application commune)	Couplage avec autres méthodes pour mesure d'émissions	Intérêts	Limites
15 - Détermination du débit d'air d'un bâtiment d'élevage par bilan thermique	Indirecte	Bâtiment	Prélèvement : 1,3,4,5 Emissions : Toutes méthodes d'analyse compatibles avec les prélèvements	<ul style="list-style-type: none"> Facilité de mise en œuvre Coût faible Robuste pour des évaluations du débit moyen pour un pas de temps journalier ou semi-journalier Possibilité de croiser les estimations par productions de chaleur sensible, latente, totale obtenues avec les mêmes mesures de température et hygrométrie 	<ul style="list-style-type: none"> Evaluation au pas de temps horaire peu fiable (variations de production de chaleur des animaux dues notamment à leur activité) Une mauvaise connaissance de certains termes du bilan thermique peut induire des erreurs importantes (ex : pertes de chaleur par les parois, effet de l'inertie du sol, chauffage au gaz, refroidissement évaporatif, apports de chaleur par la litière) Non applicable si le gradient de température ou d'hygrométrie intérieur/extérieur est trop faible
16 - Détermination du débit d'air d'un bâtiment d'élevage par bilan CO ₂	Indirecte	Bâtiment	Prélèvement : 1,3,4,5 Emissions : Toutes méthodes d'analyse compatibles avec les prélèvements	<ul style="list-style-type: none"> Relative facilité de mise en œuvre Robuste pour des évaluations du débit moyen pour un pas de temps journalier ou semi-journalier Coût faible 	<ul style="list-style-type: none"> Evaluation au pas de temps horaire peu fiable (variations de production de CO₂ des animaux dues notamment à leur activité, production de CO₂ des litières et fumiers) Non applicable si le gradient de CO₂ intérieur/extérieur est trop faible

2.3.4 Les méthodes de mesure des émissions (bâtiment, stockage, champs, pâture)

Table XVI. Table de synthèse des intérêts et limites des méthodes d'estimations des émissions (bâtiment, stockage, champs, pâture)

Méthode	Gaz ciblés	Poste (application commune)	Couplages possibles avec méthodes de prélèvement et d'analyses	Intérêts	Limites
17 - Enceintes semi-ouvertes pour mesure des gaz émis par un ruminant	CO ₂ , CH ₄	Animal (ruminant)	Prélèvement : 5	<ul style="list-style-type: none"> Bonne reproductibilité Conditions contrôlées Comparaison de traitements (ex : rations alimentaires ou des types d'animaux différents) 	<ul style="list-style-type: none"> Méthode intrusive pouvant impacter les conditions d'émissions Difficultés d'extrapolation aux conditions de terrain (représentativité) Coûts matériels et fonctionnement Nombre limité d'animaux (variabilité)
18 - Mesure des gaz émis par les ruminants à l'aide d'un traceur (SF ₆)	CO ₂ , CH ₄	Animal (ruminant)	Prélèvement : 4 Analyse : 8, 10, 12	<ul style="list-style-type: none"> Valeur absolue de flux représentative des conditions réelles (méthode non intrusive) Applicable en conditions contrôlées et en conditions d'élevage (au bâtiment ou à la pâture) Analyse des échantillons pouvant être différée 	<ul style="list-style-type: none"> Technicité de la mise en œuvre Coût Impact sur l'environnement du gaz traceur (SF₆)
19 – Système Greenfeed™	CH ₄ , CO ₂	Animal (Ruminant)	Analyse : 10	<ul style="list-style-type: none"> Solution commerciale, facile à mettre en œuvre Mobile et utilisable en conditions d'élevage Mesure sur une vingtaine d'animaux au cours d'une période de mesure 	<ul style="list-style-type: none"> Période d'adaptation des animaux au système Période de mesure de quelques semaines <i>a minima</i> pour avoir des résultats robustes

Méthode	Gaz ciblés	Poste (application commune)	Couplages possibles avec méthodes de prélèvement et d'analyses	Intérêts	Limites
20 - Bancs de mesure de potentiel d'émissions gazeuses en conditions contrôlées	Tout gaz selon système	Echantillons d'effluents	Prélèvement : 3, 5 Analyse : 7, 8, 9, 10, 11, 12	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité d'analyser un grand nombre d'échantillons et de faire des répétitions • Bonne reproductibilité • Possibilité d'utiliser des liquides de référence • Conditions contrôlées • Comparaisons de traitements • Coût intéressant par rapport aux nombres d'échantillons pouvant être analysés 	<ul style="list-style-type: none"> • Méthode intrusive impactant les conditions d'émissions • Difficultés d'extrapolation aux conditions de terrains • Instruments existant principalement sous forme de prototypes non standardisés et difficilement comparables entre eux dans l'immédiat

Méthode	Gaz ciblés	Poste (application commune)	Couplages possibles avec méthodes de prélèvement et d'analyses	Intérêts	Limites
21 – <i>Méthode du bilan de masse</i>	C gazeux, N gazeux	Bâtiment, Stockage		<ul style="list-style-type: none"> • Relative facilité de mise en œuvre quel que soit le système étudié • Ordres de grandeurs fiables si validés par recouplement avec des bilans de masse sur des éléments non volatils (P, K) • Estimation globale des émissions de la source • Méthode non intrusive • Coût faible 	<ul style="list-style-type: none"> • Pas de détermination des émissions par espèce moléculaire • Incertitudes fortement accrues en cas d'utilisation sur un pas de temps inférieur à la semaine • Très sensible à la représentativité des prélèvements des échantillons d'effluents et d'aliments • Si la masse d'effluents est estimée à partir d'éléments non volatils, sensibilité à la connaissance des intrants (ex. P, K) • Nécessite aussi une connaissance précise de l'ingestion des animaux (qualité de l'offert, quantités ingérées) pas toujours accessible en élevage

Méthode	Gaz ciblés	Poste (application commune)	Couplages possibles avec méthodes de prélèvement et d'analyses	Intérêts	Limites
22 – <i>Méthode des ratios de concentrations</i>	NH ₃ , N ₂ O, CO ₂ , CH ₄	Bâtiment	Prélèvement : 4,5 Analyse : 8, 9, 10, 12 Emissions : 21	<ul style="list-style-type: none"> • Adaptable dans chaque type d'élevage et de bâtiment, • Facile à mettre en œuvre • Ordre de grandeur des résultats pouvant être validé par le bilan de masse eau et N (Fiche 21) • Coût faible 	<ul style="list-style-type: none"> • Pas de cinétique d'émissions à pas de temps inférieur à la semaine • Incertitude importante si la représentativité temporelle des analyses de gaz est faible, • Très sensible à la qualité du bilan de masse et donc aux données zootechniques et aux modèles utilisés • Nécessite d'être adaptée aux conditions d'élevage (élevages dans lesquels on a plusieurs stades physiologiques ou catégories animales dans un même bâtiment ; présence intermittente des animaux s'ils ont un accès extérieur)

Méthode	Gaz ciblés	Poste (application commune)	Couplages possibles avec méthodes de prélèvement et d'analyses	Intérêts	Limites
23 - <i>Chambres statiques</i>	Tout gaz selon système	Litière, Stockage, Sols	Prélèvement : 4,5 Analyse : 7, 8, 9, 10, 11, 12	<ul style="list-style-type: none"> • Facilité de mise en œuvre • Forte sensibilité (flux faibles) • Comparaison de traitements • Hétérogénéité des émissions d'une surface émettrice • Largement utilisée par la communauté scientifique pour les émissions des sols (existence de protocoles standardisés) 	<ul style="list-style-type: none"> • Méthode intrusive impactant les conditions d'émissions (par exemple incidence de la vitesse d'air sur l'émission d'NH_3 de la surface émettrice) • Peu adaptée à la caractérisation de suivi de dynamiques à pas de temps courts ; néanmoins des systèmes d'automatisation peuvent être mis en œuvre • L'extrapolation spatiale des mesures nécessite une stratégie d'échantillonnage avec plusieurs chambres et l'existence de modèles d'extrapolation spatiale et temporelle • En cas d'application sur une surface poreuse, incertitude sur la contribution de la diffusion des gaz observés dans cette porosité

Méthode	Gaz ciblés	Poste (application commune)	Couplages possibles avec méthodes de prélèvement et d'analyses	Intérêts	Limites
24 - Enceintes dynamiques et tunnels ventilés	Tout gaz selon système	Litière, Stockage, Sols	Prélèvement : 5 Analyse : 7, 8, 9, 10, 11, 12	<ul style="list-style-type: none"> • Facilité de mise en place • Comparaison de traitements • Possibilité de détecter des flux très faibles et de répéter les expérimentations (sous réserve d'avoir l'analyseur adéquat) • Possibilité de contrôler certains paramètres environnementaux • Méthode privilégiée aux chambres statiques pour les gaz réactifs (ex : NH₃) 	<ul style="list-style-type: none"> • Méthode intrusive impactant les conditions d'émissions • Difficulté d'extrapolation des mesures à la parcelle agricole ou à l'ouvrage de stockage (nécessite la mise en œuvre de modèle). • Possibilité de surestimer ou de sous-estimer les flux par effet dit d'« oasis »
25 - Bilan ¹⁵ N à la parcelle	N gazeux	Sols		<ul style="list-style-type: none"> • Permet de quantifier les flux liés aux différents processus d'évolution de l'azote dans les sols 	<ul style="list-style-type: none"> • Approche globale des émissions gazeuses azotées ne permettant pas d'en distinguer les différentes formes moléculaires • Ne permet pas de caractérisation fine des dynamiques d'émission • Coût unitaire élevé et lourdeur de mise en œuvre

Méthode	Gaz ciblés	Poste (application commune)	Couplages possibles avec méthodes de prélèvement et d'analyses	Intérêts	Limites
<i>26 - Intégration horizontale des flux</i>	Tout gaz selon système	Bâtiment, Stockage, Champs, Pâturage	Prélèvement : 1, 2, 3, 5 Analyse : 7, 8, 9, 10, 11, 12	<ul style="list-style-type: none"> Relative facilité de mise en œuvre Valeur absolue de flux représentative des conditions réelles (méthode non intrusive) Applicable à de petites surfaces, notamment pour la comparaison de traitements Coût modéré 	<ul style="list-style-type: none"> Surestimerait les émissions Nombre de points de mesure important pour avoir une estimation fiable Requiert une source homogène et un contraste significatif avec l'émission de l'environnement (par exemple après épandage sur la surface) La concentration de fond doit être mesurée avec précision Tend à être remplacée par la méthode de modélisation inverse (Fiche 30)
<i>27 - Profils périmétriques</i>	Tout gaz selon système	Bâtiment, Stockage, Champs, Pâturage	Prélèvement : 1, 2, 3, 5 Analyse : 7, 8, 9, 10, 11, 12	<ul style="list-style-type: none"> Relative facilité de mise en œuvre Valeur absolue de flux représentative des conditions réelles (méthode non intrusive) Applicable à de petites surfaces, notamment pour la comparaison de traitements Ne requiert pas une homogénéité de la source considérée Coût modéré 	<ul style="list-style-type: none"> Nombre de points de mesure important pour avoir une estimation fiable La concentration de fond doit être mesurée avec précision Requiert un contraste significatif entre la surface émettrice et son environnement (par exemple après épandage sur la surface)

Méthode	Gaz ciblés	Poste (application commune)	Couplages possibles avec méthodes de prélèvement et d'analyses	Intérêts	Limites
28 – <i>Méthode du gradient aérodynamique</i>	Tout gaz selon système	Champs, Pâturage	Prélèvement : 5 Analyse : 8, 9, 10, 11, 12	<ul style="list-style-type: none"> Relative facilité de mise en œuvre Mesure directe du flux surfacique Valeur absolue de flux représentative des conditions réelles (méthode non intrusive) Ne nécessite pas de capteur de concentration rapide comme la méthode des covariances turbulentes (Fiche 31) Coût modéré 	<ul style="list-style-type: none"> Difficulté de concilier positionnements des capteurs au-dessus de la sous-couche de rugosité tout en restant dans la couche limite. Hypothèses de stationnarité et d'homogénéité horizontale des surfaces, absence de sources et puits du composé étudié dans l'atmosphère (mal adaptée aux paysages hétérogènes, vallonnés) Tend à être remplacé par la méthode Relaxed Eddy Accumulation (REA) (Fiche 32)
29 - <i>COTAG - méthode simplifiée de mesure de flux surfacique par gradient de concentration</i>	NH ₃	Champs, Pâturage	Prélèvement : 2 Analyse : 7	<ul style="list-style-type: none"> Facilité de mise en œuvre avec peu de maintenance Valeur absolue de flux représentative des conditions réelles (méthode non intrusive) Permet des mesures intégrées des flux sur une longue période (> 1 saison ou > 1 an) avec des mesures de concentrations à basse fréquence (typiquement 1 semaine à 1 mois) Coûts faibles, en particulier analytiques et de maintenance 	<ul style="list-style-type: none"> Méthode moins précise et à faible résolution temporelle par comparaison aux autres méthodes micro-météorologiques telles que celle du gradient aérodynamique Nécessite une source surfacique plane et homogène, avec des concentrations de fond peu variables et faibles. Méthode en développement

Méthode	Gaz ciblés	Poste (application commune)	Couplages possibles avec méthodes de prélèvement et d'analyses	Intérêts	Limites
30 - <i>Modélisation inverse des émissions d'une surface</i>	Tout gaz selon système	Bâtiment, Stockage, Champs, Pâturage	Prélèvement : 1, 2, 3, 5 Analyse : 7, 8, 9, 10, 11, 12	<ul style="list-style-type: none"> Facilité de mise en œuvre Valeur absolue de flux représentative des conditions réelles (méthode non intrusive) Ne nécessite pas de capteur de concentration rapide comme la méthode des covariances turbulentes (Fiche 31) Disponibilité de modèles de dispersion Nombre de points de mesures réduit Coût faible à modéré 	<ul style="list-style-type: none"> Privilégier des sources homogènes, intenses et avec des concentrations de fond peu variables et faibles. N'est pas adaptée à une zone avec des haies ou des arbres épars ou de forts changements de rugosité. Difficulté d'application sur des périodes longues avec des changements de direction des vents
31 – <i>Méthode des covariances turbulentes</i>	Tout gaz selon système	Champs, Pâturage	Prélèvement : 5 Analyse : 8, 9, 10, 11, 12	<ul style="list-style-type: none"> Relative facilité de mise en œuvre Valeur absolue de flux représentative des conditions réelles (méthode non intrusive) Mesure directe du flux surfacique en quasi continu Applicable à de grandes surfaces (> 1 ha) Méthode de référence pour le CO₂, l'eau et la chaleur 	<ul style="list-style-type: none"> Nécessite un ou des analyseurs de concentration haute fréquence Mesures difficiles pour l'NH₃ et les NOx Hypothèse d'homogénéité de la source Mesures souvent moins fiables la nuit (moins turbulence atmosphérique) Coût élevé

Méthode	Gaz ciblés	Poste (application commune)	Couplages possibles avec méthodes de prélèvement et d'analyses	Intérêts	Limites
32 – Méthodes dérivées des covariances turbulentes (REA, DEC et vDEC)	Tout gaz selon système	Champs, Pâturage	Prélèvement : 4,5 Analyse : 8, 9, 10, 11, 12	<ul style="list-style-type: none"> • Valeur absolue de flux représentative des conditions réelles (méthode non intrusive) • Mesure directe du flux surfacique • Applicable à de grandes surfaces (> 1 ha) • Utilisation d'analyseurs de concentrations ayant des temps de réponse plus lent que pour la méthode des covariances turbulentes (Fiche 31) (sauf pour la méthode vDEC) 	<ul style="list-style-type: none"> • Difficulté de mise en œuvre • Stockage des échantillons. • Hypothèse d'homogénéité de la source • Absence d'instruments standardisés et commercialisés. • Mesures difficiles pour le NH₃ et les NO_x • Coût élevé

2.4 Choisir la méthode adaptée à ses objectifs

La quantification des émissions gazeuses répond à des objectifs divers: comparaison du potentiel d'émissions de différents procédés ou produits, estimation de facteurs d'émissions représentatifs, suivi et contrôle du respect de seuils d'émissions, etc. Les spécificités des objectifs de l'utilisation des mesures d'émission, la qualification des opérateurs, les moyens financiers disponibles sont des critères importants pour définir la méthode à mettre en œuvre.

2.4.1 L'objectif scientifique

Objectif: étudier et comprendre les mécanismes d'émissions. La plupart des études scientifiques sur l'émission consistent à essayer de modéliser l'émission ou à trouver des techniques de réduction sur la base d'une meilleure compréhension des mécanismes d'émission.

L'objectif scientifique est relié à la mise en évidence de processus divers, à des échelles de temps et d'espace pertinentes. Cela exige donc de mettre en œuvre des méthodes de mesure d'émissions variées et adaptées (ex : seuil de détection, sensibilité). Les mesures d'émissions à des fins scientifiques peuvent être réalisées en conditions commerciales ou contrôlées. La contrainte principale des mesures d'émission dans les conditions commerciales est la garantie d'obtenir des mesures reproductibles. Par conséquent, la description de la méthode de mesure doit être aussi complète que possible en complément d'une description détaillée du système étudié (des caractéristiques des animaux, de l'alimentation, du bâtiment, du climat, de la météorologie, de l'équipement, des opérations de l'éleveur, etc.). La contrainte principale des mesures d'émission en conditions contrôlées est la garantie d'obtenir des mesures représentatives par rapport à des conditions commerciales. La combinaison et les répétitions des deux types d'expériences sont donc nécessaires pour développer la connaissance. Les mesures réalisées dans un cadre scientifique supposent une traçabilité importante des conditions de mesure et du système étudié, généralement spécifiques de l'étude. Ceci est d'autant plus important que ces résultats de mesures, publiés dans la littérature scientifique, servent en général de références pour établir les inventaires nationaux des émissions de polluants atmosphériques, qui est un autre objectif de la mesure détaillée au paragraphe suivant.

2.4.2 L'objectif de production de « facteurs d'émissions »

Objectif : produire des facteurs d'émissions (FE) annuels de polluants atmosphériques et de GES utilisables dans les outils d'évaluation des actions mises en œuvre dans le cadre de politiques publiques pour réduire les émissions vers l'air.

De nombreux pays se sont engagés dans la réduction de leurs émissions de polluants atmosphériques, notamment d'origine agricole. Dans ce contexte, ils doivent produire des inventaires nationaux d'émissions sur la base de niveaux d'activité par catégories d'élevage et de technologies et de FE représentatifs de ces différentes catégories. En principe, ces FE doivent se fonder sur un nombre suffisant de mesures d'émissions permettant de calculer une valeur moyenne annuelle représentative de la catégorie considérée. Si les catégories sont bien définies, l'ajout de nouvelles mesures dans une catégorie ne modifie ni l'écart type ni la valeur moyenne.

Pour construire leurs inventaires nationaux d'émissions, de nombreux pays utilisent des informations statistiques et des typologies d'élevage déjà existantes et développées pour des enquêtes ayant d'autres objectifs que la quantification des émissions gazeuses (ex : connaissance du parc de bâtiments d'élevage). Compte tenu de la diversité des élevages, on peut donc s'attendre à ce que les typologies d'élevages utilisées actuellement, soient progressivement transformées à mesure que la connaissance des émissions gazeuses progresse. Actuellement la mesure d'émission doit concerner une catégorie d'animaux (par exemple les porcs à l'engrais sur déjections sèches ou liquides) et être exprimée en kg par animal et par an, de façon à pouvoir être agrégée au niveau national. Cette procédure de calcul est parfois inadaptée à la prise en compte d'efforts de réduction déjà réalisés pour un système de production particulier. Par exemple, l'amélioration de l'efficacité de la ferme à travers une meilleure complémentarité entre ateliers de l'élevage, ne rentrent pas dans les catégories d'élevage existantes pour la réduction d'émission. Ces modalités de calcul et le faible nombre de mesures en élevages engendrent de fortes incertitudes dans les inventaires nationaux.

Pour les réduire, il convient de multiplier les mesures sur le terrain et d'affiner la typologie des élevages. Face à la diversité des conditions d'élevage en France, des méthodes à bas coûts seraient à mettre en œuvre pour effectuer un « screening » des émissions et proposer des typologies plus pertinentes. La traçabilité des conditions et protocoles de mesures est aussi importante.

2.4.3 L'objectif technique pour améliorer en routine le processus de production.

Objectif : utiliser des indicateurs métrologiques en routine pour la construction de systèmes de production moins émetteurs.

Un des challenges majeurs pour les productions animales ces dernières années est d'augmenter les niveaux de production sans augmenter les impacts (dont les émissions de gaz). Par conséquent, plus d'efforts devraient être faits pour développer les techniques qui réduisent les émissions de gaz polluants sans transfert de pollution. Cela pourrait se traduire par l'ajout d'un indicateur relatif aux émissions gazeuses, en complément de ceux déjà bien maîtrisés par les éleveurs (ex : gestion des effluents, alimentation et santé des animaux, ambiance). Ce nouvel indicateur peut être qualifié par des mesures appropriées. Dans cette optique, les méthodes de mesures devraient être peu onéreuses, simples et rapides de mise en œuvre. Le coût et la simplicité sont exigés de sorte que la plupart des techniciens et ingénieurs dans les filières, qui travaillent pour améliorer des techniques d'élevage, puissent utiliser de telles méthodes et répéter les mesures. La rapidité est importante pour permettre aux utilisateurs d'évaluer rapidement l'impact des évolutions apportées au processus de production. Des travaux sont néanmoins encore à mener pour améliorer les méthodes susceptibles de répondre aux contraintes de coût et de rapidité tout en ayant une sensibilité suffisante pour orienter les techniciens et les éleveurs. En complément, un référentiel des émissions, fondé sur les mêmes méthodes de mesures et caractérisant les élevages et procédés de réduction existants, pourrait être construit afin de faciliter l'analyse des résultats.

2.4.4 L'objectif de vérification des performances d'un procédé ou d'un équipement en préalable à sa mise en exploitation

Objectif : vérifier et/ou certifier les performances de procédés de réduction des émissions, avant mise en exploitation.

Pour rendre compte de l'efficacité d'un procédé de réduction des émissions, deux contraintes principales se posent : (i) la réduction d'émission doit être connue avec le plus de précision possible, y compris sa variabilité au cours du temps et (ii) la réduction d'émission observée doit être précisée pour toutes les catégories d'élevages pour lesquelles le procédé est prévu. Les méthodes de mesures permettant de répondre au mieux à ces contraintes sont des techniques :

- applicables en continu sur une ou plusieurs périodes incluant la variabilité temporelle due au climat, aux animaux, aux actions de l'éleveur.
- présentant une incertitude inférieure à la réduction attendue des émissions.
- pouvant être mises en œuvre dans les différents sites représentatifs des catégories d'élevage concernées.

Dans l'idéal, l'effet sur les émissions de la mise en œuvre du procédé de réduction doit être évalué sur toutes les parties de l'exploitation affectées afin d'évaluer le risque de transferts de pollution (ex : du bâtiment au stockage des effluents ou sur d'autres polluants).

La France participe aujourd'hui au programme européen « Environmental Technology Verification (ETV) » (<http://www.verification-etv.fr/> consulté le 05/01/2015). Celui-ci permet à une entreprise de faire vérifier l'efficacité d'une écotecnologie innovante, et notamment si elle permet de réduire les émissions polluantes vers l'atmosphère. Des procédés applicables en élevage ont déjà été vérifiés dans le cadre de ce mécanisme pour des entreprises danoises (http://www.etv-denmark.com/agriculture/emissions_from_livestock_houses.html). En France, c'est le Laboratoire National de Métrologie et d'Essais (LNE) qui est l'organisme de vérification. Ce dernier peut s'appuyer sur des structures compétentes pour réaliser les tests nécessaires.

2.4.5 L'objectif de vérification d'une obligation réglementaire ou d'un engagement volontaire

Objectif : vérifier et/ou certifier des réductions obtenues sur une exploitation spécifique

Si l'objectif est de contrôler en routine des réductions à l'échelle d'une exploitation ayant mise en œuvre des techniques de réduction de ces émissions, l'enregistrement de l'émission a trois contraintes principales : (i) le coût doit être suffisamment faible pour une mise en œuvre en routine, (ii) la mesure d'émission doit être faite spécifiquement sur l'exploitation visée (et non dans une exploitation de même catégorie), (iii) l'incertitude sur la mesure d'émission doit être inférieure à l'objectif de réduction. L'incertitude doit être quantifiée pour s'assurer du respect des valeurs seuils d'émission.

Les méthodes de mesure permettant de répondre au mieux à ces spécificités sont des techniques :

- présentant un coût bas et pouvant être mises en œuvre rapidement (ex : une journée)
- pouvant être mises en œuvre quelle que soit la catégorie de l'élevage

- ayant une incertitude inférieure à la réduction attendue des émissions
- si nécessaire, mettant en œuvre du matériel pouvant être désinfecté facilement (ex : pour les élevages hors-sol)

Dans le cadre de la réglementation européenne des émissions des grands élevages porcins et avicoles (Directive IED), le BREF IRPP (voir <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/> consulté le 05/01/2015) définit les meilleures techniques disponibles (MTD) pour réduire les émissions des élevages porcins et avicoles soumis à la directive IED. Sa révision inclura très probablement des conclusions qui associent aux MTD des valeurs limites à l'émission pour l'ammoniac (NH₃) et des méthodes de mesures pour les contrôler. Les méthodes proposées sont le bilan de masse applicable pour tous les élevages et à tous les postes d'émissions (Fiche 21), la mesure directe selon un protocole standardisé pour les bâtiments à ventilation mécanique (Fiche 13) ou la mesure indirecte à partir de concentration pour les bâtiments à ventilation naturelle (Fiche 14, Fiche 15, Fiche 16 et Fiche 22).

2.5 Éléments pour l'évaluation des incertitudes sur les mesures d'émissions gazeuses des élevages

2.5.1 Définitions

L'étude de l'évaluation des incertitudes nécessite en préalable une clarification des concepts fondamentaux qui sont repris dans ce chapitre. Nous commencerons donc par donner quelques définitions issues du document regroupant le vocabulaire international de métrologie, le VIM (JCGM, 2012).

Avant toutes choses, il est important de faire la distinction entre le mesurande, la grandeur que l'on souhaite mesurer, et le mesurage l'ensemble des opérations mises en œuvre pour déterminer une valeur de ce mesurande. C'est la première distinction à faire avant d'aborder les notions d'incertitudes de mesures. Le mesurage nécessite une définition complète, du mesurande, de la méthode, ainsi que du processus de mesure.

Une seconde clarification porte sur la confusion souvent rencontrée entre erreur de mesure (noté « e_{xy} » ou « E ») et incertitude (notée « u » ou « U ») de mesure.

L'erreur de mesure représente la différence entre la valeur mesurée et la valeur exacte, ou valeur vraie du mesurande. Elle s'exprime de façon absolue et/ou relative (pourcentage) ; la valeur vraie ne pouvant être connue exactement, il n'est donc pas possible de connaître parfaitement l'erreur sur une mesure. L'erreur est constituée de deux composantes dites « aléatoire » et « systématique » (Figure VI).

L'erreur aléatoire résulte des variations temporelles et spatiales imprévisibles du mesurande ainsi que de l'impact des autres sources possibles d'erreurs sur le processus de mesure causées par l'instrument de mesure, la méthode, l'opérateur, et le milieu environnant. Les effets inhérents de telles variations aléatoires entraînent des variations du résultat de mesure (même si le mesurage est effectué dans des conditions aussi constantes que possible). La composante de l'erreur dite aléatoire peut être réduite en répétant le nombre d'observations (X_i) et en retenant la moyenne (\bar{X}). Cependant cet énoncé n'est valide que dans le cas de systèmes inertes. Dans le cas de systèmes vivants (*i.e.* élevages), la répétition des observations peut induire une augmentation de l'erreur aléatoire (augmentation des facteurs de variabilité tels que l'âge, les conditions climatiques, les conditions d'élevage...).

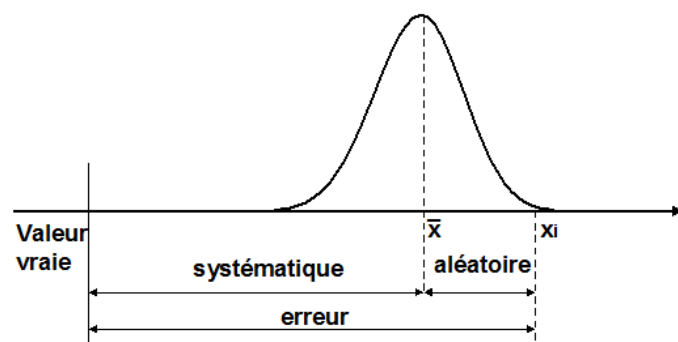


Figure VI. Erreur de mesure

L'erreur systématique est une erreur constante et prévisible qui affecte chacune des observations d'un même mesurande. Il existe de nombreuses sources d'erreur systématique comme par exemple l'erreur de justesse des instruments (calibration, décalage du zéro), les perturbations liées aux dispositifs de mesure. Pour détecter et évaluer ces erreurs systématiques, il est possible de mesurer la même grandeur avec des instruments différents, des méthodes différentes, mesurer une grandeur étalon (contrôle de la justesse),

mesurer un même mesurande dans des laboratoires différents. L'erreur systématique ne peut être réduite en augmentant le nombre de mesures mais en appliquant une correction et en appliquant un protocole expérimental rigoureux et validé.

Les deux types d'erreur (systématique et aléatoire) contribuent à l'incertitude.

L'incertitude du résultat d'un mesurage reflète l'impossibilité de connaître exactement la valeur du mesurande et est associée à une notion de probabilité. Selon le VIM, c'est un paramètre, associé au résultat d'un mesurage qui caractérise la dispersion des valeurs qui pourraient être raisonnablement attribuées au mesurande. Elle est caractérisée soit sous forme d'un écart-type et est alors nommée incertitude type, soit sous la forme d'un intervalle dans lequel on trouvera la majorité des résultats de mesurage, encore appelé incertitude élargie. D'après le guide pour l'expression de l'incertitude de mesure, le GUM (JCGM, 2008a) de nombreux facteurs /effets vont contribuer à l'incertitude sur les résultats de mesure comme par exemple:

- la définition incomplète du mesurande (incertitude définitionnelle)
- un échantillonnage non représentatif
- une connaissance incomplète des conditions environnementales
- un biais (dû à l'observateur) dans la lecture des instruments et capteurs
- la résolution de l'instrument
- la justesse et la dérive des étalons et matériaux de référence
- des approximations dans la méthode de calcul des incertitudes et dans le processus de mesure
- des valeurs inexactes des constantes et paramètres retenus (obtenus par des sources extérieures par exemple)
- les dérives des instruments, les corrections d'étalonnage imparfaites, la fidélité des instruments, la sensibilité des instruments aux conditions environnementales

Deux types d'évaluation de l'incertitude existent, type A ou type B, et sont mises en œuvre selon l'information disponible sur la grandeur considérée. Dans le cas de la méthode type A, l'incertitude-type (incertitude exprimée sous la forme d'un écart-type) est déterminée statistiquement à partir d'une série de mesurages. On suppose que dans ce cas, on a fait varier toutes les grandeurs dont dépend le résultat du mesurage. Dans certaines circonstances, il est impossible de réaliser une ou plusieurs séries de mesurages, on adoptera alors une méthode plus analytique (méthode de type B) qui consiste à estimer l'incertitude type à partir d'informations, d'expériences, d'expertises, de certificats d'étalonnage, de documentations constructeurs sur les instruments, etc. Il s'agira d'analyser le processus de mesure et de recenser l'ensemble des informations qui permettent de comprendre et d'expliquer la variabilité des mesurages. Dans la plupart des cas, il est nécessaire de combiner les deux méthodes d'évaluation de l'incertitude.

Dans de nombreux cas, le mesurande n'est pas mesuré directement et dépend de la détermination de plusieurs grandeurs d'entrée (grandeurs qui doivent être mesurées, ou grandeurs dont la valeur peut être obtenue autrement afin de calculer la valeur du mesurande). L'incertitude-type sur la valeur du mesurande est alors obtenue par composition des incertitudes-types des mesures des grandeurs d'entrée. On parle d'incertitude composée.

2.5.2 L'évaluation de l'incertitude de mesure selon le GUM

Afin d'évaluer les incertitudes sur les émissions gazeuses, il est souhaitable de se référer au GUM (JCGM, 2008a). Dans ce guide est décrite la démarche à adopter pour évaluer l'incertitude composée d'un résultat de mesure. L'idéal étant, pour chaque processus de mesures, d'établir une démarche d'évaluation qui pourra ensuite être répétée pour des mesures ultérieures.

Les différentes étapes de la démarche telles qu'énoncées dans le GUM sont les suivantes :

- définir le mesurande,
- modéliser le mesurande c'est-à-dire exprimer mathématiquement la relation entre le mesurande et les grandeurs d'entrée,
- évaluer l'incertitude type pour chaque grandeur : cette évaluation pourra être soit de type A (statistique) ou de type B (probabiliste) en fonction des grandeurs,
- déterminer l'incertitude type composée sur le mesurage et appliqué la loi de propagation de l'incertitude en prenant en compte les covariances entre les estimations des grandeurs d'entrée,
- calculer le résultat du mesurage à partir du modèle mathématique du mesurande et des estimations des grandeurs d'entrée,
- déterminer la valeur du facteur d'élargissement (associé à la loi supposée représenter la répartition des valeurs prises par le mesurande),
- donner l'incertitude élargie sur le mesurage avec ses caractéristiques (unité, méthode de mesure et condition de mesure).

Cette démarche du GUM peut se résumer en 4 étapes bien distinctes (Figure VII). Une évaluation de l'incertitude selon cette démarche du GUM repose sur une complémentarité de compétences entre une expertise du processus de mesure étudié et de connaissances de base en statistique.

Définition du mesurande

La définition du mesurande est une étape cruciale dans le processus d'évaluation de l'incertitude. Plus les détails concernant celui-ci sont nombreux, plus l'incertitude définitionnelle sera réduite. Néanmoins l'incertitude définitionnelle ne sera jamais nulle étant donnée sa nature mais elle pourra être négligeable par rapport aux autres composantes de l'incertitude si le mesurande est précisément défini. En outre, toute modification des détails descriptifs conduit à une autre incertitude définitionnelle. Dans le cas des mesures réalisées sur les systèmes d'élevage, la variabilité des systèmes est telle qu'il n'est pas possible de qualifier le mesurande de manière extrêmement précise si l'on souhaite mettre en œuvre des protocoles de mesures génériques. Dans ce cas, l'incertitude définitionnelle ne peut être négligée et doit être évaluée pour chaque situation de mesure.

Analyse du processus de mesure

Pour évaluer l'incertitude de mesure, il est nécessaire de commencer par définir précisément le mesurande, par exemple : le poids des animaux. Puis il faut décrire le processus de mesure utilisé et l'analyser en vue d'identifier toutes les causes possibles d'incertitude et les grandeurs d'influence du mesurande. Cette analyse peut être menée par la méthode des

« 5M » encore appelée diagramme Ishikawa ou de cause/effet (JCGM, 2008b). La méthode des 5M consiste à se poser 5 questions : quels sont les facteurs liés aux moyens, à la méthode, au milieu, à la matière et à la main d'œuvre qui influencent le résultat de mesurage (Eduscol, 2012) ?

Le Tableau XVIII donne quelques exemples de réponses possibles à chaque question (JCGM, 2008b).

Tableau XVIII. Quelques exemples de contenus pour les différentes rubriques du diagramme d'Ishikawa

Méthode	Nombre de mesures Durée de la mesure Choix de la méthode Choix de la référence Choix de l'appareil Nombre d'opérateurs, Corrections Interpolation entre deux dates de mesure ...
Main d'oeuvre (opérateurs)	Effort de mesure Expérience Formation Parallaxe Interpolation Vue ...
Moyens (appareillages)	Justesse Fidélité Géométrie Temps de réponse Résolution Incertitude d'étalonnage Grandeurs d'influence : par exemple, la Température (effet sur l'électronique de l'appareil) Corrections ...
Milieu (environnement)	Température (température de l'air sur le site de mesure) Hygrométrie Pression Vibrations Poussières Magnétisme Rayonnements ...
Matière (milieu/objet sur lequel sont réalisées les mesures)	Température du matériau sur lequel on effectue les mesures État de surface Déformabilité Positionnement Géométrie Aspect Magnétisme ...

Ce travail de recensement des sources d'incertitude doit être aussi exhaustif que possible. Il reste ensuite à formaliser l'écriture mathématique du processus de mesure, c'est-à-dire à établir le modèle de mesure f qui relie le mesurande, noté Y dans le GUM, aux grandeurs d'influence notées X_i sous la forme:

$$Y = f(X_i) \text{ (} \acute{e}q. 1 \text{)}$$

L'écriture mathématique du modèle de mesure conditionne le reste de la démarche d'évaluation de l'incertitude de mesure. Il est donc nécessaire d'y porter la plus grande attention et de faire apparaître dans ce modèle l'ensemble des grandeurs d'entrée recensées précédemment, soit individuellement, soit pour certaines regroupées dans une même variable.

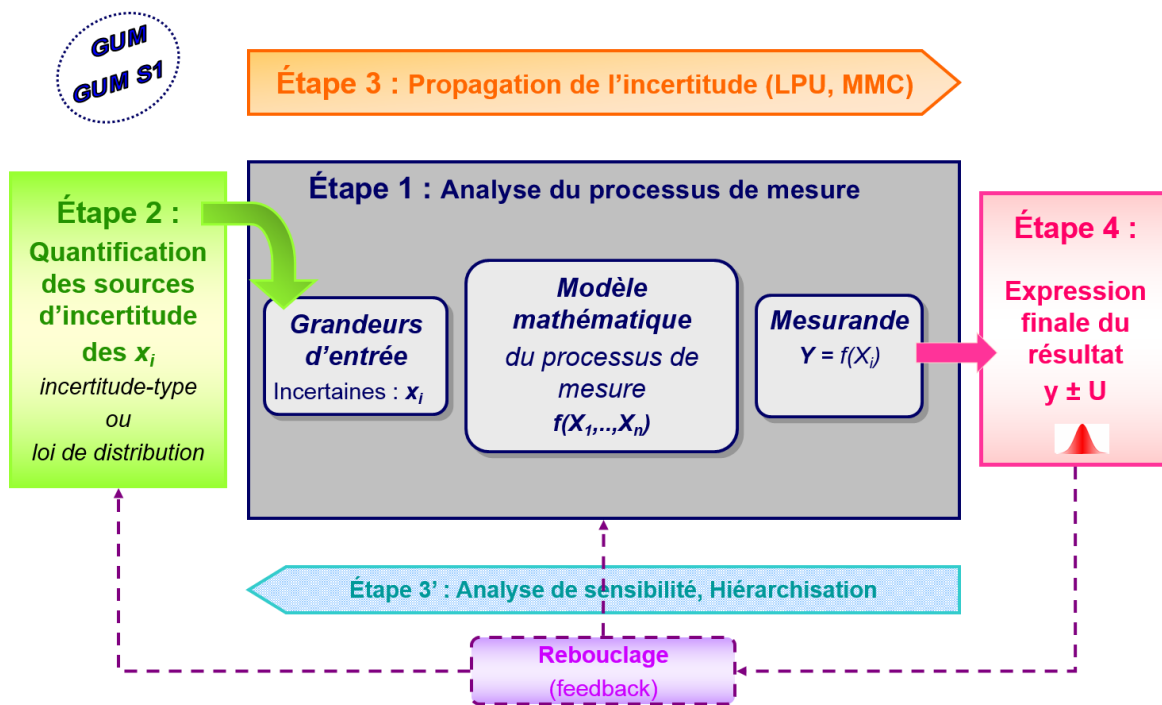


Figure VII. Démarche d'évaluation de l'incertitude

Quantification des sources d'incertitude

Une fois listées toutes les sources d'incertitude, il convient de quantifier chacune d'entre elles. Pour chaque grandeur X_i , une incertitude-type, notée $u(X_i)$, doit être calculée. Elle caractérise la dispersion des valeurs attendues de cette grandeur sous forme d'un écart-type.

Le GUM distingue deux méthodes d'évaluation de l'incertitude type selon l'information disponible sur la grandeur considérée. Si des observations répétées d'une grandeur sont disponibles, l'incertitude type est estimée comme l'écart-type empirique de la série de valeurs observées. Cette méthode est dénommée méthode de type A. Si l'information concernant une grandeur provient d'avis d'expert, d'un certificat d'étalonnage, d'une notice fabricant, d'une synthèse de données antérieures ou de tout type autre qu'une série d'observations, l'incertitude-type est estimée par une méthode de type B. En pratique, cela revient à associer à la grandeur considéré une distribution de probabilités représentant au mieux l'information disponible. L'écart-type de cette distribution représente alors l'incertitude type.

Ces deux méthodes reposent sur le fait d'associer à chaque grandeur une variable aléatoire représentant le doute, l'incertitude sur la grandeur.

Dans certains cas, les estimations de grandeurs d'entrée ne sont pas indépendantes. Par exemple, deux températures différentes qui seraient mesurées avec un même instrument, seraient ainsi potentiellement entachées de la même erreur de justesse. Il est alors nécessaire d'estimer ces variations communes de deux grandeurs dans le bilan d'incertitude. Ceci revient à estimer les covariances entre les estimations de ces grandeurs. La covariance entre X_i et X_j est notée $u(x_i, x_j)$. Elle peut également être calculée à partir des incertitudes types de ces grandeurs et de leur coefficient de corrélation linéaire r_{ij} . Ce dernier compris entre -1 et 1 traduit l'intensité de la relation linéaire entre les estimations de X_i et X_j :

$$u(x_i, x_j) = r_{ij} \times u(x_i) \times u(x_j) \quad (\text{éq. II})$$

Propagation de l'incertitude

Une fois connues les incertitudes types des grandeurs d'entrée et les éventuelles covariances, l'incertitude composée $u(y)$ du mesurande est calculée à partir de la loi de propagation de l'incertitude :

$$u^2(y) = \sum_{i=1}^n \left(\frac{\partial y}{\partial x_i}\right)^2 u^2(x_i) + 2 \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \left[\left(\frac{\partial y}{\partial x_i}\right) \left(\frac{\partial y}{\partial x_j}\right) u(x_i; x_j)\right] \quad (\text{éq. III})$$

En pratique, il s'agit d'une formule de propagation des variances. Ce sont bien les termes de variances (carré de l'incertitude type) et covariance qui sont sommés pour obtenir la variance associée au mesurande. La formule de propagation de l'incertitude n'est rien d'autre qu'un développement de Taylor du premier ordre au voisinage d'une valeur nominale. Cette formule nécessite le calcul au préalable des dérivés d'ordre 1 du modèle mathématique du processus de mesure.

Expression finale du résultat de mesure

Dans une dernière étape, le résultat de mesure est exprimé accompagné de son incertitude élargie, notée U , sous la forme d'un intervalle : $Y \pm U$

Le GUM définit l'incertitude élargie comme une proportion élevée de valeurs raisonnablement attribuables au mesurande. La demi-largeur U de cet intervalle est obtenue en multipliant l'incertitude composée du mesurande $u(y)$ par un facteur multiplicatif noté k .

k appelé facteur d'élargissement, n'est pas nécessairement un entier.

$$U = k \times u(y) \quad (\text{éq. IV})$$

Dans la pratique, afin de donner plus d'interprétation à cette incertitude élargie, le facteur d'élargissement k est choisi de manière à obtenir un intervalle U de niveau de confiance désiré. Le choix courant d'un niveau de confiance de 95% conduit à choisir une valeur de 2 pour le facteur k . L'hypothèse implicite qui est alors faite est que la distribution de probabilités du mesurande est approximativement gaussienne.

Le quantile de la loi de Gauss est en effet de 1,96 pour un niveau de confiance de 95%. D'autres choix de k sont bien évidemment possibles selon le niveau de confiance désiré et la validité de l'hypothèse gaussienne.

Une fois cette incertitude élargie estimée, il convient d'arrondir le résultat de mesure et son incertitude pour ne garder qu'un nombre réduit de chiffres significatifs. Il est rarement utile de conserver plus de deux chiffres significatifs non nuls pour l'incertitude. En effet, l'incertitude elle-même est entachée d'incertitude (approximation du modèle, choix de quantification, connaissance partielle de certains intervalles de variations des grandeurs d'entrée, etc...). Par conséquent, les chiffres suivants ne sont sans doute pas significatifs.

Cependant, il est judicieux de ne procéder à un arrondissement qu'une fois estimée l'incertitude finale du mesurande afin de ne pas propager des erreurs de troncature, qui dans certaines situations peuvent être significatives.

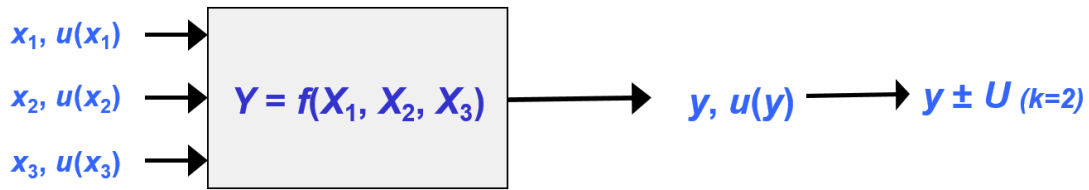
Si cette démarche est présentée ici de manière linéaire, son application doit être menée de manière itérative. Après une première estimation de l'incertitude du mesurande, il est fortement recommandé de mener une analyse de sensibilité du modèle afin d'identifier, parmi les grandeurs d'entrée, les principales contributions à la variabilité du mesurande. Ainsi la connaissance du processus de mesure peut éventuellement être améliorée et conduire à revoir certains choix et hypothèses faites sur le modèle lui-même ou la quantification de certaines sources d'incertitude.

Si cette méthode d'évaluation de l'incertitude de mesure décrite dans le GUM s'avère robuste, elle repose néanmoins sur plusieurs hypothèses dont la validité doit être vérifiée. En effet, la formule de propagation de l'incertitude est obtenue par approximation linéaire du modèle mathématique autour du point considéré. Si cette approximation n'est plus valable (non linéarité forte, fortes variations autour du point de mesure), la formule n'est plus valide. Des termes du second ordre (voire d'ordres supérieurs) doivent alors être ajoutés.

Une autre alternative dans ce cas, consiste à suivre les recommandations du supplément 1 au GUM (JCGM, 2008b). Celui-ci précise le cadre d'application du GUM et invite, si ses hypothèses ne sont pas respectées, à utiliser la propagation des distributions pour évaluer l'incertitude de mesure. Cette méthode alternative est aussi communément appelée méthode de Monte Carlo. Elle repose sur la simulation numérique et consiste non plus à propager des variances mais des distributions de probabilités au travers du modèle mathématique du processus de mesure (Figure VIII).

Les étapes 1 et 2 évoquées au-dessus restent globalement inchangées et requiert toujours expertise du processus de mesure et calcul de probabilités mais au final, c'est une distribution du mesurande qui est obtenue à l'aide d'un logiciel de simulation de nombre aléatoires. Les paramètres de moyenne \tilde{y} , écart-type $u(\tilde{y})$ ou intervalle du niveau de confiance souhaité $[y_{low}; y_{high}]$ sont ensuite calculés à partir de cette distribution. La démarche itérative globale en 4 étapes présentée en Figure VII reste néanmoins inchangée. Seuls les développements mathématiques au sein de ces étapes diffèrent.

Propagation de l'incertitude (GUM)



Propagation des distributions (GUM-S1)

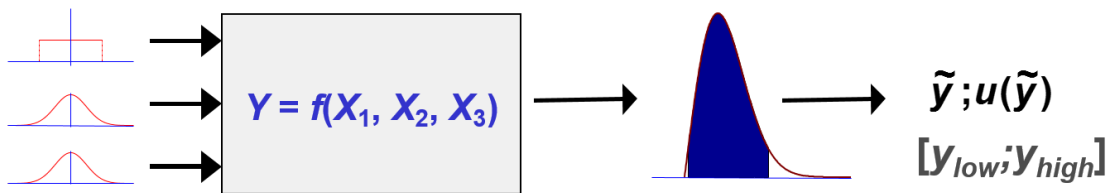


Figure VIII. Comparaison GUM et GUM S1

2.5.3 Pourquoi évaluer l'incertitude sur les mesures d'émissions gazeuses

D'après le GUM, "Lorsque l'on rend compte du résultat du mesurage d'une grandeur physique, il faut obligatoirement donner une indication quantitative sur la qualité du résultat pour que ceux qui l'utiliseront puissent en estimer sa fiabilité. En l'absence d'une telle indication, les résultats de mesure ne peuvent pas être comparés, soit entre eux, soit par rapport à des valeurs de référence...".

Actuellement, les mesures d'émissions sont utilisées pour mesurer l'efficacité de techniques d'atténuation, pour déterminer des facteurs d'émission, pour améliorer la compréhension des processus, pour identifier des systèmes peu émetteurs... La comparaison des résultats de mesures ne peut être pertinente que si l'on connaît l'incertitude associée à chaque mesure. La connaissance des incertitudes de mesure permet de prendre en compte pour un mesurande précisément défini, la variabilité qui pourrait être attribuée à la méthode et aux conditions environnementales de mesure, aux opérateurs, aux paramètres ayant une influence majeure sur les résultats de mesure.

Dans le cas de la certification des techniques de réduction d'émission, l'incertitude sur la mesure d'émission doit être suffisamment faible pour s'assurer que l'émission est effectivement réduite. Or l'analyse de l'incertitude doit conduire à minimiser cette incertitude, à identifier et limiter au maximum les erreurs systématiques pour les méthodes de mesures employées si l'on souhaite que celles-ci soient jugées correctes et retenues dans le cadre de l'harmonisation des méthodes et des procédures au niveau international.

2.5.4 L'incertitude sur les émissions gazeuses des élevages

Suivant les objectifs, les mesures d'émissions gazeuses peuvent être réalisées à différentes échelles et en milieu plus ou moins contrôlé (du laboratoire au bâtiment commercial). Plus l'échelle est large, moins les conditions environnementales et la procédure de mesure sont contrôlées, et plus l'évaluation des incertitudes de mesure est complexe. C'est pourquoi aujourd'hui on peut trouver dans la littérature des données d'émissions gazeuses associées à des incertitudes (voir exemple étude SENTOREF dans ce chapitre) dans le cas notamment de mesures réalisées sur des effluents en laboratoire. On trouvera également des informations concernant des méthodes d'analyse des concentrations (Phillips *et al.*, 2001) qui précisent les gammes de mesures et les incertitudes associées. Cependant, ces publications n'indiquent pas les incertitudes de mesure lors de la mise en œuvre des techniques de prélèvement et d'analyse en conditions réelles. Or, la précision des méthodes de prélèvement et d'analyse des concentrations dépend des conditions d'utilisation et pour certaines des conditions climatiques.

En outre, les émissions gazeuses sont obtenues par mesures indirectes et reposent, selon la méthode choisie, sur des données zootechniques, sur des mesures physiques et chimiques réalisées sur des systèmes biologiques en évolution. Par conséquent, l'incertitude est une incertitude composée évaluée grâce à la loi de propagation des incertitudes. Dans le cas de mesures en élevage (avec des animaux), les mesures sont effectuées sur un milieu en évolution dans lequel les conditions environnementales changent rapidement et ont un impact sur les grandeurs d'entrée mesurées et sur les capteurs (dérive). Selon la méthode de mesure choisie, le nombre de grandeurs d'entrée à prendre en compte peut être important et pour chacune, il sera nécessaire d'identifier les sources d'erreurs (diagramme d'Ishikawa) et d'évaluer leurs contributions à l'incertitude sur cette grandeur.

Le diagramme ci-dessous (Figure IX) présente un exemple de diagramme d'Ishikawa réalisé pour la mesure d'une concentration de gaz dans l'air ambiant d'un bâtiment d'élevage. En analysant ce diagramme, on réalise le nombre de composantes à évaluer et les difficultés rencontrées pour finaliser ces évaluations. Lorsque il est très difficile d'évaluer voire même impossible déterminer l'incertitude liée à une cause d'erreurs, il faut alors mettre en œuvre des solutions techniques visant à minimiser ces sources d'erreurs (par exemple pour un instrument de mesure, l'utiliser dans des conditions aussi proche que possible de celles réalisées lors de son étalonnage, ou changer des filtres suivant une périodicité assurant une qualité constante du filtrage,...).

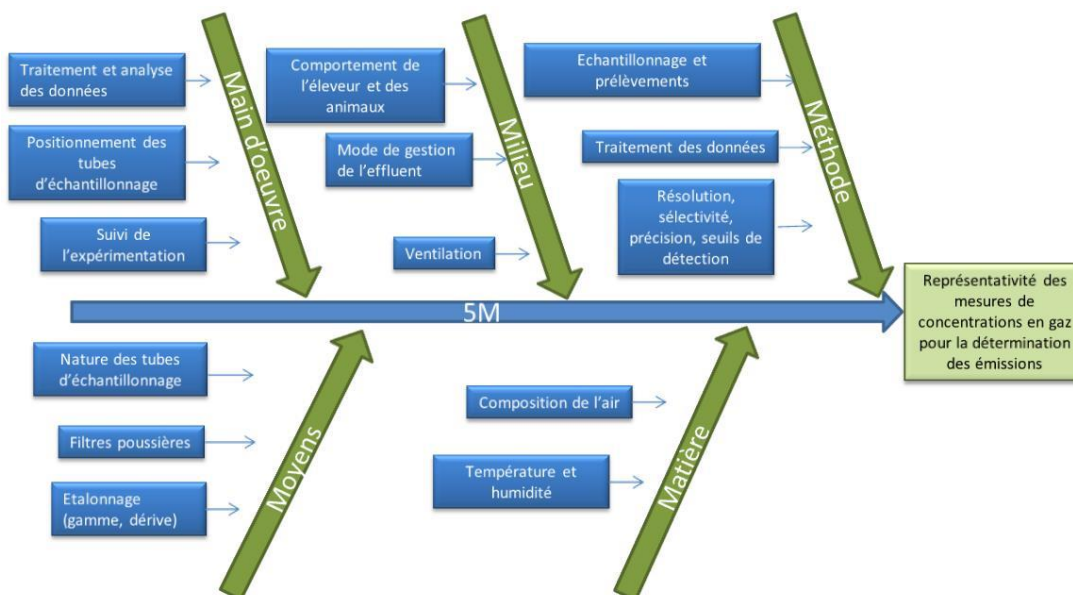


Figure IX. Application du diagramme d'Ishikawa pour la mesure d'une concentration de gaz dans l'air ambiant d'un bâtiment d'élevage

Pour finir, dans les conditions réelles et dans certaines situations, une partie de l'incertitude sera difficilement quantifiable. Il s'agit de l'incertitude définitionnelle due en partie au fait que le mesurande pourra varier en fonction des pratiques de l'éleveur et de modifications non contrôlées (et non connues de l'opérateur) du système étudié.

2.5.5 Exemple d'analyse de l'incertitude sur la mesure de l'émissions de NH_3 par des lisiers dans un banc de volatilisation en conditions contrôlées: projet SENTOREF

Objectif de l'essai

L'objectif est de déterminer l'efficacité d'une solution commerciale à dilution fixée, neutralisant l'odeur selon les prescriptions du fabricant (la dilution est effectuée avec de l'eau déminéralisée). Elle est appliquée par brumisation dans un air malodorant. Après agitation, la solution est homogène. L'essai est effectué dans une salle climatisée, mais les températures de la solution liquide et du mélange gazeux de référence ne sont pas fixées. La concentration en NH_3 dans le mélange gazeux de référence (les composés gazeux sont mélangés dans de l'air) est mesurée en dynamique avant passage dans le banc d'essai, et après 30 minutes de brumisation séquentielle (cycles de 10 s de brumisation suivi de 20 s d'arrêt).

Le NH_3 est généré par la technique de perméation (diffusion à taux constant de la substance à travers une membrane maintenue en température dans un four) ; la concentration d'entrée en NH_3 est de 24000 ppbv, celle de sortie (qui dépend du traitement) peut descendre jusqu'à 1000 ppbv.

L'efficacité de brumisation est la variation relative de la concentration calculée sur la base de la moyenne de 3 répétitions.

2.5.6 Mesurande

Le mesurande est l'efficacité (noté «*Eff*») d'une solution commerciale de produit neutralisant d'odeur appliquée par brumisation sur un mélange gazeux de référence dans des conditions opératoires fixées (modèle de buse fixé, débit de liquide $Q_L = 2,75 \pm 0,25 \text{ l.h}^{-1}$, débit d'air comprimé dans la buse $Q_{\text{air-buse}} = 1300 \text{ l.h}^{-1}$, débit d'air utilisé pour générer le gaz de référence $Q_{\text{air}} = 5 \text{ l.min}^{-1}$, durée de brumisation = 30 minutes). Elle est exprimée par la variation relative de concentration en NH_3 du mélange gazeux de référence mesurée 3 fois et moyennée. Le mesurande est donc:

$$Eff = \frac{(C_{e,\text{NH}_3} - C_{s,\text{NH}_3})}{C_{e,\text{NH}_3}} \quad (\text{éq. V})$$

où C_{e,NH_3} est la concentration avant brumisation (ppb) et C_{s,NH_3} est la concentration après brumisation (ppb).

Analyse des sources d'erreurs et d'incertitude

Cette analyse est synthétisée dans le diagramme des 5M. Comme les nombreux paramètres de l'essai ont été fixés, le facteur d'incertitude prépondérant est l'instrument de mesure des concentrations.

Néanmoins, l'écoulement des fluides dans le pilote peut induire une dispersion non négligeable des 3 mesures. Pour tenir compte de cette éventuelle dispersion des 3 mesures, un terme global de dispersion des résultats (H_{eff}) est ajouté au modèle de mesure :

$$Eff = 1 - \frac{C_{s,\text{NH}_3}}{C_{e,\text{NH}_3}} + H_{eff} \quad (\text{éq. VI})$$

Quantification des sources d'incertitude

Concentration en entrée (avant brumisation)

La concentration est mesurée par le CRDS (Cavity Ring Down Spectroscopy). Elle est d'environ 26 000 ppb. L'instrument de mesure a été sélectionné en raison de ses très bonnes performances métrologiques.

L'erreur de justesse sur le rapport des concentrations en entrée et en sortie ($C_{s,\text{NH}_3} / C_{e,\text{NH}_3}$) est négligeable (il est supposé que ces erreurs soient très proches en valeurs relatives).

L'erreur de fidélité a été estimée par la mesure en continu durant 4 000 secondes d'une concentration proche de la concentration en entrée de 26 000 ppb. L'amplitude des mesures représente environ 1,6%, soit un écart-type de 0,9% en supposant une loi uniforme. En comparaison, la résolution du CRDS à 1 ppb est négligée.

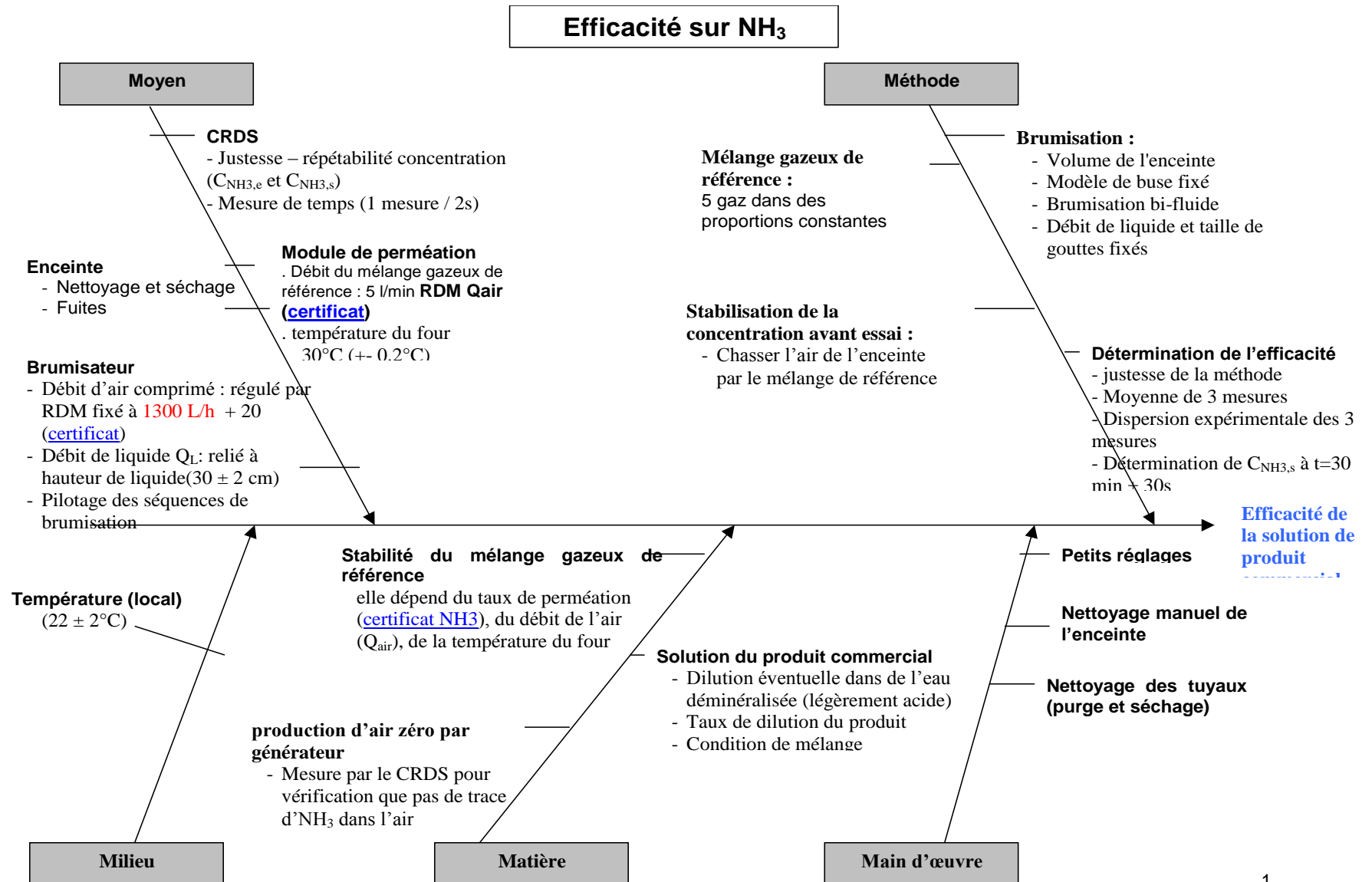


Figure X. Diagramme des 5M (d'Ishikawa) pour la mesure de l'efficacité de réduction du NH₃

Concentration en sortie (après brumisation)

Comme la concentration en entrée, la concentration en sortie est mesurée avec le CRDS. Cette concentration se situe entre 260 ppb (efficacité de 99%) et 5 200 ppb (efficacité de 80%), avec une fidélité de 1,6%.

Incertitude du rapport des concentrations

L'incertitude des concentrations en entrée et en sortie est propagée au rapport des concentrations. Dans le cas où la grandeur de sortie est obtenue par le rapport des grandeurs d'entrée, les incertitudes se propagent en valeur relative.

Comme les mesures des 2 concentrations sont indépendantes, l'écart type relatif du rapport des concentrations R est :

$$\frac{u(R)}{R} = \sqrt{\frac{u^2(Ce)}{Ce^2} + \frac{u^2(Cs)}{Cs^2}} = \sqrt{2} * \frac{u(C)}{C} = \sqrt{2}_{\text{fidélité}} = 1,3 \% \quad (\text{éq. VII})$$

En utilisant le facteur d'élargissement k=2 de la loi normale, l'incertitude élargie de la mesure est 2,6%.

Répétabilité de la mesure d'efficacité

Elle est estimée par l'écart-type expérimental s_{exp} des 3 mesures. Néanmoins, cet écart-type s_{exp} inclut déjà la fidélité de la mesure.

Pour ne pas comptabiliser 2 fois la fidélité, il est décidé de comparer s_{exp} exprimé en valeur relative avec l'écart-type de fidélité $s_{\text{fidélité}}$:

- si $s_{\text{exp}} > s_{\text{fidélité}}$, on considère seulement l'écart-type expérimental s_{exp}
- si $s_{\text{exp}} < s_{\text{fidélité}}$, on considère seulement $s_{\text{fidélité}}$

L'expression de l'incertitude sur le résultat final est l'écart-type retenu divisé par $\sqrt{3}$, comme le résultat est la moyenne de 3 mesures. En utilisant le facteur d'élargissement k=2 de la loi normale, l'incertitude élargie du résultat final est multipliée par 2.

Tableau XIX. Exemple de calcul d'incertitude sur banc SENTOREF

	C_{e, NH_3}	C_{s, NH_3}	$C_{s, \text{NH}_3} / C_{e, \text{NH}_3}$	Efficacité (Eff)	
Valeur moyenne de 3 mesures	26000 ppb	230 ppb	0,00885	99,1%	
Incertitude relative	0,90%	0,90%	1,3%	1,3%	Ici $s_{\text{fidélité}} = 1,3\%$
Ecart-type s_{exp} (sur 3 mesures)				1,40%	Ici cas 1: $s_{\text{exp}} > s_{\text{fidélité}}$
Ecart-type sur la moyenne				0,808%	
Incertitude élargie (k=2)				1,61 %	

L'expression du résultat final est: Eff= 99,1 % \pm 1,6 %

2.5.7 Références

- Eduscol. 2012. Mesure et incertitudes. Ministère de l'éducation nationale, de la jeunesse et de la vie associative 38 p. Téléchargeable sur le lien http://www.udppc.asso.fr/national/attachments/article/537/_ressources_MathPC_Mesure_et_incertainces_eduscol_214070.pdf. le 02/10/2014
- JCGM. 2012. Vocabulaire international de métrologie – Concepts fondamentaux et généraux et termes associés (VIM) - 3ème Edition. Vol.200 JCGM 108 p. téléchargeable sur ce lien <http://www.bipm.org/fr/publications/guides/gum.html> consulté le 01/10/2014
- JCGM. 2008a. Évaluation des données de mesure – Guide pour l'expression de l'incertitude de mesure. Vol.100 JCGM 132 p. Téléchargeable sur ce lien <http://www.bipm.org/fr/publications/guides/gum.html> le 02/10/2014
- JCGM. 2008b. Evaluation of measurement data — Supplement 1 to the “Guide to the expression of uncertainty in measurement” — Propagation of distributions using a Monte Carlo method. Vol.101 JCGM 90 p. Téléchargeable sur ce lien <http://www.bipm.org/fr/publications/guides/gum.html> consulté le 19/11/2014
- Phillips, V.R.; Lee, D.S.; Scholtens, R.; Garland, J.A.; Sneath, R.W. 2001. A review of methods for measuring emission rates of ammonia from livestock buildings and slurry or manure stores, Part 2: Monitoring flux rates, concentrations and airflow rates. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 78 (1), 1-14 10.1006/jaer.2000.0618

3 Application des méthodes : quelques études de cas

Comme indiqué dans la partie précédente, le choix de la ou des méthodes de mesure doit être raisonné sur plusieurs critères (poste d'émission concerné, les conditions de mesure, les objectifs et les moyens disponibles, le niveau de technicité des opérateurs). Cette partie vise à illustrer *via* quelques travaux de recherche la diversité des usages et combinaisons de méthodes possibles. Les travaux présentés avaient pour objectifs:

- le développement et la comparaison de méthodes de mesures
- la mesure des dynamiques temporelles d'émissions dans l'objectif d'obtenir des facteurs d'émissions pour un élevage
- la comparaison des émissions issues de différents types d'effluents en conditions de laboratoires
- l'évaluation et la comparaison de procédés de réduction des émissions au bâtiment ou au champ.

Ces études de cas permettent aussi une mise en évidence des limites de certaines méthodes et des besoins d'amélioration.

Tableau XX. Liste des études de cas et des méthodes utilisées

Etude de Cas	Méthodes	Pages
Au laboratoire en conditions contrôlées		
1 - Utilisation d'un banc de mesure d'émissions gazeuses en conditions contrôlées pour comparer les émissions au stockage de déjections bovines, porcines et avicoles	Banc de volatilisation Piégeage acide par barbotage Chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie infrarouge	221
2 - Evaluer l'efficacité des produits à brumiser visant à lutter contre les émissions gazeuses (NH ₃ et H ₂ S) en élevage	Banc de mesure d'émissions Chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie d'absorption laser	227
3 - Mesurer les émissions de méthane entérique des ruminants: comparaison de rations	Enceinte semi-ouverte Spectrométrie Infrarouge	233
Sur l'animal		
4 - Mesurer les émissions de méthane entérique de ruminants en conditions d'élevage: comparaison de rations	Traçage SF ₆ Chromatographie en phase gazeuse	237
Au bâtiment d'élevage		
5 - Mesurer les émissions des bâtiments porcins à ventilation mécanique à l'aide d'un laboratoire mobile	Prélèvement en continu Mesure directe de ventilation Chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie infrarouge	243
6 - Evaluer l'efficacité d'un procédé de réduction des émissions (GES et NH ₃) au bâtiment porcin en station expérimentale: exemple d'un système d'évacuation fréquente par raclage en V	Tubes colorimétriques Prélèvement en continu Spectrométrie infrarouge Bilan CO ₂ Bilan de masse	249
7 - Evaluer par une méthode simplifiée les émissions d'ammoniac et de gaz à effet de serre au bâtiment en truies maternité	Prélèvement en continu Spectrométrie infrarouge Méthode simplifiée dite des « ratios de concentration »	255

Etude de Cas	Méthodes	Pages
8 - Comparaison de deux méthodes simplifiées de mesures des émissions gazeuses en bâtiment d'élevage avicole	Prélèvement par poches Spectrométrie infrarouge Bilan thermique Méthode simplifiée dite des « ratios de concentration »	260
9 - Comparer les émissions gazeuses au bâtiment d'élevage en systèmes lisier et fumier en bovin lait	Prélèvement en continu Traçage SF ₆ au bâtiment Spectrométrie infrarouge Bilan de masse	265
Au stockage des déjections		
10 - Estimer les émissions gazeuses au stockage des lisiers porcins : comparaison de dispositifs dynamiques	Tunnels ventilés Spectrométrie infrarouge Bilan de masse	273
11 - Estimer les émissions gazeuses au stockage de fumiers porcins : bases pour la mise en place d'une méthode de mesure simplifiée	Serre ventilée Spectrométrie infrarouge Bilan de masse	279
A la parcelle		
12 - Mesurer les émissions de gaz à effet de serre (GES) sur le parcours d'un élevage de volailles	Prélèvements par tubes (fioles) Chambres statiques Chromatographie en phase gazeuse Bilan de masse	285
13 - Quantifier les émissions d'ammoniac (NH₃) suite à l'épandage de produits résiduels organiques	Capteurs passifs Dosage de l'ammonium en solution Méthode micro-météorologique COTAG	293

Cas 1 - Utilisation d'un banc de mesure d'émissions gazeuses en conditions contrôlées pour comparer les émissions au stockage de différentes déjections bovines, porcines et avicoles

Auteurs

Laurence Loyon et Fabrice Guiziou (IRSTEA)

Fiches « Méthode » utilisées

Système de mesure et débit:

- Banc de volatilisation en conditions contrôlées - *Fiche 20*

Concentrations:

- Piégeage acide par barbotage pour le NH₃ - *Fiche 3*
- Chromatographie en phase gazeuse (CO₂, N₂O, CH₄) – *Fiche 8*
- Spectroscopie infrarouge (CO₂, N₂O, CH₄) – *Fiche 10*

Gaz mesurés

- CH₄, N₂O, CO₂, NH₃

Systèmes observés

- Effluents d'élevage
- Emissions au stockage

Objectifs de l'étude et choix des méthodes de mesure

Objectifs de l'étude

Les émissions gazeuses liées à l'élevage sont dépendantes d'un certain nombre de paramètres tels que l'espèce animale, le stade physiologique, le type d'alimentation, l'architecture des bâtiments, les modes de conduite, le type de déjections et les conditions climatiques.

Les objectifs de cette étude (Loyon *et al.*, 2008a) étaient de mettre en évidence et de quantifier les variabilités des émissions gazeuses (CO₂, CH₄, N₂O, NH₃) en fonction du type de déjections en s'affranchissant des effets associés aux conditions particulières de stockage et environnementales. Huit types de déjections animales ont fait l'objet de mesures des émissions (Tableau C1.1).

Tableau C1.1. Déjections étudiées pour la mesure des émissions gazeuses en laboratoire

Elevage bovin	Lisier, fumier de raclage et fumier de litière accumulée de vaches laitières
Elevage porcin	Lisier et fumier de porcs à l'engrais
Elevage avicole	Lisier de canards, fumier de dindes et fientes de poules pondeuses

Choix de la méthode de mesure

Pour répondre aux objectifs de l'étude, plusieurs critères ont orienté le choix de la méthode de mesure :

- pouvoir comparer des effluents de natures différentes (lisier, fumier) selon un protocole commun et répétable ;
- s'affranchir des effets de conditions différentes d'ambiance et/ou de stockage.

La méthode des bancs de mesure des émissions gazeuses a été retenue car elle permet de réaliser un suivi temporel des émissions dans des conditions contrôlées que ce soit pour la quantité d'effluent, le débit de ventilation ou le substrat utilisé. Les concentrations en gaz ont été mesurées respectivement :

- par piégeage acide pour le NH_3 ;
- par chromatographie en phase gazeuse et par détection infrarouge de manière discontinue pour les gaz à effet de serre (CH_4 , le N_2O et le CO_2).

Le principe du système de mesure est présenté dans la Fiche 20.

Matériel de mesure

- Cellule en verre ou en inox contenant le ou les substrats à caractériser et pouvant être fermée hermétiquement (Figure C1.1) ;
- Dispositif de circulation d'air non vicié incluant :
 - des pompes (en pression ou dépression) ou de l'air comprimé (en pression)
 - des régulateurs de débit ou à défaut un système de mesure du débit (ex: débitmètre massique, compteur à gaz)
 - une production d'air à caractéristiques contrôlées (ex : concentrations en gaz, humidité) pour reproduire des conditions expérimentales d'intérêt ou pour éviter la dessiccation de la surface émettrice
 - une tuyauterie adaptée (ex : non réactive à l'ammoniac) et identique pour toutes les enceintes (ex : même perte de charge)
- Système de mesure des concentrations gazeuses: barboteur acide, analyseur infrarouge, chromatographe en phase gazeuse



Figure C1.1. Cellule en verre contenant un échantillon du substrat à caractériser (ici du lisier)

Pression et température au sein de la cellule ne sont pas contrôlées.

Protocole expérimental

Après avoir placé une quantité connue d'effluents dans une cellule en verre, la mesure des émissions gazeuses a duré de 11 à 18 jours selon le type de déjection étudiée. Les mesures

ont été effectuées avec des effluents produits en période estivale et hivernale afin de voir l'influence de la température ambiante sur les émissions gazeuses. Sur la base d'un débit théorique de 5 l.mn⁻¹ et des dimensions de la cellule (∅: 20 cm, H_{vide}: 12 à 15 cm selon la quantité de déjection stockée), la vitesse de balayage par l'air des cellules de stockage est comprise entre 2 10⁻³ et 3 10⁻³ m.s⁻¹, soit un taux de renouvellement de l'air de la cellule entre 1,3 et 1,6 volumes par minute. Les quantités de déjections stockées et les températures de l'air ambiant des deux campagnes de mesures sont regroupées dans le tableau ci-dessous.

Tableau C1.2. Masse (kg) des déjections stockées et plage de températures (°C) de l'air ambiant observées au cours des campagnes de mesures

	Hiver	Eté
Fumier de bovins et de porcs		
Masse de Litière Accumulée de Vaches Laitières (VL-LA) en kg	3,5	1,3
Masse de Litière Raclée de Vaches Laitières (VL-LR) en kg	3,3	1,5
Masse de Litière Accumulée Porcs à l'Engraissement (PE-LA) en kg	3,3	1,7
<i>Température air ambiant en °C</i>	-2,2 à 17	8,3 à 29,1
Lisiers (bovin, porcin et canards)		
	5,5	5,5
<i>Température air ambiant en °C</i>	-3,7 à 15	3,5 à 31,1
Fientes/Fumier de volailles		
Masse de fumier de dindes en kg	3,1	1,0
Masse de fientes Poules Pondeuses (PP) en kg	3,8	2,8
<i>Température air ambiant en °C</i>	-1,2 à 17,6 °C	11,2 à 35 °C

Principaux résultats

Les résultats de cette étude sont présentés en Figure C1.2. Ils confirment l'impact du type de déjections et de la température de l'air ambiant au cours du stockage sur les émissions gazeuses (Loyon *et al.*, 2008a; Loyon *et al.*, 2008b).

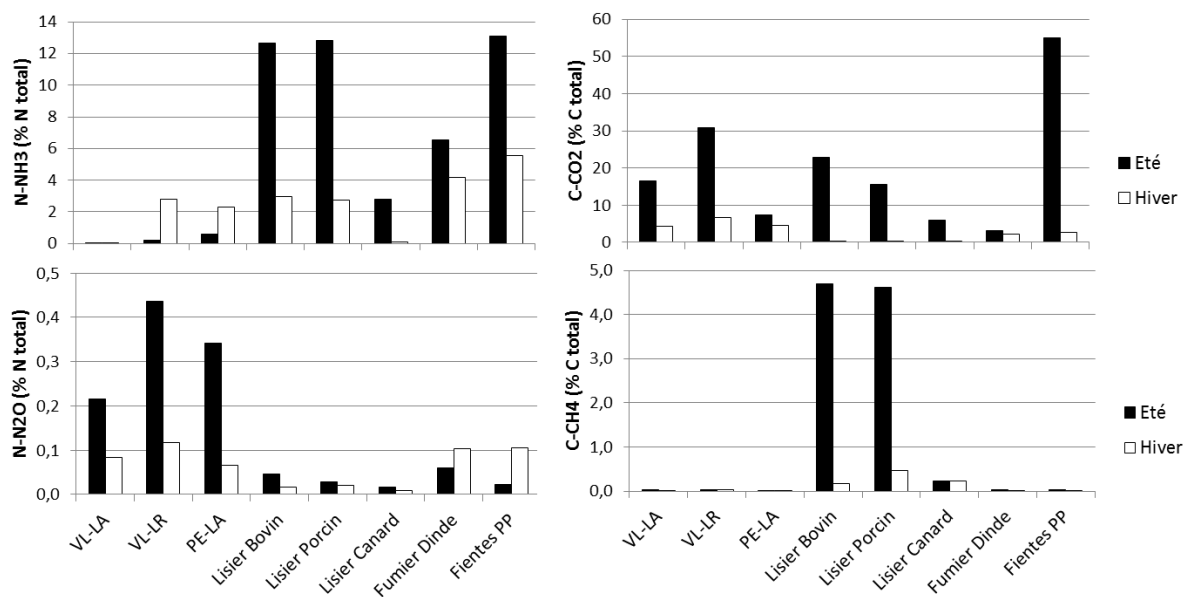


Figure C1.2. Influence du type de déjections et de la saison sur les émissions gazeuses au cours du stockage en conditions contrôlées

VL-LA : Vaches laitières avec litière accumulée, VL-LR : Vaches laitières avec lisier raclé, PE-LA : Porcs à l'engrais avec litière accumulée, Fientes PP : Fientes poules pondeuses

Ainsi, on observe de manière générale que:

- les fumiers et les fientes sont moins émetteurs de CH₄ (moins de 4% du carbone total) que les lisiers. En effet, l'existence de conditions aérobies liées à la porosité de ces déjections limite la production de méthane contrairement aux lisiers où les réactions de décomposition de la matière organique sont essentiellement en condition anaérobie. Ces conditions expliquent aussi des émissions de CO₂ sensiblement plus fortes par les fumiers et les fientes.
- les lisiers et les déjections de volailles montrent les pertes d'azote sous forme d'NH₃ les plus importantes (jusqu'à 13 % de l'azote total (Nt) en été) en raison d'une forte disponibilité d'azote sous forme minérale (ammoniacale). Les fumiers bovins et porcins riches en azote organique présentent des pertes inférieures à 3% de l'azote total quelle que soit la saison. Pour toutes les déjections, les pertes en azote sous forme de N₂O sont faibles comparativement aux pertes de NH₃ (moins de 0,5% de l'azote initial). Les émissions de N₂O sont plus élevées pour les fumiers que pour les lisiers du fait de conditions plus aérobies.
- on observe globalement une augmentation des émissions (NH₃, CO₂, N₂O, CH₄) avec la température de l'air ambiant, en raison de processus microbiens et physiques (volatilisation) accélérés. Les fientes de poules pondeuses et les fumiers de dindes montrent cependant des émissions de NH₃ importantes même en hiver car ces effluents présentent une teneur en azote ammoniacal importante et renouvelée par la minéralisation de l'azote organique au cours du stockage. Pour les fumiers bovins et porcins une augmentation de la température ne se traduit pas par une augmentation des pertes en NH₃ mais par une réduction. Ce phénomène est à relier à la modification de la composition du fumier en été due à une conduite d'élevage différente pour les bovins (alimentation, temps passé au bâtiment). Pour le fumier porcín, le taux d'humidité du fumier réduit en est certainement la raison principale.

Discussion - Conclusion

Le banc de mesure a permis une étude comparative de potentiels d'émissions de plusieurs gaz en parallèle au cours du stockage de 8 types de déjections. Ces mesures sont réalisées en conditions contrôlées de ventilation et à température connue. Associée aux connaissances de propriétés chimiques et physiques des déjections, cette maîtrise de deux paramètres clés des émissions a permis d'interpréter certaines différences observées. Néanmoins, l'extrapolation à l'échelle d'un élevage n'est pas directe et est rendue difficile du fait du nombre de facteurs pouvant influencer les émissions gazeuses en conditions réelles (conduites d'élevage, conditions climatiques, volume du stockage...).

Références

- Loyon, L.; Guiziou, F.; Saint Cast, P. 2008a. Mise au point méthodologique de mesures simplifiées des émissions de gaz à effet de serre, en bâtiments et stockages, avicoles, porcins et bovins, en vue de leur quantification en France. Mesures en laboratoire des émissions gazeuses au stockage. Projet ACTA - ICTA 2006-2008. 25 p.
- Loyon, L.; Guiziou, F.; Saint Cast, P. 2008b. Impact of manure management of different livestock on gaseous emissions: laboratory study. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 48 (1-2), 128-131 10.1071/ea07263

Cas 2 - Evaluer l'efficacité des produits à brumiser visant à lutter les émissions gazeuses en élevage (et les odeurs)

Auteurs

Dominique Oster et Emilie Fernandes (LNE)

Fiches « Méthode » utilisées

Concentrations :

- Spectroscopie d'absorption laser pour l'ammoniac (NH_3) – *Fiche 12*
- Chromatographie en phase gazeuse pour le dihydrogène sulfuré (H_2S) – *Fiche 8*

Emissions :

- Dispositif de mesure des émissions gazeuses en conditions contrôlées – *Fiche 20*

Gaz mesurés

- Ammoniac (NH_3) et dihydrogène sulfuré (H_2S)

Systèmes observés

Effluents reconstitués

Objectifs de l'étude et choix des méthodes de mesure

Objectifs de l'étude

Les odeurs issues des élevages sont des mélanges complexes de composés volatils comprenant notamment des espèces soufrées et azotées, mais également des acides gras volatils. Arrivent en tête, l'ammoniac (NH_3) et le dihydrogène sulfuré (H_2S). Viennent ensuite des molécules organiques, présentes à l'état de traces, mais très odorantes. L'utilisation de produits visant à neutraliser, masquer ou réduire les émissions odorantes et/ou les substances polluantes tend à se développer depuis plusieurs années comme étant une solution émergente aux traitements des odeurs. Parmi ceux-ci des produits à pulvériser dans l'air des bâtiments ou à l'épandage.

Le Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire a demandé au laboratoire national de métrologie et d'essais (LNE) d'élaborer une méthode de laboratoire permettant d'évaluer l'efficacité des produits pour réduire, a minima, les émissions de NH_3 et de H_2S . Pour cela, un banc d'essai a été spécifiquement développé au LNE pour déployer ce protocole du projet SENTOREF (LNE and MEDDTL, 2010). Se basant sur des travaux réalisés à l'École Nationale Supérieure de Chimie de Rennes (Turpin-Bouzin, 2008), un protocole spécifique a été développé avec pour grandes étapes (Figure C2.1) :

- génération d'un gaz de référence
- brumisation contrôlée du produit commercial en solution aqueuse
- calcul de l'efficacité des produits à réduire les concentrations d' NH_3 et H_2S et l'odeur (dans les conditions d'essai)

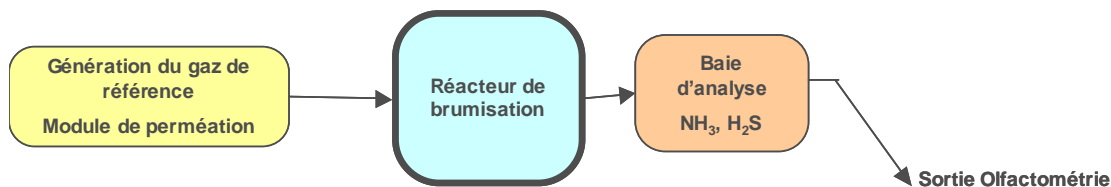


Figure C2.1. Représentation schématique des éléments du banc d'essai Sentoref

Seules les étapes liées à la mesure des émissions de gaz seront décrites en excluant celles liées à l'analyse olfactométrique.

Choix de la méthode de mesure

Les gaz utilisés pour la synthèse du gaz de référence sont représentés par deux gaz majeurs : l'ammoniac et le dihydrogène sulfuré et trois gaz mineurs (le diméthylsulfure, le p-crésol et l'acide butyrique). Les gaz mineurs ont été utilisés principalement pour reconstituer l'odeur du lisier. Le protocole développé pour mesurer la réduction de gaz s'applique uniquement aux deux gaz majeurs.

La volonté de réaliser des mesures en ligne de l'ammoniac et du dihydrogène sulfuré dans des gammes de concentrations identifiées, traçables ou absolues a orienté le choix vers l'utilisation de la chromatographie en phase gazeuse pour l'H₂S et de la spectroscopie d'absorption pour l'NH₃. Les seuils de détection sont de quelques dizaines de ppb pour les deux méthodes retenues. Les appareils de mesure sont intégrés dans une baie d'analyse qui peut être mobile. Les données sont visualisables en ligne et récupérables pour traitement après essai. Les analyseurs en place permettent de vérifier rapidement les teneurs du gaz de référence avant essai.

Matériel de mesure

- Pièce climatisée à 22°C±2°C
- Générateur d'air zéro : air purifié sans odeur
- Banc de perméation, composé de 5 tubes de perméation : un tube de perméation permet de diffuser à température constante un débit constant d'une substance gazeuse qui, mélangée à un gaz de dilution, permettra de synthétiser un gaz de référence multi composants représentant l'odeur du lisier.
- Réacteur de brumisation : une étude préliminaire à l'aide d'outils numériques (Technova, 2009) a permis d'optimiser le dimensionnement et la configuration du réacteur: réacteur cylindrique en verre de 30 cm de diamètre et de 1,2 m de longueur. En sortie, une « cheminée » de 20 cm de diamètre et de 30 cm de hauteur procède par décantation des gouttelettes à une première



Figure C2.2. Photo du réacteur de brumisation

Le produit commercial dilué dans de l'eau distillée entre par une buse bifluide (débit d'air comprimé 1,3m³.h⁻¹, hauteur de colonne d'eau 30 cm, débit du liquide 2,5 l.h⁻¹, Diamètre de Sauter de la dispersion du liquide 57 µm). Il existe une entrée différente pour le gaz de référence.

séparation d'eau et du gaz. En sortie du réacteur, la condensation de l'eau résiduelle s'effectue à 11°C (Figure C2.2).

- une baie d'analyse contenant les appareils analytiques pour le dosage en ligne du dihydrogène sulfuré et de l'ammoniac. Les analyseurs sont :
 - un analyseur par chromatographie en phase gazeuse avec détection FPD (Flame Photometric detection) spécifique pour l'H₂S dont le seuil de détection est de 50 ppb.
 - un Laser CRDS (Cavity Ring Down Spectroscopy) pour l'ammoniac dont le seuil de détection est de 10 ppb.
- un automate contrôlé par un logiciel sur PC permet de faire fonctionner l'ensemble des circuits de gaz et d'eau et de collecter les données. Le synoptique du banc d'essai est décrit en Figure C2.3.

Protocole expérimental

Le gaz de référence est généré à partir de tubes de perméation certifiés et d'air zéro pour obtenir les teneurs du Tableau C2.1. Les concentrations des gaz majeurs sont vérifiées avant l'essai au moyen des analyseurs en ligne.

Tableau C2.1. Composition du gaz de référence

Composé	Concentration (mg.m ⁻³)
Ammoniac	25
Hydrogène sulfuré	5
Diméthylsulfure	1
p-crésol	0,1
Acide butyrique	1

Le gaz de référence est amené dans le réacteur. La solution de produit commercial à tester est diluée dans de l'eau déminéralisée suivant la prescription d'emploi. Après une période 30 minutes nécessaire à la stabilisation des concentrations dans le réacteur, la brumisation est déclenchée par l'automate. Un cycle d'essai est composé de 60 séquences de 10 secondes de brumisation espacées de 20 secondes soit un total de 30 minutes. Les concentrations des gaz majeurs NH₃ et H₂S sont mesurées sur la baie d'analyse au terme du cycle d'essai. A partir des concentrations avant et après passage dans le réacteur, l'efficacité du produit est calculée selon l'équation suivante:

$$Eff = 1 - \frac{C_{i,brum}}{C_{i,ref}} \quad (\text{éq. C2.1})$$

Avec $C_{i,ref}$ la concentration du composé i dans le gaz de référence (avant brumisation) et $C_{i,brum}$ la concentration du composé i après brumisation avec le produit à tester. L'efficacité moyenne est établie à partir de trois répétitions du cycle d'essais. L'efficacité calculée peut être comparée à celle obtenue lors de la brumisation d'eau seule dans les mêmes conditions.

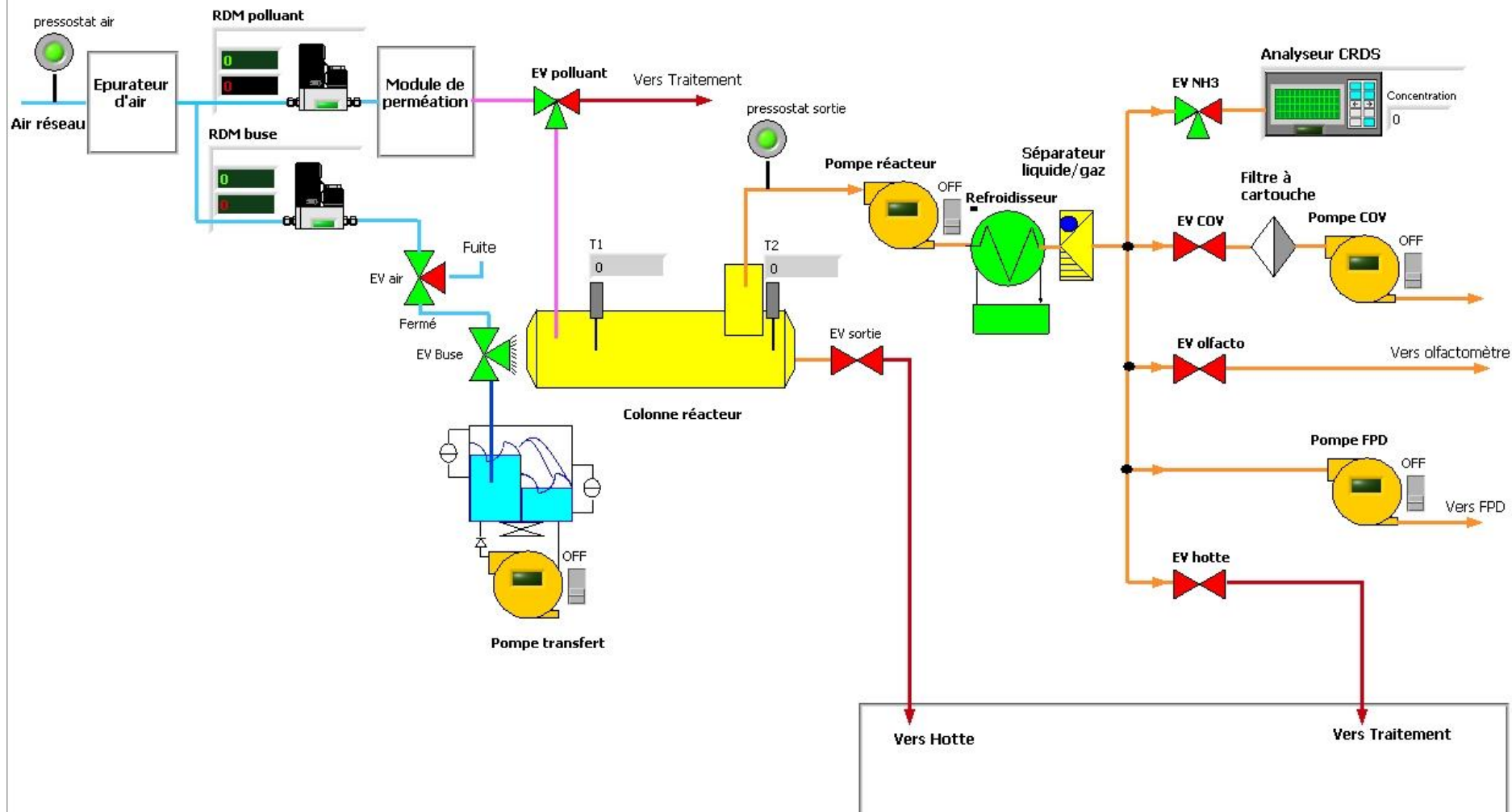


Figure C2.3. Synoptique du banc d'essai utilisé

Résultats

Le protocole a été appliqué à la mesure de l'efficacité de l'eau seule et de six produits commerciaux.

Efficacité sur NH₃ (Figure C2.4)

Les résultats présentés sont l'efficacité moyenne sur trois répétitions d'essai avec indication d'incertitude relative de 2% calculée suivant la méthode décrite dans le « chapitre » sur les incertitudes.

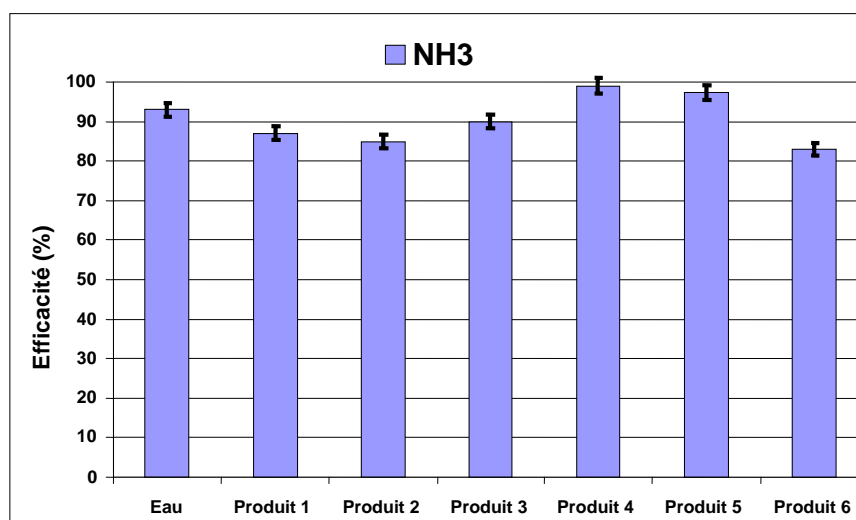


Figure C2.4. Efficacité de l'eau et des produits sur l'ammoniac

La brumisation de l'eau dans les conditions du protocole élimine plus de 90 % de l'ammoniac. Comme le montre la Figure C2.4 : les produits 4 et 5 sont plus efficaces que l'eau sur l'ammoniac. Compte tenu des incertitudes, le produit 3 a une efficacité équivalente à celle de l'eau et les produits 1, 2 et 6 sont moins efficaces que l'eau sur l'ammoniac. L'ensemble des produits montre une efficacité supérieure à 80% sur la réduction d'ammoniac.

Efficacité sur H₂S (Figure C2.5)

Les résultats présentés sont l'efficacité moyenne sur trois répétitions d'essai avec indication d'incertitude relative de 6 %.

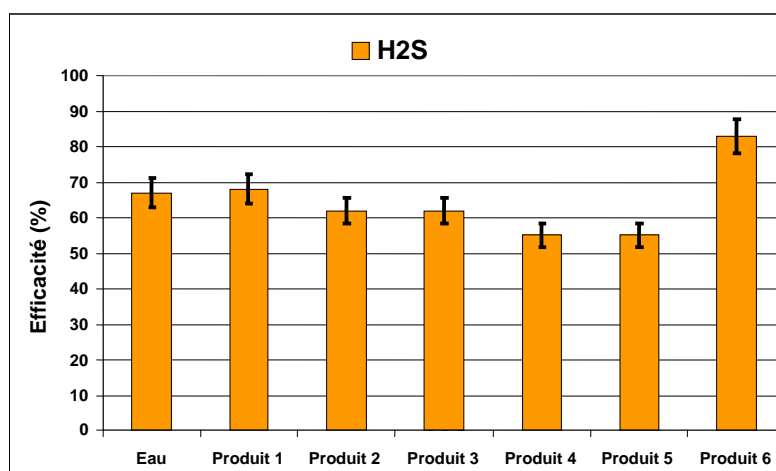


Figure C2.5. Efficacité de l'eau et des produits sur le dihydrogène sulfuré

La brumisation de l'eau dans les conditions du protocole élimine plus de 66 % du dihydrogène sulfuré. Comme le montre la figure C2.5 : le produit 6 est plus efficace que l'eau sur le dihydrogène sulfuré. Compte tenu des incertitudes, les produits 1,2 et 3 ont une efficacité équivalente à celle de l'eau sur le dihydrogène sulfuré et les produits 4 et 5 sont moins efficaces que l'eau. L'ensemble des produits montre une efficacité supérieure à 50% sur la réduction du dihydrogène sulfuré.

Discussion - Conclusion

La méthode mise en place dans le projet Sentoref permet d'évaluer l'efficacité des produits commerciaux à brumiser visant réduire les émissions de NH₃, d'H₂S et d'odeurs issues d'élevage porcin. Cette méthode s'avère fiable avec des incertitudes de 2% pour la mesure d'NH₃ et 6% pour la mesure d'H₂S dans des conditions opératoires maîtrisées. Les produits commerciaux testés peuvent ainsi être discriminés dans leur action de réduction des gaz. Le protocole Sentoref est en projet de mise sous assurance qualité en vue d'une accréditation selon le référentiel ISO 17025. Pour valider l'efficacité des traitements sur le terrain, des mesures complémentaires sont à mettre en œuvre avec des effluents provenant du terrain, directement au niveau de bâtiments d'élevage : mesures directes au bâtiment avec détermination du débit d'air ou bilan de masse, ou méthodes dites micro-météorologiques applicables pour les bâtiments.

Références

- LNE; MEDDTL. 2010. Mise au point d'une méthode standardisée d'évaluation des produits visant à lutter contre les odeurs et les émissions gazeuses en élevage. 82 p.
- Technova. 2009. Dimensionnement d'un pilote d'évaluation des performances des produits dits « neutralisants d'odeurs ».
- Turpin-Bouzin, A. 2008. Pulvérisation dans des gaz circulant à faible vitesse (transfert de matière et efficacité): application à l'évaluation des performances des produits commerciaux dits « neutralisants d'odeurs ».Thèse de doctorat, Université Rennes 1, p. 250 p. <http://books.google.fr/books?id=wtkaYAAACAAJ>

Cas 3 - Mesurer les émissions de méthane entérique des ruminants en enceinte dynamique (semi-ouverte): comparaison de rations

Auteurs

Maguy Eugène, Jessie Guyader et Cécile Martin (INRA UMR H)

Fiches « Méthode » utilisées

Concentrations

- Spectroscopie d'absorption infrarouge – *Fiche 10*

Emissions

- Enceinte dynamique semi-ouverte – *Fiche 17*

Validation

- Etalonnage par gaz standard

Gaz mesurés

- Les gaz d'intérêts mesurés sont le méthane (CH₄) et le dioxyde de carbone (CO₂)

Systèmes observés

- Ruminants en bâtiment uniquement

Objectif de l'étude et choix des méthodes de mesure

Objectif de l'étude

En France, les émissions de méthane (CH₄) issu de l'élevage des ruminants contribuent pour 12% aux émissions totales de GES. Le CH₄ « entérique » est produit dans le rumen des ruminants, lors de la fermentation anaérobie des aliments, par les archae-méthanogènes (méthanogenèse). Des stratégies de réduction du CH₄ sont donc à l'étude, notamment celles visant à formuler des rations qui réduisent la méthanogenèse comme la supplémentation des rations avec le lin ou des nitrates (Doreau *et al.*, 2011; Martin *et al.*, 2010). L'objectif de cette étude était de comparer l'effet de trois rations supplémentées en lin (L), en nitrate (N) et en lin+nitrate (L+N) sur les émissions de CH₄ entérique de vaches laitières tarées par rapport à une ration témoin non supplémentée (T). L'hypothèse testée est que l'association des deux suppléments aurait un effet synergique de réduction de la méthanogenèse à l'échelle de l'animal.

Méthodes de mesure

Les émissions gazeuses (CH₄ et CO₂) ont été mesurées par la méthode de l'enceinte dynamique semi-ouverte (Fiche 17) et les concentrations de CH₄ et de CO₂ ont été déterminées par un analyseur à infrarouge (Fiche 10).

Cette méthode de mesure en continu a été retenue car elle fait référence à l'échelle de l'animal (Pinares and Waghom, 2012) et elle permet l'étude de la dynamique journalière des émissions de CH₄. En effet, les émissions de CH₄ évoluent au cours de la journée avec des pics d'émission après les repas des animaux. On pourra ainsi mettre en évidence et interpréter le mode d'action des différentes stratégies alimentaires au cours de la journée. De plus, la méthode de mesure retenue permet de réaliser une mesure en simultanée de

plusieurs gaz (CH_4 et CO_2 et est reproductible: la variabilité estimée par le coefficient de variation de la mesure est faible (autour de 5%).

Spécifications du matériel

- Enceintes pour bovins (20 m^3) en polycarbonate
- Un analyseur de gaz CH_4 , CO_2 (spectrométrie infrarouge)
- Un échantillonneur 5 voies
- De la tubulure en téflon (PTFE, de 20 m et de diamètre intérieur de 3 mm) pour prélever des échantillons d'air entre l'enceinte et l'analyseur
- Un ventilateur pour créer le flux d'air entrant dans l'enceinte ($800 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) et des filtres à air
- Un débitmètre: aile de mesure Pitot
- Des capteurs de pression, la température et l'hygrométrie
- Une centrale d'acquisition des données.



Figure C3.1. Enceinte de mesure et analyseur (photo: Maguy Eugene – INRA)

Protocole

Animaux et rations

Quatre vaches de race Holstein taries ont reçu successivement 4 rations différentes selon un schéma expérimental en carré latin, avec 4 périodes d'une durée de 5 semaines. Des mesures d'émissions gazeuses (CH_4 et CO_2) en continu ont été réalisées au cours de la dernière semaine, durant 4 jours consécutifs dans 4 enceintes dynamiques semi-ouvertes. Les 4 rations distribuées deux fois par jour étaient les suivantes:

- T : ration témoin composée de 50% de concentré + 50% de foin (prairie naturelle PN)
- L : ration enrichie en lipides du lin (46 % concentré + 4% huile de lin) + 50% foin PN
- NIT : ration enrichie en nitrates (47 % concentré + 3% Calcium de nitrate) + 50% foin PN
- L + NIT : ration enrichie en lin et nitrates (43 % concentré + 4% huile de lin + 3% Calcium de nitrate) + 50% foin PN.

Mesure des émissions gazeuses

Les concentrations gazeuses de CH_4 et de CO_2 ont été mesurées par analyseur de gaz à infrarouge, au niveau de l'entrée et de la sortie de l'enceinte et stockée dans un enregistreur. L'enregistrement des concentrations en CH_4 et CO_2 des 4 enceintes et de l'air ambiant (situé à proximité de l'entrée des 4 enceintes) se fait successivement, par cycle de 25 minutes (5 minutes par enceintes à raison d'un enregistrement toutes les 10 secondes et 5 minutes d'air ambiant). Les conditions climatiques à l'intérieur et à l'extérieur de chaque enceinte sont contrôlées et enregistrées en continu (température, humidité, débit d'air et pression atmosphérique).

Les mesures de concentrations sont d'interpolées linéairement entre 2 cycles de mesure pour chaque enceinte et l'air ambiant. Pour calculer les émissions gazeuses à partir des concentrations en gaz et du débit d'air dans l'enceinte la formule suivante a été utilisée:

$$E_{CH_4} = q_{air} \times (C_{gaz,sortie} - C_{gaz,entrée}) \text{ (Eq C3.1)}$$

Avec : E_{CH_4} l'émission gazeuse (en $L \cdot j^{-1}$) de l'enceinte, q_{air} est le débit de l'enceinte (en $L \cdot j^{-1}$). $C_{gaz,sortie}$ et $C_{gaz,entrée}$ sont les concentrations gazeuses en sortie et entrée (air ambiant) de l'enceinte (en ppm).

Pour valider les émissions gazeuses, des contrôles réguliers ont été mis en place au niveau du dispositif : contrôles de l'étanchéité de l'enceinte semi-ouverte, du taux de récupération de gaz dans les enceintes, de la dérive de l'analyseur de gaz infrarouge et de la mesure du flux d'air par le débitmètre. Un seuil élevé des concentrations en gaz mesurés dans l'air ambiant induit des valeurs de concentrations élevées dans les enceintes et peut conduire à une saturation du signal de l'analyseur. Aussi, il a été fait en sorte qu'il y ait une bonne aération du bâtiment pendant les mesures ainsi qu'une faible densité d'animaux autour des enceintes pour réduire les concentrations en gaz de l'air ambiant autour de 5 ppm pour le CH_4 et 400 ppm pour le CO_2 .

Résultats

Emissions gazeuses

Les émissions de CH_4 et les valeurs moyennes de CH_4 sont présentées dans le Tableau C3.1.

Tableau C3.1. Valeurs moyennes des émissions de CH_4

	Ration				P Value
	T	L	NIT	L+NIT	
CH_4 % EBI	7.2 ^a	5.6 ^b	5.8 ^b	4.8 ^c	<0.001
CH_4 /MSI (g/kg)	25.0 ^a	20.7 ^b	19.4 ^b	17.0 ^c	<0.001
CH_4 /DOM (g/kg)	46.2 ^a	37.6 ^b	35.1 ^{bc}	31.4 ^c	<0.001

T: ration témoin composée de 50% de concentré + 50% de foin (prairie naturelle PN)

L: ration enrichie en lipides du lin (46 % concentré + 4% huile de lin) + 50% foin PN

NIT: ration enrichie en nitrates (47 % concentré + 3% Calcium de nitrate) + 50% foin PN

L+NIT: ration riche en lin et nitrates (43 % concentré + 4% huile de lin + 3% Calcium de nitrate) + 50% foin PN

Les valeurs sont exprimées en % de l'énergie brute ingérée (%EBI), en fonction de la matière sèche ingérée ($g \cdot kg^{-1}$ MSI) et en fonction des quantités de matières organique digérées ($g \cdot kg^{-1}$ DOMI), des vaches taries alimentées avec les rations enrichies en huile de lin et/ou nitrate).

Les résultats (Guyader *et al.*, 2014) indiquent que les émissions de CH_4 des vaches taries alimentées avec des rations enrichies en huile de lin (L) ou en nitrate (NIT) diminuent respectivement de 17 et 22% par rapport au témoin. Ces résultats sont en accord avec la littérature (van Zijderveld *et al.*, 2010 ;Grainger and Beauchemin, 2011). L'association des deux additifs a induit une diminution additive de 32% qui peut s'expliquer par les 2 modes d'action différents au cours de la journée des lipides et du nitrate. En effet, l'ajout de nitrate réduit les émissions de CH_4 pendant les 3 heures qui suivent le repas, tandis que les lipides induisent une diminution tout au long de la journée. Les résultats de Guyader *et al.* (2014) montrent pour la première fois que l'association des 2 additifs aboutit à une réduction quasiment additive et ceci sans altérer la digestibilité de la ration.

Validation de l'échantillonnage et des dosages

Les coefficients de variation de la mesure variaient entre 5 et 7% et ont été jugés acceptables pour cette technique par rapport aux 5 à 10% observés par Storm et al. (2012). En effet, l'échantillonnage des gaz éructés sur animaux taries est plus facile et moins variable comparativement à des animaux en production. Aussi, 2 à 3 jours de mesures ont été suffisants.

Discussion - Conclusion

La méthode des enceintes semi-ouvertes est une méthode précise, reproductible qui donne des valeurs de gaz avec un coefficient de variation de l'ordre de 5 à 10% (Storm *et al.* 2012). Grâce à la très grande sensibilité du système et à la reproductibilité de la mesure, des différences significatives ($P < 0,001$) de 17 à 32% ont pu être observées malgré le faible nombre d'animaux utilisés ($n=4$). Cette méthode permet donc d'obtenir des mesures d'émissions précises pour des animaux en contention, quand le comportement alimentaire (ingestion, stress) de l'animal n'est pas perturbé. L'inconvénient majeur est qu'elle n'est utilisable qu'avec des animaux en contention dans des bâtiments et qu'elle ne s'applique pas à des animaux au pâturage.

De plus, l'étude des dynamiques d'émissions des gaz, non présentées ici, a permis de mettre en évidence le moment où des additifs différents peuvent agir et leur durée d'action. Ceci permet de mieux comprendre les mécanismes d'action de ces additifs en interaction soit avec l'alimentation de l'animal hôte ou soit avec le microbiote ruminal. Ces données sont aussi mobilisables dans des travaux de recherches en modélisation.

Références

- Doreau, M.; Martin, C.; Eugene, M.; Popova, M.; Morgavi, D.P. 2011. Tools for decreasing enteric methane production by ruminants. Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants. INRA Productions Animales. 24 (5), 461-474
- Grainger, C.; Beauchemin, K.A. 2011. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? Animal Feed Science and Technology. 166-67, 308-320 10.1016/j.anifeedsci.2011.04.021
- Guyader, J.; Eugène, M.; Doreau, M.; Rochette, Y.; Morgavi, D.P., et al. 2014. Association of nitrate and linseed oil effectively reduces methane emissions in ruminants. International Symposium on the Nutrition of Herbivores/International Symposium on Ruminant Physiology (ISNH/ISRP). Canberra, Australia, 8-12 september 2014, p. In Press
- Martin, C.; Morgavi, D.P.; Doreau, M. 2010. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. Animal. 4 (3), 351-365 10.1017/s1751731109990620
- Pinares, C.; Waghom, G. House, M.o.A.a.F.P. 2012. Technical manual on respiration chamber designs. 106 p.
- Storm, I.M.L.D.; Hellwing, A.L.F.; Nielsen, N.I.; Madsen, J. 2012. Methods for measuring and estimating methane emission from ruminants. Animals. 2 (2), 160-183 10.3390/ani2020160 <Go to ISI>://CABI:20123245793
- van Zijderveld, S.M.; Gerrits, W.J.J.; Apajalahti, J.A.; Newbold, J.R.; Dijkstra, J., et al. 2010. Nitrate and sulfate: Effective alternative hydrogen sinks for mitigation of ruminal methane production in sheep. Journal of Dairy Science. 93 (12), 5856-5866 10.3168/jds.2010-3281

Cas 4 - Mesurer les émissions de méthane entérique des ruminants avec la technique du gaz traceur SF₆: comparaison de rations

Auteurs

Maguy Eugène, Cécile Martin et Yvanne Rochette (INRA UMR H)

Fiches « Méthode » utilisées

Concentrations

- Chromatographie en phase gazeuse – Fiche 8

Emissions

- Mesure à l'aide d'un gaz traceur – Fiche 18

Validation

- Taux de récupération, étalonnage par gaz standard

Gaz mesurés

- NH₃, N₂O, CH₄, CO₂, H₂O

Systèmes observés

- Taurillons en bâtiment, en conditions d'élevage

Objectifs de l'étude et choix des méthodes de mesure

Objectifs de l'étude

Au niveau de la ferme, une part importante des GES émis (50 à 60%) provient du méthane (CH₄) entérique des bovins et ce quel que soit la filière considérée (lait ou viande). Parmi les stratégies nutritionnelles existantes pour diminuer les émissions de CH₄ d'origine digestive chez le ruminant, l'utilisation de rations riches en concentrés (Sauvant *et al.*, 2011) ou en lipides (Doreau *et al.*, 2011; Eugene *et al.*, 2008) est efficace mais l'effet de l'association de concentrés et de lipides au sein d'une même ration est mal connu. L'étude avait pour objectif d'évaluer l'effet d'une ration supplémentée en lin (L) sur le méthane entérique (CH₄) de taurillons au cours de leur croissance, en conditions d'élevage.

Méthodes de mesure

Pour déterminer le CH₄ entérique nous avons choisi la technique du gaz traceur SF₆ (Fiche 18). Les concentrations des échantillons de gaz (CH₄ et CO₂) recueillis dans des boîtes de collecte en PVC ont été analysées par chromatographie en phase gazeuse. En effet, cette méthode est bien adaptée pour des animaux en

stabulation libre ou sur aire paillée. Bien que contraignante pour l'animal, qui est équipé du dispositif de prélèvement des échantillons, cette méthode permet de faire des mesures quotidienne des émissions sans perturber le comportement



Figure C4.1. Dispositif de prélèvement de gaz sur animal (Technique SF₆)

alimentaire des animaux (Figure C4.1).

Spécifications du matériel

- Corps de capsule cylindrique en laiton de fabrication artisanale
- Noix en laiton
- Bouteille de Gaz standard certifiée SF₆ Pur, SF₆ (195 ppt) CH₄/CO₂ (100/1500 ppm)
- Azote liquide
- Film Teflon (0,4mm environ) et tuyaux en téflon (6 mm de diamètre interne).
- Fritté 2 μ
- Licol de contention
- Boîte de collecte de gaz en PVC (2,5 l) et raccords tuyau (connexion swagelock)
- Tube capillaire en inox (5 μm diamètre interne)
- Chromatographe en phase gazeuse et détecteur (ECD, TCD et FID)

Protocole

Animaux et rations

Cinquante-six taurillons Charolais (âge: 8,7 ± 0,3 mois et poids: 317 ± 7 kg au début de l'expérimentation) ont été répartis en 2 lots (4 cases de 7 animaux) et alimentés *ad libitum* (une distribution par jour) avec une des deux rations à la station expérimentale de Bourges (2008-2009):

- une ration témoin (T), composée de 87% de matière sèche (MS) de concentré riche en parois et de 13% MS de paille d'orge
- une ration supplémentée en graine de lin (L), composée de 87% de concentré riche en amidon et contenant 6% de graine de lin extrudée et 13% de paille d'orge (sur base MS).

Les teneurs en matières grasses des rations T et L étaient de 2,4 et 4,4% MS, respectivement.

Mesure des émissions gazeuses

Après une période d'adaptation aux régimes (4 semaines), les productions individuelles de CH₄ ont été mesurées à trois périodes, espacées de 3 mois d'intervalle, pendant 5 jours consécutifs selon la technique du gaz traceur SF₆ (Fiche 18). Les animaux ont été testés après 24, 120 et 228 jours d'alimentation avec le même régime (T ou L).

Un tube de perméation contenant 600 mg de SF₆ (bolus SF₆) a été administré par voie orale à tous les animaux une semaine avant le début des mesures. Ce tube a été préalablement calibré au laboratoire afin d'en mesurer la vitesse de diffusion (flux de SF₆ en g.j⁻¹), par gravimétrie (précision au 1/100^{ème} de mg), à travers une membrane en téflon, dont l'épaisseur conditionne la vitesse de sortie du gaz. Des échantillons représentatifs de l'air éructé et respiré ont été collectés au-dessus des naseaux de l'animal dans des boîtes en PVC (2,5 l), sous vide (-91,2 kPa), par l'intermédiaire d'un tube capillaire relié à une tubulure en téflon fixés au licol. Les animaux étaient gardés dans des stalles sur aire paillée équipées d'auges de pesée automatisées individuelles. Il a donc fallu placer les boîtes en PVC dans des sacs sur le dos des taurillons pour limiter les accrochages et les changer tous les jours par des nouvelles boîtes sous vide.

Afin de réaliser le dosage au laboratoire des concentrations en CH₄, CO₂ et SF₆ par chromatographie en phase gazeuse, les boîtes étaient mises en surpression (+142 kPa), avec de l'azote (N₂) pur. Des échantillons d'air ambiant ont aussi été collectés dans des boîtes PVC mises sous vide, pour déterminer ses concentrations en CH₄, SF₆ et CO₂. Pour valider les dosages de SF₆ un étalonnage du chromatographe « Varian-Chrompack » équipé d'un détecteur à capture d'électron a été réalisé quotidiennement avec une bouteille de gaz standard certifié SF₆ (195 ppt). Pour les dosages du CH₄ et du CO₂ l'étalonnage du chromatographe « Perkin Elmer » équipé d'un détecteur à ionisation de flamme une bouteille de mélange standard CH₄ (100 ppm) / CO₂ (1 500 ppm).

Les émissions journalière de CH₄ ($E_{CH_4, g, j}^{-1}$) ont ensuite été calculées à partir du flux de SF₆ ($F_{SF_6, g, j}^{-1}$) de la manière suivante (Johnson et al, 1994) :

$$E_{CH_4} = E_{SF_6} * \frac{C_{CH_4, animal} - C_{CH_4, atm}}{C_{SF_6, animal} - C_{SF_6, atm}} \quad (\text{éq. C4.1})$$

$C_{CH_4, animal}$ et $C_{SF_6, animal}$ sont les concentrations mesurées dans les boîtes de collectes. $C_{CH_4, atm}$ et $C_{SF_6, atm}$ sont les concentrations dans l'air ambiant de ces deux gaz.

Résultats

Emissions de méthane entérique

Les résultats du Tableau C4.1 indiquent les émissions de CH₄ en litre par jour (l.j⁻¹), ramenées aux quantités de matière sèche ingérées (MSI) ou de matière organique (OMI), à l'énergie brute ingérée (EBI), ramenées au poids vif (PV) de l'animal ou par kg de gain moyen de poids (GMQ) de l'animal.

Tableau C4.1. Emissions de méthane des taurillons alimentés avec la ration témoin (T) ou la ration complétementée en lipide et en amidon (L)

	P1 ¹		P2		P3		P Value		
	T ²	L	T	L	T	L	Ration	P	Ration*P
MSI (kg j ⁻¹)	8,2 ^a	7,1 ^b	11,3 ^a	8,8 ^b	10,0 ^a	7,9 ^b	<0,001	<0,001	0,009
CH ₄ (L j ⁻¹)	285 ^a	228 ^b	406 ^a	335 ^b	506 ^a	394 ^b	<0,001	<0,001	0,11
CH ₄ /MSI (L kg ⁻¹)	35,4	32,5	36,3	38,8	42,6 ^a	50,8 ^b	0,23	<0,001	0,03
CH ₄ /OMI (L kg ⁻¹)	38,9	34,7	45,1	46,4	63,2	61,2	0,36	<0,001	0,48
CH ₄ % EBI	6,9	6,0	7,5	8,2	11,2	10,4	0,30	<0,001	0,09
CH ₄ /PV (L kg ⁻¹)	0,54 ^a	0,45 ^b	0,54 ^a	0,45 ^b	0,54 ^a	0,41 ^b	<0,001	0,46	0,47
CH ₄ /GMQ (L kg ⁻¹)	129 ^a	96 ^b	202 ^a	156 ^b	430 ^a	301 ^b	<0,001	<0,001	0,002

(a, b) Des lettres différentes pour la même période indiquent des différences significatives entre ration $P < 0.05$.

¹ Période 1 à 3 (P1 à P3): début (24j), milieu (120j) et fin (228j) de période d'engraissement des taurillons.

² T: ration témoin (87% concentré riche en fibres + 13% paille, L: ration supplémentée en lin (87% concentré riche e amidon et en lipides (graine de lin) + 13% paille.

Ces résultats ont été comparés à des estimations des émissions de CH₄ (l.j⁻¹) faites en utilisant l'équation « P » d'Ellis ((Ellis *et al.*, 2010). Celle-ci a été retenue car elle prenait en

compte la MSI, les teneurs en amidon et en lipides des rations. Des valeurs d'émissions de CH₄ de 249 et 185 l.j⁻¹ ont été estimées pour les rations T et L, soit des valeurs inférieures de 37 et 42% aux valeurs mesurées. Ceci pourrait s'expliquer en partie par l'ingestion de la paille servant au paillage de l'aire de repos des animaux qui n'était pas mesurable. Cette quantité était vraisemblablement faible..

L'addition d'amidon et de lin dans la ration L a induit une diminution des émissions de CH₄ (l.j⁻¹) de 20 % en moyenne. Cette diminution s'explique principalement par une baisse de l'ingestion avec la ration L (Eugene *et al.*, 2011). Cette diminution, obtenue avec un ajout de 2% de lipides à la ration, est environ deux fois plus faible que la diminution de 37% mesurée par Martin *et al.*, 2008 avec un ajout 6% de lipides. Les revues bibliographiques sur l'effet de l'amidon (Sauvant and Giger-Reverdin, 2009) et du lin (Martin *et al.*, 2011) nous permettent de dire que la combinaison des deux n'est pas totalement additive. Cela s'explique par les faibles teneurs en amidon et en lin de la ration L, raisonnée pour éviter les troubles digestifs ou métaboliques observables à de plus fortes doses.

Validation de l'échantillonnage et des dosages

Les coefficients de variation de la mesure, allant de 10 à 25%, ont été jugés acceptables pour cette technique. En effet, l'échantillonnage des gaz éructés sur animaux en croissance est rendu délicat dans la mesure où les animaux sont très agités en fin de croissance (mâle de 15 mois non castré) et diminue le nombre d'échantillons analysables sur les 5 jours de prélèvement suite à la détérioration du matériel. De plus, un seuil de concentration en SF₆ présent dans les boîtes permet de s'assurer que l'échantillon est bien représentatif de la production de CH₄ à l'échelle de la journée et que le dispositif était correctement positionné sur l'animal. Nous avons pu réaliser les mesures de CH₄ au cours de toute la période d'engraissement des taurillons (220 jours) car la durée de l'expérimentation n'a pas affecté la vitesse de diffusion en SF₆ des bolus.

Conclusion

Dans cette étude, l'apport d'énergie sous forme de concentré riche en amidon et en lipides du lin a diminué la méthanogénèse pour un niveau d'apport lipidique modéré de 2% sur toute la période d'engraissement. Ceci s'explique principalement par une baisse d'ingestion. Des La technique SF₆ nous a ainsi permis d'estimer des émissions, sur des animaux dont le comportement alimentaire n'était pas perturbé. Cependant, si les animaux avaient été équipés de canule du rumen ou logés dans des bâtiments mal ventilés la mesure aurait été biaisée (Berndt *et al.*, 2014).

Références

- Berndt, A.; Boland, T.M.; Deighton, M.H.; Gere, J.I., et al. 2014. Guidelines for use of sulphur hexafluoride (SF₆) tracer technique to measure enteric methane emissions from ruminants. New Zealand Agricultural Greenhouse Gas Research Centre, New Zealand 166 p.
- Doreau, M.; Martin, C.; Eugene, M.; Popova, M.; Morgavi, D.P. 2011. Tools for decreasing enteric methane production by ruminants. Leviers d'action pour réduire la production de méthane entérique par les ruminants. *INRA Productions Animales*. 24 (5), 461-474
- Ellis, R.A.; Murphy, J.G.; Pattey, E.; van Haarlem, R.; O'Brien, J.M., et al. 2010. Characterizing a Quantum Cascade Tunable Infrared Laser Differential Absorption

- Spectrometer (QC-TILDAS) for measurements of atmospheric ammonia. *Atmospheric Measurement Techniques*. 3 (2), 397-406
- Eugene, M.; Martin, C.; Mialon, M.M.; Krauss, D.; Renand, G., et al. 2011. Dietary linseed and starch supplementation decreases methane production of fattening bulls. *Animal Feed Science and Technology*. 166-67, 330-337 10.1016/j.anifeedsci.2011.04.023
- Eugene, M.; Masse, D.; Chiquette, J.; Benchaar, C. 2008. Meta-analysis on the effects of lipid supplementation on methane production in lactating dairy cows. *Canadian Journal of Animal Science*. 88 (2), 331-334
- Martin, C.; Pomiès, D.; Ferlay, A.; Rochette, Y.; Martin, B., et al. 2011. Methane output and rumen microbiota in dairy cows in response to long-term supplementation with linseed or rapeseed of grass silage- or pasture-based diets. Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production. New Zealand Society of Animal Production, Vol.71 pp. 243-247
- Martin, C.; Rouel, J.; Jouany, J.P.; Doreau, M.; Chilliard, Y. 2008. Methane output and diet digestibility in response to feeding dairy cows crude linseed, extruded linseed, or linseed oil. *Journal of Animal Science*. 86 (10), 2642-2650 10.2527/jas.2007-0774
- Sauvant, D.; Giger-Reverdin, S. 2009. Modelling of digestive interactions and methane production in ruminants. *INRA Productions Animales*. 22 (5), 375-384
- Sauvant, D.; Giger-Reverdin, S.; Serment, A.; Broudiscou, L. 2011. Influences of diet and rumen fermentation on methane production by ruminants. *INRA Productions Animales*. 24 (5), 433-446

Cas 5 - Mesurer les émissions des bâtiments porcins à ventilation mécanique à l'aide d'un laboratoire mobile

Auteurs

Stéphane Godbout, Frédéric Pelletier, Jean-Pierre Larouche, Martin Belzile et Stéphane Lemay (Institut de Recherche et de Développement en Agro-environnement IRDA – Québec)

Fiches « Méthode » utilisées

Prélèvement

- Techniques de prélèvements continu pour analyse en direct – *Fiche 4*

Concentrations

- Chromatographie en phase gazeuse – *Fiche 8*
- Spectrométrie infrarouge non-dispersive à transformée de Fourier – *Fiche 10*

Débit

- Mesure directe de ventilation – *Fiche 13*

Gaz mesurés

- CO₂, NH₃, CH₄, N₂O, H₂O

Systèmes observés

- Bâtiment d'élevage d'une porcherie commerciale

Objectifs et méthodes de mesure

Objectifs

L'objectif de cette étude de cas est de déterminer les émissions de gaz (CO₂, NH₃, CH₄, N₂O, H₂O) produites par un bâtiment d'élevage porcin à ventilation mécanique et en situation commerciale.

Choix des méthodes

La méthode choisie permet de :

- Mesurer les concentrations des principaux gaz émis par les bâtiments porcins en entrée et en sortie de bâtiment
- Mesurer le débit de ventilation
- Mesurer les conditions d'ambiance à l'intérieur et l'extérieur du bâtiment ainsi que les caractéristiques de l'élevage

Les instruments d'analyse sont intégrés dans un laboratoire mobile (figure C5.1) afin de faciliter leur déplacement et la mise en œuvre des



Figure C5.1. Laboratoire mobile

mesures sur différents sites de porcherie commerciales.

Les émissions de gaz sont calculées en multipliant la différence de concentration entre l'entrée et la sortie du bâtiment par le débit massique du gaz considéré, qui est calculé à partir du débit massique de l'air (Équation C5.1). Dans cette équation, le volume spécifique de l'air ($V = (P_{atm} - P_v) / (287 \times T)$); (ASAE, 1979 (R2010)) est utilisé pour obtenir le débit massique de l'air à partir du débit volumétrique :

$$F_t = (C_{sortie} - C_{entrée}) \times \frac{q}{Nombre_{animaux}} \times \frac{P_{atm} - P_v}{287 \times T} \times \frac{M_{gaz}}{M_{air}} \times 525,6 \quad (éq. C5.1)$$

F_t représente l'émission du gaz correspondant dans le bâtiment au moment de l'échantillonnage ($g.animal^{-1}.an^{-1}$), $C_{entrée}$ est la concentration du gaz à l'entrée du bâtiment (ppmv), C_{sortie} désigne la concentration du gaz à la sortie du bâtiment (ppmv), q représente le débit moyen de ventilation durant une période d'échantillonnage ($m^3_{air}.min^{-1}$), $Nombre_{animaux}$ représente le nombre d'animaux dans le bâtiment, P_{atm} et P_v sont respectivement la pression atmosphérique au niveau de la mer (101 325 Pa) et la pression de vapeur (Pa), T correspond à la température dans le bâtiment (en K), M_{gaz} et M_{air} caractérisent les masses molaires du gaz concerné (CO_2 [44 $g.mol^{-1}$], CH_4 [16 $g.mol^{-1}$], N_2O [44 $g.mol^{-1}$] ou NH_3 [17 $g.mol^{-1}$], et de l'air (29 $g.mol^{-1}$) et 525,6 est le facteur de conversion des unités (de $mg.min^{-1}$ à $g.an^{-1}$).

Spécifications du matériel et protocole

Échantillonnage des gaz

Le système qui a été développé pour quantifier les émissions de gaz permet d'échantillonner et gérer l'échantillon, puis de l'analyser. Les échantillons sont récoltés de façon séquentielle à plusieurs endroits stratégiques dans le bâtiment (exemple : entrée d'air et sortie d'air; Figure C5.2) et transportés en continu jusqu'aux systèmes d'analyse.

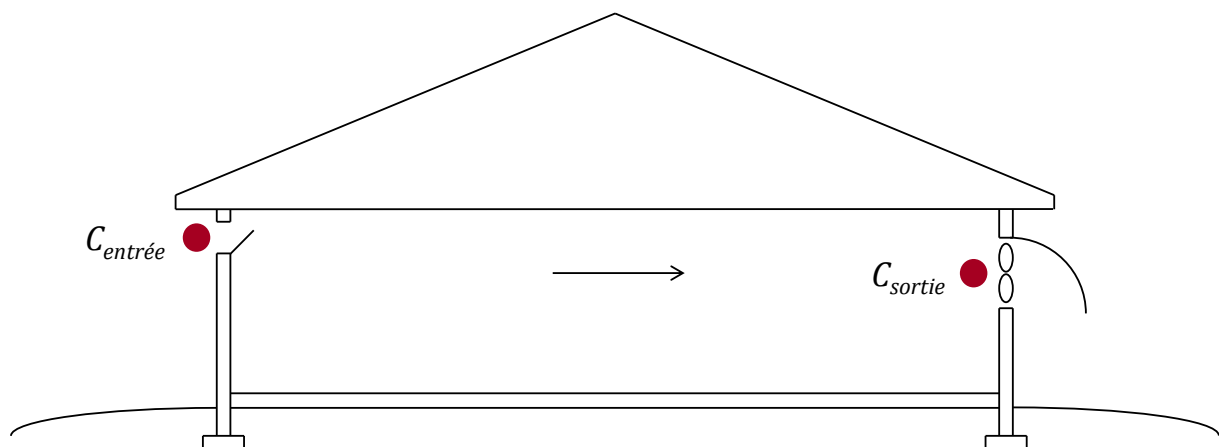


Figure C5.2. Points de mesure de la concentration dans le bâtiment

Pour chaque point d'échantillonnage, l'air est pompé à travers un filtre en PTFE et transporté dans un tube de Téflon[®] de longueur variable dépendant du point d'échantillonnage (Figure C5.3). La température des tubes d'échantillonnage est maintenue à un niveau empêchant la condensation éventuelle de l'humidité du gaz échantillon. Les tubes de Téflon[®] sont connectés à une valve rotative permettant la sélection séquentielle des points d'échantillonnage. Les équipements d'analyse des gaz sont installés dans un laboratoire mobile stationné à proximité du bâtiment d'élevage dans un laboratoire mobile. Celui-ci est équipé d'un dispositif d'acquisition de données pour enregistrer les données de température, d'humidité relative et de vitesse de rotation des ventilateurs (Figure C5.4). Les gaz analysés sont le NH₃, le CH₄, le N₂O et le CO₂. Les gaz à effet de serre sont analysés par chromatographie en phase gazeuse (GC) et l'ammoniac par spectroscopie infrarouge non dispersive (NDIR).



Figure C5.3. Tube d'échantillonnage, filtre, sonde d'humidité et température



Figure C5.4. Appareils de mesure des gaz

Les concentrations des différents gaz à chacun des points d'échantillonnage sont mesurées sur des périodes de 15 minutes. L'analyse instantanée avec le chromatographe est effectuée sur l'échantillon de gaz circulant dans la boucle d'injection de l'appareil à la fin de chaque période d'échantillonnage alors que la concentration de NH₃ est une moyenne des concentrations de NH₃ dans le gaz circulant à l'intérieur de la cellule d'analyse durant la dernière minute de chaque période. Les incertitudes instrumentales sur la concentration des gaz sont de ± 30 ppm pour le CO₂, de $\pm 0,5$ ppm pour le CH₄, de $\pm 0,1$ ppm pour le N₂O et de $\pm 1,5$ ppm pour le NH₃. Les appareils de mesure des gaz sont généralement calibrés au début de chaque période d'analyse en utilisant des gaz d'étalonnage standard. Pour documenter la performance à long terme de l'ensemble du système et contrôler la qualité des données obtenues, des analyses standard sont effectuées automatiquement à une fréquence spécifiée. Les échantillons utilisés sont l'air ambiant et des gaz d'étalonnage. Les réponses du système au fil du temps sont utilisées pour observer et confirmer les périodes de fonctionnement normal. D'autres calculs statistiques permettent d'estimer la précision globale de l'analyse.

Débit de ventilation

Le débit de ventilation de chaque ventilateur, à différentes vitesses de rotation et sous différentes pressions statiques est évalué à l'aide d'un conduit de ventilation équipé d'un

tube de pitot. Ce dernier a été développé en utilisant la norme ANSI / ASHRAE 41,2 à 1987 (RA 92) (ASHRAE, 1992). Le conduit de ventilation consiste en un tuyau d'acier galvanisé d'un diamètre de 40 ou 50 cm (variable selon le diamètre du ventilateur) et d'une longueur d'environ 6 m. Une série de trous sur la paroi du tuyau et une croix de pitot installée à l'intérieur permettent de mesurer la différence de pression entre la paroi et le centre du tuyau et de convertir cette différence en débit d'air. Un redresseur d'air est aussi installé à l'intérieur de la conduite. Calibré en laboratoire, le conduit de ventilation est connecté à un ventilateur à vitesse variable suffisamment puissant pour couvrir une gamme importante de débits d'air. Les débits d'air passant à travers le tunnel sont évalués en mesurant la vitesse de l'air à plusieurs endroits dans le tuyau à l'aide d'un anémomètre à fil chaud. Le débit d'air calculé est finalement associé à la différence de pression obtenue par le tunnel de vent. Le conduit de ventilation est déplacé et installé devant chacun des ventilateurs pour en mesurer le débit de façon précise. Lors des mesures d'émissions de gaz, la vitesse de rotation des ventilateurs et la pression statique à l'intérieur du bâtiment sont mesurées en continu. Les données de vitesses de rotation et de pressions statiques sont par la suite associées aux débits mesurés avec le conduit de ventilation.

Conditions d'ambiance à l'intérieur et l'extérieur du bâtiment

Les conditions atmosphériques à proximité du bâtiment sont mesurées à l'aide d'une station météo (Figure C5.5). La température et l'humidité relative de l'air ambiant sont mesurées de façon continue à l'aide d'un thermomètre à résistance de platine combiné à une sonde de polymère offrant une précision de $\pm 0,3^{\circ}\text{C}$ pour la température et de $\pm 2\%$ pour l'humidité relative sur la plage de 10 à 90 %. La vitesse et la direction du vent sont également mesurées en continu. Les conditions de température et d'humidité relative intérieures sont mesurées à l'aide de sondes offrant une précision de $\pm 0,5$ à 20°C pour la température et de $\pm 3\%$ pour l'humidité relative. Tous ces éléments sont mesurés à chaque seconde et les moyennes sont enregistrées toutes les 15 minutes.



Figure C5.5. Station météorologique (mesures de vent, de température et d'humidité)

Nombre et masse des porcs

Afin d'évaluer la masse quotidienne des porcs présents dans le bâtiment, leur nombre et leur masse sont enregistrés ou estimés tout au long des essais. Au début et à la fin des périodes de mesure des émissions au bâtiment, les porcs sont pesés et comptés.

Résultats

Le Tableau C5.1 présente les résultats moyens de température, débit et émissions de gaz pour trois saisons de mesure. Les débits de ventilation mesurés ont varié de 13,8, à 6,2 et $4,6 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{porc}^{-1}$ entre l'été, l'automne et l'hiver. Les émissions moyennes de CH_4 étaient de $3,1 \text{ mg}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{porc}^{-1}$ durant l'été et de $2,8 \text{ mg}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{porc}^{-1}$ durant l'automne et l'hiver. Les émissions moyennes de NH_3 ont varié entre 4,2 et $5,8 \text{ mg}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{porc}^{-1}$ durant ces trois périodes. Un exemple des résultats obtenus entre le 26 et le 31 octobre 2012 est présenté à la Figure C5.6. Durant cette période, la température extérieure a varié entre -4 et 12°C et la

température à l'intérieur de la porcherie s'est maintenue autour de 23°C. Le débit d'air a, quant à lui, varié entre 5 et 12 l.s⁻¹.porc⁻¹.

Tableau C5.1. Résultats de température, débit d'air et émissions pour les trois périodes de mesure

Période	T _{intérieur} °C	Débit l.s ⁻¹ .porc ⁻¹	Émissions		
			CH ₄	CO ₂ mg.min ⁻¹ .porc ⁻¹	NH ₃
Été	25,6	13,8	3,1	1030	4,2
Automne	23,1	6,2	2,8	1208	5,8
Hiver	20,7	4,6	2,8	1371	4,5

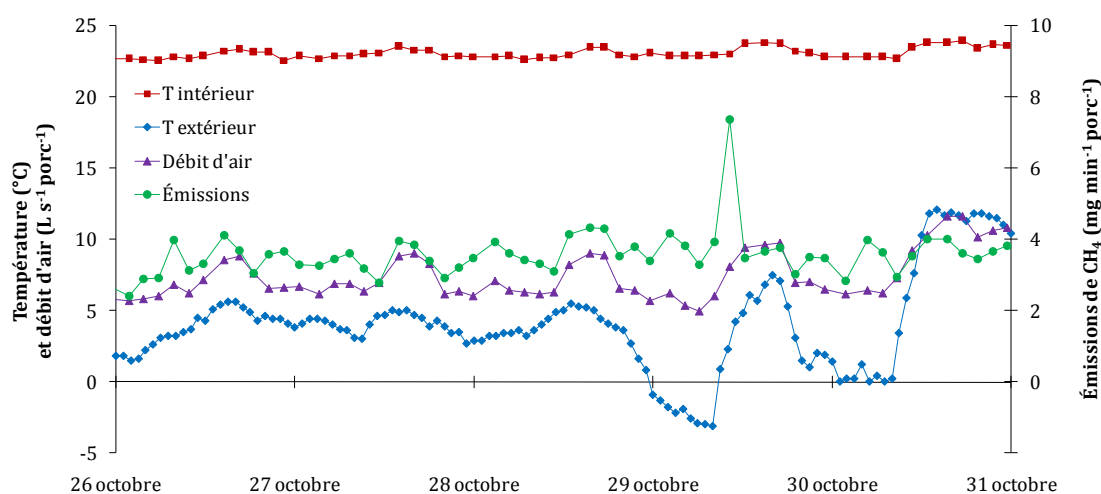


Figure C5.6. Températures, débit d'air et émissions de CH₄

Conclusion

L'émission étant le produit de la concentration de gaz par le débit de ventilation, mesurer précisément ces paramètres est très important. La méthodologie présentée ici permet de mesurer efficacement ces deux paramètres à une résolution temporelle fine. De plus, l'utilisation d'un laboratoire mobile permet d'utiliser des analyseurs sensibles dans des conditions optimales, et de mettre en œuvre ce même système sur plusieurs sites. Son utilisation à plusieurs reprises a permis de valider la qualité des résultats. Ce dispositif présente néanmoins des coûts d'acquisition et de fonctionnement importants. La multiplication du nombre de mesures en élevage commerciaux à des fins d'amélioration de la représentativité des facteurs d'émissions ou de diagnostics techniques, ont poussé au développement de méthodes simplifiées basées sur les caractéristiques de l'élevage, des bilans de masse et/ou des mesures ponctuelles de concentrations (Fiches 15, 16, 21 et 22).

Références

- ASAE. 1979 (R2010). Psychrometric Data. ASABE Standards. D271.2
- ASHRAE. 1992. standard methods for laboratory airflow measurement Vol.ASHRAE 41.2 - 10 CFR 430 Subpart B, App. M, 2.6, a American Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers 32 p.

Cas 6- Evaluer l'efficacité d'un procédé de réduction d'émission en bâtiment porcs en station expérimentale : exemple d'un système d'évacuation fréquente par raclage en V

Auteurs

Solène Lagadec et Aurore Loussouarn (Chambre régionale d'agriculture de Bretagne) – Mélynda Hassouna (INRA SAS)

Fiches « Méthode » utilisées

Prélèvement

- Techniques de prélèvement continu pour analyse en direct – *Fiche 4*

Concentrations

- Spectrométrie infrarouge photo-acoustique – *Fiche 10*
- Tubes colorimétriques – *Fiche 6*

Débit

- Détermination des débits d'air en bâtiment d'élevage par bilan CO₂ – *Fiche 16*

Validation

- Bilan de masse (N, C, P, K, H₂O) – *Fiche 21*

Gaz mesurés

- CO₂, NH₃, H₂O

Systemes observés

- Porcherie d'engraissement équipée d'un système de raclage en V en station expérimentale

Objectifs de l'étude et choix des méthodes de mesure

Objectifs de l'étude

L'utilisation d'un système d'évacuation fréquente des déjections permet de limiter la formation de gaz et d'odeurs par la réduction du temps de présence des déjections dans les bâtiments. Différents systèmes existent sur le terrain comme le raclage à plat, la chasse d'eau ou le raclage en V. Ce dernier présente l'avantage de réaliser une séparation de phase sous les caillebotis. Grâce à un fond de fosse en pente, les urines sont évacuées *via* un collecteur situé au centre du couloir de raclage. Les fèces sont raclées par le racleur en « V » qui épouse la forme de la fosse. L'adjonction, à l'évacuation fréquente



Figure C6.1. Porcs présents dans la porcherie d'engraissement équipée d'un raclage en V (source: CRAB)

des déjections, d'une séparation de phases précoce, permet une réduction encore plus importante de la volatilisation de l'ammoniac. En effet, cela limite la réaction d'hydrolyse de l'urée en ammoniac et en dioxyde de carbone sous l'effet catalytique de l'uréase.

Ce système d'évacuation mécanique est testé à la station expérimentale de Guernévez depuis 2006. Les premiers résultats (Landrain *et al.*, 2009) montraient une diminution des émissions d'ammoniac du bâtiment de l'ordre de 50%. Les objectifs de l'étude sont les suivants :

- mesurer l'efficacité du système dans le temps sur les émissions d'ammoniac
- mesurer l'incidence de la fréquence de raclage sur les émissions d'ammoniac

Choix de la méthode de mesure

Pour répondre à l'objectif de l'étude, plusieurs critères ont orienté le choix de la méthode de mesure :

- disposer d'une mesure sur l'ensemble de la durée de présence des animaux dans la salle d'élevage afin d'avoir des mesures d'émission prenant en compte l'évolution de l'âge des animaux comparable aux facteurs d'émission issus de la bibliographie
- réaliser des mesures à des fréquences suffisantes pour mettre en évidence l'incidence du raclage sur les émissions gazeuses
- mesurer l'ensemble des gaz (CO₂, H₂O, NH₃) simultanément en entrée et sortie d'air de la salle.
- Réaliser des mesures du débit et des concentrations suffisamment précises pour mettre en évidence des différences même faibles.

La méthode retenue est continue. Elle est couramment utilisée dans le domaine scientifique, qui a pour avantage de donner accès à des dynamiques d'émissions à un pas de temps court (de l'ordre de la minute), et sur plusieurs gaz dont les concentrations sont mesurées en parallèle. Elle implique la mise en œuvre :

- d'un analyseur multigaz par spectrométrie infrarouge (INNOVA 1412) permettant de mesurer les concentrations des différents gaz avec un prélèvement en continu durant 12 minutes par site d'échantillonnage de l'air
- d'une méthode de mesure de débit par bilan CO₂ (Fiche 16). Le CO₂ est aussi mesuré par l'analyseur multigaz.

Ces mesures ont été comparées pour validation des ordres de grandeur aux défauts de bilans de masses sur les différents éléments composant les gaz étudiées (N, H₂O). Ces bilans peuvent être comparés au cumul des émissions gazeuses (H₂O, NH₃ + N₂O) mesurées sur le temps de l'expérimentation. De plus, des bilans de masses d'autres éléments (P, K) permettent d'évaluer la qualité des échantillons (aliments, déjections) utilisés pour les différents bilans.

Matériel de mesure

- 2 Tubes PTFE
- Analyseur multigaz à infrarouge photo-acoustique INNOVA 1412 avec échantillonneur 12 voies CBISS
- Système de prélèvement et d'échantillonnage des effluents : Les urines sont collectées dans une cuve graduée de 1000 litres, équipée d'un système de brassage. A chaque vidange, le volume de liquide est noté et un échantillon est prélevé pour

analyse. Les déjections solides sont collectées dans un convoyeur commun aux différents couloirs de raclage. Le convoyeur déverse le solide dans un bac qui est vidé plusieurs fois par bande. A chaque vidange, le bac est pesé plein puis vide, plusieurs prélèvements sont réalisés. Ces derniers sont mélangés, puis un échantillon final est obtenu en divisant la quantité prélevée jusqu'à obtenir la quantité souhaitée pour les analyses.

Protocole expérimental

Conditions expérimentales

L'étude s'est déroulée à la station expérimentale porcine de Guernévez, située à Saint Goazec dans le Finistère. La porcherie d'engraissement équipée du système de raclage en « V » compte 5 cases de 12 places. Le sol du bâtiment est en caillebotis intégral. La préfosse est constituée de deux couloirs de raclage de 2 m de large et de 11,65 m de long. Le fond de fosse est en béton préfabriqué. Il est installé sur

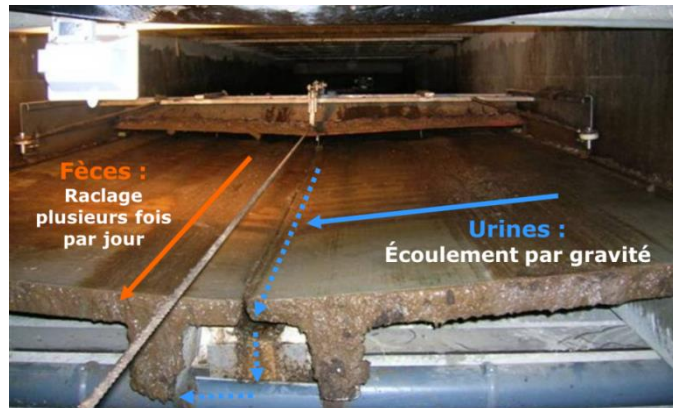


Figure C6.2. Principe de fonctionnement du raclage en V

des longrines permettant une pente longitudinale de 1%. Les pentes transversales sont de 8%. Une fente de 0,5 cm de large permet l'évacuation des urines via un collecteur situé au centre de chaque couloir de raclage. Les fèces sont évacuées par le racleur en « V » qui épouse la forme du fond de fosse. Ce racleur est en acier inoxydable. Il est tiré en partie centrale par un câble de 8 mm de diamètre. Un obus présent dans le caniveau central permet de pousser les urines à chaque vidange. Il est relié au racleur par une lame en inox qui permet de décolmater la fente du caniveau à chaque passage.

La porcherie est ventilée mécaniquement en surpression, avec une entrée d'air par plafond diffuseur en aluminium perforé et laine de verre. La sortie d'air est localisée sous les caillebotis, à l'extrémité du couloir de raclage, par l'ouverture qui permet également l'évacuation des déjections tirées par le racleur. Les porcs sont engraisés de 30 à 115 kg environ. Ils sont alimentés en soupe selon un régime de type biphasé et sont rationnés en fin d'engraissement.

Installation du système de mesure et plan expérimental

Le suivi des concentrations gazeuses a été réalisé pour trois bandes. Les concentrations gazeuses en ammoniac (NH_3), protoxyde d'azote (N_2O), dioxyde de carbone (CO_2) et eau (H_2O) sont mesurées dans la salle et à l'extérieur du bâtiment, à l'aide d'un analyseur de gaz photo-acoustique à infrarouge INNOVA 1412.

Le point de prélèvement dans la salle a été choisi de façon à ce que l'air prélevé soit représentatif de l'air extrait. En l'absence de gaine d'extraction, il ne peut être situé sous les caillebotis à l'extrémité du couloir de raclage pour deux raisons principales : sous les caillebotis, les chutes de déjections sur le point de prélèvement peuvent biaiser fortement les mesures ; dans la zone de sortie d'air, le brassage avec l'air extérieur dilue trop la concentration pour que le débit d'air soit représentatif de la salle d'élevage. Différents tests ont donc été réalisés à l'aide de tubes colorimétriques (ammoniac) pour choisir ce point de

prélèvement. Le point retenu se situe à 2 mètres de hauteur, au milieu de la salle. L'analyse des concentrations de gaz et des émissions est réalisée pendant toute la durée de l'engraissement. Pour mesurer l'incidence de la fréquence de raclage, celle-ci a été réduite à 4 raclages par jour pour toute la durée de l'engraissement lors du suivi de la bande 1, et portée à 6 raclages par jour pour la bande 2. La bande 3 a été de nouveau à la fréquence de raclage de référence de 3 à 13 raclages par jour (augmentation progressive au cours de la période d'élevage).

Les émissions de chaque gaz sont calculées à partir des gradients de concentrations de gaz (en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) et des débits d'air dans les salles ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{porc}^{-1}$). Les gradients de concentrations correspondent à la différence entre les concentrations mesurées de l'air ambiant et de l'air neuf. Pour l'ensemble des bandes étudiées, le débit de ventilation est estimé à partir du bilan CO_2 . En effet, la ventilation étant en surpression, une mesure directe du débit de ventilation n'est pas réalisable.

Pour chaque bande, on obtient les émissions cumulées correspondant aux émissions totales émises durant toute la période de mesure. Cela permet ensuite de déterminer les facteurs d'émissions (en $\text{g}\cdot\text{porc}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$) en divisant le total des émissions cumulées de chaque gaz par le nombre de porcs présents et la durée de la période (en jours).

Les pertes volatilisées calculées à partir du défaut de bilan de masse sont comparées aux émissions mesurées via l'analyseur de gaz selon les équations suivantes :

- Emissions cumulées $\text{N-NH}_3 + \text{N-N}_2\text{O} = \text{N volatilisé}$ (défaut de bilan de masse)
- Emission cumulée $\text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{O volatilisé}$ (défaut de bilan de masse)

Nous avons considéré qu'un écart de moins de 30% entre les deux termes de l'égalité nous permettait de valider les émissions mesurées.

Résultats

Avec une fréquence de raclage par jour de 3 à 13, l'émission d'ammoniac est $3,54 \text{ g}\cdot\text{porc}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$. L'émission d'ammoniac diminue avec l'augmentation de la fréquence de raclage (Figure C6.3). En effet, elle est de $4,84 \text{ g}\cdot\text{porc}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$ lorsqu'il y a 6 raclages par jour et de $7,35 \text{ g}\cdot\text{porc}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$ lorsque les déjections sont raclées 4 fois par jour durant toute la période d'engraissement. Cependant, le débit de ventilation avec 4 raclages par jour (bande 1) était plus élevé que celui avec 6 raclages par jour ($36,4$ vs $19,4 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{porc}^{-1}$) (bande 2). L'ammoniac étant une molécule influencée par la vitesse de l'air, des tests complémentaires seraient nécessaires pour confirmer ces premiers résultats.

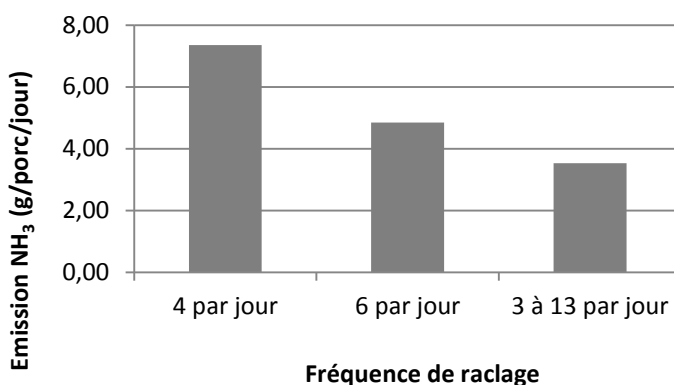


Figure C6.3. Effet de la fréquence de raclage sur les émissions d'ammoniac

Ces résultats indiquent néanmoins que pour obtenir une réduction importante des émissions d'ammoniac par rapport à un système avec stockage du lisier en préfosse (référence CORPEN), il est nécessaire d'adapter la fréquence de raclage à l'âge des animaux. Par

ailleurs, après 6 années de fonctionnement, l'utilisation de ce système pour réduire les émissions d'ammoniac est toujours aussi efficace si la fréquence de raclage est bien gérée.

Discussion - Conclusion

La méthode de mesure en continu a permis de confirmer la robustesse du procédé dans la durée et de mettre en évidence son efficacité pour réduire les émissions d'ammoniac. Les fréquences de mesures choisies ont permis de mettre en évidence qu'une fréquence de raclage allant jusqu'à 13 fois par jour en fin d'engraissement semble optimale pour assurer une diminution des émissions d'ammoniac. En effet, les émissions moyennes mesurées depuis 2006 avec cette fréquence de raclage sont de 4,5 g. porc⁻¹ jour⁻¹ (Loussouarn *et al.*, 2014). D'après Dourmad *et al.* (2003), 25% de l'azote excrété en bâtiment est volatilisé sous forme d'ammoniac avec un système de stockage du lisier en préfosse. Cela correspond à un facteur d'émission de 10,4 g.porc⁻¹.jour⁻¹. En comparant cette référence à l'émission obtenue avec le système raclage en « V », on obtient une réduction de 56% des émissions d'ammoniac. Par ailleurs, d'après Lagadec *et al.* (2011), l'émission d'un bâtiment sur lisier stocké en préfosse à la station de Guernévez est de 7,4 g.porc⁻¹.jour⁻¹. Ainsi, lorsque l'on compare les résultats obtenus avec le système raclage en « V » aux émissions mesurées à la station de Guernévez, la réduction des émissions d'ammoniac est encore de 40%.

Ces expérimentations ont été menées en station expérimentale, configuration très favorable à la réalisation de bilans de masse précis. La comparaison des émissions mesurées cumulées aux défauts de bilan de masse a permis d'établir la validité de l'ordre de grandeur des résultats obtenus.

Références

- Dourmad, J.-Y.; Creusot, A.; Jumel, R.; D'Argouges, A.L.; Bertrand, M., *et al.* 2003. Estimation des rejets d'azote - phosphore - potassium - cuivre et zinc des porcs. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites. CORPEN, Comité d'Orientation pour des Pratiques Agricoles respectueuses de l'Environnement, (FRA). 41 p. p.
- Lagadec, S.; Landrain, B.; Landrain, P.; Quillien, J.P.; Robin, P., *et al.* 2011. Evaluation zootechnique environnementale, sanitaire et économique des techniques d'évacuation fréquente des déjections en porcherie. Rapport final. n°0974C0184. 57 p.
- Landrain, B.; Ramonet, Y.; Quillien, J.P.; Robin, P.2009. Incidence de la mise en place d'un système de raclage en «V»® en préfosse dans une porcherie d'engraissement surcaillebotis intégral sur les performances zootechniques et les émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote ; 41èmes Journées de la Recherche Porcine 3-4 février 2009 Paris: FR, p. 259-264
- Loussouarn, A.; Lagadec, S.; Robin, P.; Hassouna, M.2014. Raclage en « V »: bilan environnemental et zootechnique lors de sept années de fonctionnement à Guernévez. 46e Journées de la Recherche Porcine, IFIP. Paris, 4 et 5 février 2014

Cas 7 - Mise au point d'une méthode de mesure simplifiée des émissions d'ammoniac et de gaz à effet de serre (CH₄, N₂O) d'un bâtiment de porcs à l'engrais

Auteur

Nadine GUINGAND (IFIP)

Fiches « Méthode » utilisées

Prélèvement

- Techniques de prélèvement continu pour analyses en direct – *Fiche 4*

Concentrations

- Spectroscopie d'absorption infrarouge – *Fiche 10*

Emissions

- Méthode des ratios de concentrations – *Fiche 22*

Validation

- Bilans de masse – *Fiche 21*

Gaz mesurés

- CO₂, CH₄, NH₃, N₂O, H₂O

Systèmes observés

- Bâtiment fermé en ventilation dynamique abritant un nombre connu de porcs à l'engrais

Objectifs de l'étude et méthodes utilisées

Objectifs de l'étude

L'objectif de l'étude est la mise au point d'une méthode de mesure simplifiée des émissions d'ammoniac et de GES d'un bâtiment fermé en ventilation dynamique abritant des porcs à l'engrais (Guingand *et al.*, 2010; Guingand *et al.*, 2011). La mise au point d'une méthode simplifiée, basée sur des mesures ponctuelles doit permettre de combiner réduction du temps et coût de réalisation sans pour autant altérer la précision des données acquises.

Méthodes utilisées

Matériel de mesure/données nécessaires

- Analyseur photo-acoustique à infrarouge et échantillonneur
- Thermo-hygromètre
- Données fournies par l'éleveur concernant les performances zootechniques des animaux

Protocole expérimental

La phase de mise au point s'est déroulée en 4 étapes :

1. Mesures en continu et validation des facteurs d'émission

2. Comparaison des pertes de carbone calculées avec les données expérimentales (DE) et les données de références (DR)
3. Identification des périodes au cours de l'engraissement et de la durée des mesures ponctuelles
4. Validation de la méthode simplifiée

Pour la première étape, les mesures en continu ont été réalisées à la station expérimentale IFIP de Romillé (35) sur deux bandes de 60 porcs charcutiers issus d'un croisement (PPxLW)x(LWxLd) élevés en conditions climatiques contrastées (B1, d'octobre à janvier – B2, de mars à juin). Par salle, les animaux ont été répartis en 6 cases de 10 porcs avec une surface de 0,7 m² porc⁻¹. Les animaux ont été élevés sur caillebotis intégral avec stockage des déjections dans une préfosse de 0,8m de profondeur utile. La consigne de température était fixée à 24°C pour la première bande, dite « bande d'hiver » et à 22°C pour la deuxième bande, dite « bande d'été », avec une plage de variation de 6°C. L'entrée d'air était assurée par un plafond diffuseur avec extraction basse. Les porcs ont été alimentés à volonté avec un aliment « croissance » jusqu'à 65 kg puis de l'aliment « finition ». Les deux aliments étaient iso-énergétiques (9,3 MJ d'énergie nette). Leur teneur en matière azotée totale (MAT) était, respectivement de 16,5 et 15,2%, pour une teneur en lysine digestible, respectivement, de 0,9 et 0,8 g.MJ⁻¹ d'énergie nette.

Les porcs ont été allotés par poids et par sexe à l'entrée en engraissement puis pesés individuellement lors du changement d'aliment et la veille du départ pour l'abattoir. La quantité d'aliments consommée par case a été mesurée entre deux pesées alors que la quantité d'eau consommée par salle est enregistrée de manière hebdomadaire. Les caractéristiques des carcasses ont été enregistrées à l'abattoir

Les températures et hygrométries ambiantes, et extérieures, ont été mesurées en continu durant toute présence des animaux à l'aide d'un thermohygromètre (TESTO 177H1) placé au centre de la salle. Le débit de ventilation a été calculé à partir de la mesure de la vitesse de rotation d'une hélice folle couplée au ventilateur de la salle (FANCOM) et relié à un système d'acquisition intégrant les données toutes les 15 minutes.

Pour chaque bande, la mesure des concentrations en ammoniac (NH₃), en protoxyde d'azote (N₂O), en dioxyde de carbone (CO₂), en méthane (CH₄) et en vapeur d'eau a été réalisée en continu dans l'air ambiant et à l'extérieur, à l'aide d'un analyseur photo-acoustique à infrarouge (INNOVA 1412) couplé à un échantillonneur-doseur (INNOVA 1303). Les émissions cumulées par gaz ont ensuite été calculées en intégrant le différentiel de concentrations entre l'air ambiant et l'air extérieur ainsi que les débits de ventilation appliqués.

A l'entrée des animaux, les préfosses sont vides, nettoyées et désinfectées. A des fins d'analyses, des prélèvements de lisier ont été réalisés dans les préfosses lors du changement d'aliment et lors de la vidange finale après le départ des porcs pour l'abattoir. Pour chaque échantillon, le pH, matière sèche (MS), azote total (N_{total}), azote ammoniacal (N_{ammoniacal}) et carbone total (C_{total}) ont été déterminés en vue de leur intégration dans les calculs de bilans de masse.

Les émissions mesurées ont été validées par comparaison des émissions gazeuses cumulées (EC) avec le déficit du bilan de masse (DBM). Pour les éléments volatiles (H₂O, C et N), les EC doivent être le plus proches du DBM.

Pour l'étape 2, pour chaque bande, le bilan de masse du carbone a été calculé en utilisant les données techniques de l'étude (DE) et comparé à celui calculé avec des données de référence (DR). La différence entre les pertes C calculées avec les DE et les DR ne doit pas excéder 30% pour que les DR soient considérées comme exploitables dans l'application de la méthode simplifiée aux élevages commerciaux.

L'étape 3 a consisté à analyser les dynamiques des rapports de concentrations obtenues avec les EC afin de déterminer les périodes pertinentes de mesures ainsi que leurs durées. Le choix des périodes de mesures a également été réalisé en fonction des conduites techniques et en particulier de l'alimentation, mais aussi de la faisabilité de mise en œuvre de la méthode simplifiée.

Différents jours de prélèvement ont été testés aléatoirement et les émissions obtenues pendant ces journées ont été comparées aux émissions réelles mesurées.

La détermination de la durée des mesures ponctuelles par jour de prélèvement a été réalisée selon le même schéma de raisonnement que celui appliqué pour la détermination des jours de prélèvement. Des durées de prélèvement ont été choisies par rapport à l'analyse de la cinétique des concentrations par jour en fonction de différents critères techniques mais aussi de la faisabilité des mesures. Les émissions calculées à partir des modalités de durée ont été comparées aux émissions mesurées. Pour les jours de prélèvement et les durées, un écart maximum de 30% est considéré comme acceptable par les auteurs.

Résultats

Durant l'engraissement, les émissions cumulées d'ammoniac ont été respectivement de 10,8 et 9,12 g N-NH₃ porc⁻¹.j⁻¹ pour B1 et B2. Ces valeurs sont en accord avec celles de la littérature (Hoeksma *et al.*, 1992; Philippe *et al.*, 2007). Pour N₂O, les EC sont respectivement de 0,26 et 0,19 g N-N₂O porc⁻¹.j⁻¹ pour B1 et B2. Philippe *et al.* (2007) a obtenu des valeurs d'environ 0,3 g N-N₂O porc⁻¹.j⁻¹ dans des conditions similaires. Pour CO₂, les EC ont été respectivement, de 788,4 g et 637,0 g C-CO₂ porc⁻¹ j⁻¹ pour B1 et B2. Ces valeurs sont inférieures à celles publiées par Philippe *et al.* (2007) et Gallmann *et al.* (2003) avec des valeurs variant entre 1,6 et 2 kg C-CO₂. porc⁻¹.j⁻¹. Les émissions de CH₄ (7,4 et 10,1 g C-CH₄ porc⁻¹.j⁻¹ pour B1 et B2) sont en accord avec celles proposées par Gallmann *et al.* (2003) - entre 6 et 9 g C-CH₄ porc⁻¹.j⁻¹.

Des données de références ont été utilisées pour le calcul des pertes C. La différence entre les pertes C calculées avec les DE et les DR est respectivement, de -5,8 et 2,9% pour B1 et B2. Ces faibles différences valident la possibilité d'utiliser les DR dans le calcul des pertes C,

Une première série de comparaison entre les EC et les résultats d'émissions à partir de la méthode des rapports de concentrations a été réalisée avec 2 et 3 jours de mesures:

- Le premier jour de mesures se situant entre 15 et 25 jours d'engraissement
- Le deuxième jour entre 50 et 60 jours d'engraissement
- Le troisième jour entre 80 et 110 jours d'engraissement

L'analyse des rapports de concentrations nous a conduits à privilégier le rapport de concentrations CH₄/CO₂ du fait de sa stabilité dans le temps. Le Tableau C7.1 illustre les valeurs obtenues avec 2 et 3 jours de mesures sur B2 en comparant les EC avec les valeurs obtenues à partir des rapports de concentrations. Chaque journée est considérée d'une durée de 24 heures pour cette première partie de l'analyse.

Tableau C7.1. Ecart (en %) entre les émissions gazeuses cumulées mesurées (EC) et les valeurs calculées avec 2 ou 3 jours de mesures ponctuelles

	C_CO₂	C_CH₄	N_NH₃	N_N₂O	H₂O
EC (kg/salle)	3514	44,9	41,2	1,0	15325
Avec 2 jours de mesures					
J15,95	5,7	-8,5	-24,1	-9,2	27,0
J25,60	5,9	-24,2	-15,5	-16,3	-8,8
J25,80	5,8	-12,2	-15,0	-5,1	-16,6
Avec 3 jours de mesures					
J25, 60, 95	5,6	1,0	-9,7	-5,1	16,4
J25, 80, 95	5,5	10,6	-9,3	3,1	10,8
J25, 60, 80	5,7	-9,4	-15,3	-2,0	-10,4
J25, 80,110	5,3	25,2	32,3	7,1	-17,2

Les écarts obtenus entre les EC et les valeurs calculées avec 2 jours de mesures sont plus importants pour l'ammoniac et l'eau qu'avec les valeurs calculées avec 3 jours de mesures. Pour les séries avec 3 jours de mesures, les écarts les plus faibles sont obtenus avec J25, 60, 95 et J25, 80, 95. Cependant, seule la série J25, 60, 80 a été retenue. En effet, des mesures à 95 jours de présence en engraissement sont difficilement envisageables du fait des premiers départs pour l'abattoir des porcs les plus lourds. Cette série permet d'avoir un point de mesure pendant la période de croissance, un deuxième en début de période de finition et un troisième vers la fin de la période de finition avant les premiers départs pour l'abattoir.

Ces comparaisons ayant été réalisées sur des durées de mesures de 24 heures, il convenait ensuite de déterminer la durée de mesures ponctuelles et plus particulièrement le moment adéquat de la journée, en intégrant les contraintes techniques de mises en œuvre des mesures en élevages commerciaux. Comme pour les jours de mesures, différentes durées ont été testées mais sur une durée établie arbitrairement de quatre heures de mesures (Tableau C7.2).

Tableau C7.2. Ecart (en %) entre les émissions gazeuses cumulées mesurées (EC) et les valeurs calculées à J25, 60 et 80 selon le moment de la journée sur B2

	C_CO₂	C_CH₄	N_NH₃	N_N₂O	H₂O
9h00 – 13h00	2,5	-13,4	19,8	-5,9	4,5
10h00 – 16h00	2,3	-13,3	-19,6	-5,0	5,0
14h00 – 18h00	2,5	-13,2	-20,8	-4,9	-18,4

L'écart entre les EC et les valeurs calculées avec la méthode des ratios de concentration est faible et constant quelle que soit la période de mesure dans la journée. Ceci reflète la stabilité du CO₂, exclusivement émis par les animaux et dont le niveau de production est proportionnel à leurs poids. Le choix du moment de mesure a été arrêté sur la période 10h00-16h00 qui présente à la fois les écarts les plus faibles par rapport aux EC et permet une mise en œuvre plus aisée pour les opérateurs. Ainsi, l'installation des capteurs et points de prélèvements nécessaires aux mesures de gaz peut être réalisée avant le démarrage des mesures à 10h00.

Les périodes et durées déterminées grâce à l'analyse des dynamiques d'émissions ont été validées grâce à un suivi sur une bande supplémentaire. Sur la base de 3 jours de mesures à 25, 60 et 80 jours d'engraissement et une durée de 6 heures (entre 10h00 et 16h00), les écarts entre les EC et les émissions calculées avec la méthode simplifiée sont respectivement de 18,4 ; 16,3 ; 11,8 ; 15,7 et 2,6% respectivement pour C-CO₂, C-CH₄, N-NH₃, N-N₂O et H₂O.

Discussion – Conclusion

La mise en œuvre de méthodes de mesure permettant l'enregistrement en continu des dynamiques d'émissions a permis d'identifier les jours pertinents pour la prise de mesures ponctuelles et les durées minimales d'échantillonnage permettant d'obtenir des écarts minimaux entre les émissions déterminées par mesure continue et méthode simplifiée. Avant la mise en œuvre de la méthode simplifiée dans un grand nombre de bâtiments d'élevage, la méthode doit être testée dans des bâtiments commerciaux du même type et avec des pratiques d'élevage identiques. La même démarche pourra être reproduite pour la mise au point d'une méthode simplifiée adaptée aux autres stades physiologiques et même à d'autres productions animales.

Références

- Gallmann, E.; Hartung, E.; Jungbluth, T. 2003. Long term study regarding the emission rates of ammonia and greenhouse gases from different housing systems for fattening pigs. Final results. Gaseous and odour emissions from animal production facilities. Horsens, Danemark, 1–4 June 2003, 122-130
- Guingand, N.; Lagadec, S.; Robin, P.; Hassouna, M. 2010. A simplified method to assess greenhouse gas and ammonia emission factors of fattening pigs reared on fully slatted floor. ASABE Conference. Dallas (USA), 13-16th September, 2010, 10 p.
- Guingand, N.; Lagadec, V.; Robin, P.; Hassouna, M. 2011. Mise au point d'une méthode de mesure simplifiée des émissions d'ammoniac et des gaz à effet de serre des bâtiments d'élevage de porc en engraissement. 43èmes Journées de la recherche porcine. Paris, France, 2011/02/15-16,
- Hoeksma, P.; Verdoes, N.; Oosthoek, J.; Voermans, J.A.M. 1992. Reduction of ammonia volatilization from pig houses using aerated slurry as recirculation liquid. *Livestock Production Science*. 31 (1-2), 121-132 10.1016/0301-6226(92)90060-h
- Philippe, F.A.; Laitat, M.; Canart, B.; Vandenheede, M.; Nicks, B. 2007. Comparison of ammonia and greenhouse gas emissions during the fattening of pigs, kept either on fully slatted floor or on deep litter. *Livestock Science*. 111 (1-2), 144-152 10.1016/j.livsci.2006.12.012

Cas 8 - Comparaison de deux méthodes simplifiées de mesures des émissions gazeuses en bâtiment d'élevage avicole

Auteurs

Paul Ponchant (ITAVI), Paul Robin et Mélynda Hassouna (INRA)

Fiches « Méthode » utilisées

Prélèvements

- Prélèvements par poches – *Fiche 5*

Concentrations

- Spectroscopie d'absorption infrarouge photoacoustique – *Fiche 10*

Débits et émissions

- Estimation des débits d'air en bâtiment d'élevage par bilan thermique – *Fiche 15*
- Méthode simplifiée de mesure des émissions à l'aide des rapports de gradients de concentration – *Fiche 22*

Validation

- Bilan de masse – *Fiche 21*

Gaz mesurés

- CO₂, CH₄, NH₃, N₂O, H₂O

Systèmes observés

- Une dizaine de bâtiments d'élevage de volailles (poulets, dindes, pintades, canards et poudeuses) à différentes périodes de l'année

Objectif de l'étude et méthodes utilisées

Objectif de l'étude

L'objectif de cette étude de cas est de comparer plusieurs méthodes de mesure simplifiées des émissions gazeuses dans les bâtiments avicoles. La simplification et la multiplication des mesures d'émissions est aujourd'hui une condition nécessaire pour la caractérisation des émissions de l'élevage en France en raison du grand nombre d'exploitations, de la diversité d'espèces animales, de bâtiments et de pratiques d'élevage.

Choix des méthodes

Les deux méthodes choisies sur la base de la simplicité et de la rapidité des mesures sont :

- 1) la méthode des rapports de concentration (Ponchant et al., 2009)
- 2) la méthode des bilans thermiques calculés à partir des productions de chaleur des animaux et permettant d'estimer les débits d'air.

Matériel de mesure

- sac TEDLAR® (8 et 4,8 L), pompe à air (pour aquarium, à pile), tuyaux en PTFE®

- Analyseur de gaz photoacoustique infrarouge INNOVA®
- Thermo-hygromètre TESTO 400 ®

Protocole expérimental

Typologie des élevages sélectionnés

La comparaison des méthodes simplifiées a été réalisée dans des élevages commerciaux couvrant chacun un contexte d'élevage différent (ventilation naturelle/mécanisée, espèce animale, type de déjections ; Tableau C8.1). Les élevages retenus se situent en région Bretagne.

Prélèvements d'air

- Fréquence des prélèvements : sur la base d'hypothèses sur les dynamiques d'émissions au cours des cycles d'élevage, les mesures ponctuelles ont été réalisées à 3 périodes au cours de la bande d'élevage pour les productions de poulet de chair, canard à rôtir et pintade, à 4 périodes en production de dinde et 1 seule pour les poules pondeuses.
- Prélèvements d'air : lors de chaque mesure ponctuelle, un prélèvement d'air à l'extérieur et un à l'intérieur du bâtiment d'élevage ont été effectués. L'air est prélevé à hauteur de vie des animaux par une pompe à air reliée à un sac TEDLAR ® par un tube PTFE (Figure C8.1).

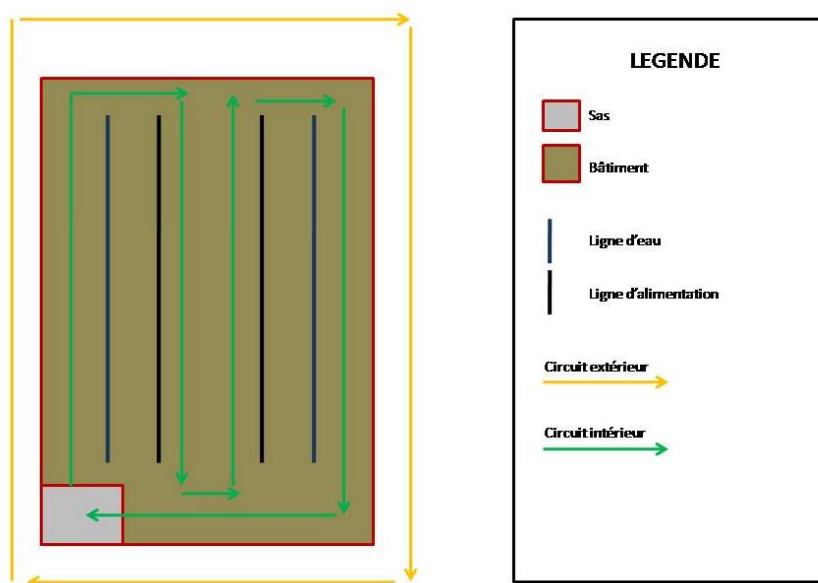


Figure C8.1. Schéma du parcours de prélèvement d'air à l'intérieur et à l'extérieur d'un bâtiment d'élevage de volailles

- Température et hygrométrie : dans le même temps, l'opérateur effectue une mesure de température et d'hygrométrie, à l'aide d'un thermohygromètre, à différents endroits dans le bâtiment puis à l'extérieur.
- Données d'élevage : la collecte des données spécifiques au bâtiment et aux performances zootechniques est réalisée grâce à un questionnaire spécifique, rempli avec l'éleveur.
- Analyse des échantillons d'air : les échantillons d'air sont directement analysés sur place, au moyen de l'analyseur de gaz INNOVA®. Cela permet de s'affranchir des conditions de conservation des échantillons d'air.

Méthodologie de calcul des émissions

- Evaluation du Bilan de Masse (Fiche 1): la validation de l'ordre de grandeur des émissions mesurées se fait grâce aux bilans de masse (eau, phosphore et azote). Ces calculs reposent sur des données concernant les teneurs en éléments dans l'alimentation, la carcasse des animaux et les effluents. Pour cette étude visant à mettre au point une méthode simplifiée peu coûteuse, des données issues de la bibliographie ont été utilisées. Cependant d'autres données nécessaires aux calculs (poids des animaux, quantités des déjections produites, quantité d'aliment, d'eau,...) ont pu être renseignées par l'éleveur ou à dire d'experts (IRSTEA, INRA et ITAVI).
- Méthode des rapports de concentration (22)
- Méthode de calcul des émissions à partir des estimations des débits d'air (Fiche 15)

Résultats

Pour chaque élevage, les émissions calculées par la méthode des rapports de concentrations, la méthode par estimation des débits d'air théoriques sur les chaleurs latentes, sensibles et totales produites par les animaux (4 estimations différentes) ont été comparées aux défauts de bilans de masse pour l'eau, le carbone et l'azote. Ici, on présentera une comparaison des émissions en eau permettant de valider la méthode de calculs utilisées.

Tableau C8.1. Comparaison des émissions en eau (en kg) estimées par les méthodes simplifiées par rapport au bilan de masse pour différents types d'élevage

	Comparaison des émissions en eau (en kg)								
	Bilan ¹	Rapport [C] ²	% diff	Q air, lat	% diff	Q air, sens	% diff	Q air, tot	% diff
Poulet Standard, lot hiver	124222	79589	36%	66188	47%	66274	47%	60607	51%
Poulet Standard, lot été	143878	171302	-19%	141812	1%	369139	-157%	200614	-39%
Dinde Certifié, lot été	315409	495486	-57%	349095	-11%	279614	11%	550141	-74%
Dinde Standard, lot hiver	231696	238630	-3%	384970	-66%	458918	-98%	381499	-65%
Canard Certifié, lot hiver	64902	51646	20%	59624	8%	64471	1%	56414	13%
Canard Standard, lot été	181408	244282	-35%	74094	59%	135794	25%	91481	50%
Pintade Standard, lot hiver	135016	170167	-26%	132612	2%	144568	-7%	125201	7%
Pintade Standard, lot été	121264	162681	-34%	147166	-21%	411132	-239%	192212	-59%
Poules Pondeuse en cage	1420514	1678071	-18%	495696	65%	993837	30%	655547	54%

¹ Bilan correspond aux émissions en eau obtenues par calcul du bilan de masse; les émissions correspondent au défaut de bilan.

²Rapport [C] se réfère à la méthode des rapports de concentrations, $Q_{air,lat}$, $Q_{air,sens}$, $Q_{air,tot}$ aux méthodes basées, respectivement sur les chaleurs latentes, sensibles et totales.

Discussion - Conclusion

L'ensemble des méthodes montre des écarts non négligeables avec les résultats obtenus à partir des bilans de masse. La méthode des rapports de concentrations est la méthode qui donne les résultats les plus cohérents avec les bilans de masse. De plus, les écarts restent satisfaisants au vu de la simplification de la méthode (inférieur à 40%). Les résultats obtenus à partir d'estimation du débit sont plus variables. Ils sont néanmoins plus satisfaisants quand le débit est estimé suivant les productions de chaleur latente (estimation ne nécessitant pas de connaître les échanges d'énergie à travers les parois, données difficilement accessibles en élevage commercial). D'autres campagnes et études en stations expérimentales sont encore à envisager pour diminuer les incertitudes associées à ces méthodes. Un des biais important de la méthode basée sur la production de chaleur est la mauvaise connaissance des modèles de production de chaleur des animaux pour de jeunes animaux et également la production de chaleur des litières..

La variabilité de la qualité des résultats obtenus pourrait aussi s'expliquer par de nombreuses incertitudes concernant la méthode de prélèvement et le moment choisi pour réaliser le prélèvement. Tout d'abord, les résultats sont fortement modifiés en fonction des conditions climatiques (pluies, fortes températures, vents forts) car cela modifient ponctuellement à la fois les concentrations mesurées à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments, mais remet également en cause les modèles de production de chaleur des animaux (Pedersen and Sällvik, 2002). De la même manière, le moment de prélèvement de l'échantillon au cours de la journée peut impacter sur les résultats. De plus, la conservation de l'air prélevé dans le bâtiment dans les sacs TEDLAR® peut être une source d'erreur (Fiche 5). En effet, le fait de sortir un échantillon d'air à près de 30°C et de l'amener à la température extérieure plus basse provoque la condensation de l'eau de l'échantillon sur les parois du sac. Cela induit une sous-estimation des concentrations mesurées par l'analyseur, notamment pour l'ammoniac qui se solubilise dans l'eau condensée. En outre des problèmes de porosité des sacs ont été mis en évidence grâce à des tests en laboratoire (communication personnelle M. Hassouna).

D'autre part, les différences par rapport au défaut de bilan en eau peuvent également venir du fait que nous utilisons des valeurs moyennes sur certains intrants ou sortants du bilan de masse (composition des aliments, composition des déjections, quantités de déjections, composition des carcasses, isolation du bâtiment) et que les valeurs réelles sont légèrement différentes des valeurs utilisées pour les calculs.

Références

- Pedersen, S.; Sällvik, K. 2002. 4th Report of Working Group on Climatization of Animal Houses Heat and moisture production at animal and house levels. Research Centre Bygholm, Danish Institute of Agricultural Sciences 46 p. http://www.cigr.org/documents/CIGR_4TH_WORK_GR.pdf (site visité le 26/10/2014)
- Ponchant, P.; Hassouna, M.; Aubert, C.; Robin, P.; Amand, G. 2009. Application et validation d'une méthode de mesures simplifiées des gaz à effet de serre en bâtiment d'élevage avicoles. 8èmes Journées de la Recherche Avicole. St-Malo, France, 25-26 mars 2009, 100-104

Cas 9 - Comparer les émissions gazeuses en bâtiment de systèmes sur lisier et sur fumier en bovin lait

Auteurs

Nadège Edouard (INRA PEGASE) – Alicia Charpiot et Elise Lorinquer (IDELE – Institut de l'élevage) – Mélynda Hassouna (INRA SAS)

Fiches « Méthode » utilisées

Prélèvement

- Techniques de prélèvements continu pour analyse en direct – *Fiche 4*

Concentrations

- Spectrométrie à infrarouge – *Fiche 10*

Débit

- Utilisation d'un gaz traceur (SF₆) – *Fiche 14*

Validation

- Bilan de masse (N, C, P, K, H₂O) – *Fiche 21*

Gaz mesurés

- CH₄, N₂O, CO₂, NH₃, H₂O

Systèmes observés

- Bâtiment d'élevage bovin: salles closes en station expérimentale
- 2 types de logement: « litière paillée accumulée intégrale » et « étable entravée lisier »

Objectif de l'étude et choix des méthodes de mesure

Objectif de l'étude

Les systèmes d'élevage bovins sont caractérisés par une grande diversité de modes de logement. Plus de 50% des bâtiments d'élevage intègrent au moins en partie une litière paillée (enquête SCEES 2010) dont les émissions gazeuses sont encore mal connues. Des essais récents ont montré de fortes émissions de méthane sur ces systèmes du fait d'un fonctionnement anaérobie de la litière (Hassouna *et al.*, 2010). L'objectif de cette étude est:

- de préciser ces résultats en comparant en conditions expérimentales contrôlées les émissions gazeuses d'un système en litière accumulée intégrale (LAI) et celles d'un système lisier en étable entravée (EEL) ;
- de compléter la comparaison pour les émissions d'autres gaz à effet de serre (CO₂, N₂O) et d'ammoniac (NH₃) pour considérer différentes sources de pollution.

Choix de la méthode de mesure

Pour répondre à l'objectif de l'étude, plusieurs critères ont orienté le choix de la méthode de mesure:

- effectuer une mesure à un pas de temps suffisamment court pour déterminer et analyser la dynamique d'émissions en relation avec les variations des conditions d'ambiance (ex : température, humidité de l'air), de la litière et de l'activité des animaux (ex : alimentation, repos, sortie de salle)
- mesurer l'ensemble des gaz (CO₂, H₂O, CH₄, N₂O, NH₃) simultanément en entrée et sortie d'air de la salle
- avoir une mesure du débit et des concentrations suffisamment précise pour pouvoir mettre en évidence des différences même faibles

La méthode retenue, couramment utilisée dans le domaine scientifique, sera appliquée de manière semi-continue. Elle a pour avantage de donner accès à des cinétiques d'émissions à un pas de temps court (de l'ordre de la minute) de plusieurs gaz dont les concentrations sont mesurées en parallèle. Elle implique la mise en œuvre :

- de la méthode de mesures des concentrations par spectroscopie infrarouge utilisant un analyseur multigaz (INNOVA 1412) permettant de mesurer les concentrations des différents gaz avec un prélèvement en continu durant 15 minutes par site d'échantillonnage de l'air
- d'une méthode de mesure de débit à l'aide d'un gaz traceur (SF₆). Le SF₆ est aussi mesuré par l'analyseur multigaz.

L'ordre de grandeur des émissions mesurées a été validé par la réalisation de bilans de masse sur les différents éléments composant les gaz étudiées (N, C, H₂O). Ces bilans peuvent être comparés au cumul des émissions gazeuses (CO₂ + CH₄, H₂O, NH₃ + N₂O) mesurées sur le temps de l'expérimentation. De plus, des bilans de masses d'autres éléments (P, K) non liés aux émissions gazeuses permettent d'évaluer la qualité des échantillons (aliments, déjections) utilisés pour les différents bilans et la cohérence des données zootechniques.

Matériel de mesure

- Tubes PTFE
- Analyseur multigaz infrarouge photo-acoustique INNOVA 1412 avec échantillonneur-doseur 6 voies
- Bouteille de SF₆ pur
- Système de prélèvement et d'échantillonnage des effluents :
 - Système lisier : matériel de collecte séparée des fèces et urine, matériels d'homogénéisation (mixeurs) et barquettes d'échantillonnage pour congélation
 - Système fumier : fourches pour prélèvements aléatoires au cours du curage, homogénéisation et sacs pour congélation ; système de récupération des jus produits par la litière, pots pour congélation
- Matériel pour les analyses de la composition chimique élémentaire et des caractéristiques des effluents : étuves, broyeurs, lyophilisateurs, matériels de laboratoire pour dosages (C, N, P, K...)

Protocole expérimental

Conditions expérimentales

L'expérimentation a été menée au sein des installations expérimentales en production laitière (UMR INRA-AgroCampus Ouest PEGASE, Le Rheu Méjusseau) dans 2 salles fermées à ventilation contrôlée accueillant chacune 3 vaches laitières en lactation mais non gestantes :

- l'une conduite en système d'étable entravée produisant du lisier (EEL) (Figure C9.1). Un système de raclage du lisier, situé dans le caniveau, fonctionnait 2 fois par jour, à heures fixes et avant la traite, à raison de 10 min par passage. Notons que les effluents issus d'une autre salle (expérimentation différente) ont dû traverser la salle, soit 2 fois 10 min.jour⁻¹
- l'autre en stabulation libre sur litière accumulée intégrale (LAI, fumier accumulé 6 semaines sous les animaux) (Figure C9.1). L'aire paillée offrait une surface de 12m².VL⁻¹. Le premier apport de paille (jour 1) a été de 80 kg par vache, les apports suivants ont été de 40kg.j⁻¹ (soit proche de 1kg.m⁻².j⁻¹, prescription pour une stabulation paillée 100% avec quai à l'auge). Ces quantités ont pu être ajustées en fonction de l'état de propreté des animaux, sans jamais dépasser 45kg.j⁻¹ pour rester en accord avec la réalité des élevages. Un système de récupération des jus s'écoulant par gravité a été positionné sous la litière, dans le caniveau où le système de raclage a été préalablement démonté. Les jus ont été pesés tous les jours et échantillonnés pour en déterminer la composition chimique

Toutes les vaches ont reçu durant tout l'essai la même ration complète à base d'ensilage de maïs (82,8%) et de tourteau de soja normal (16%) avec 1,2% de composé minéral et vitaminé. Cette ration a été distribuée en 2 fois à 8h et à 16h30, individuellement pour les vaches à l'attache et en 3 parts égales pour les 3 vaches sur l'aire paillée. Les refus ont été pesés à 8h, avant la distribution du matin. Les vaches ont eu un accès permanent à la boisson. Le volume d'eau consommé par salle et par vache (ou en moyenne pour les 3 vaches sur aire paillée) a été enregistré. La traite a eu lieu en stalle 2 fois par jour (7h30 et 17h30). Les vaches du système lisier étaient attachées alors que celles du système litière ont été bloquées au cornadis.

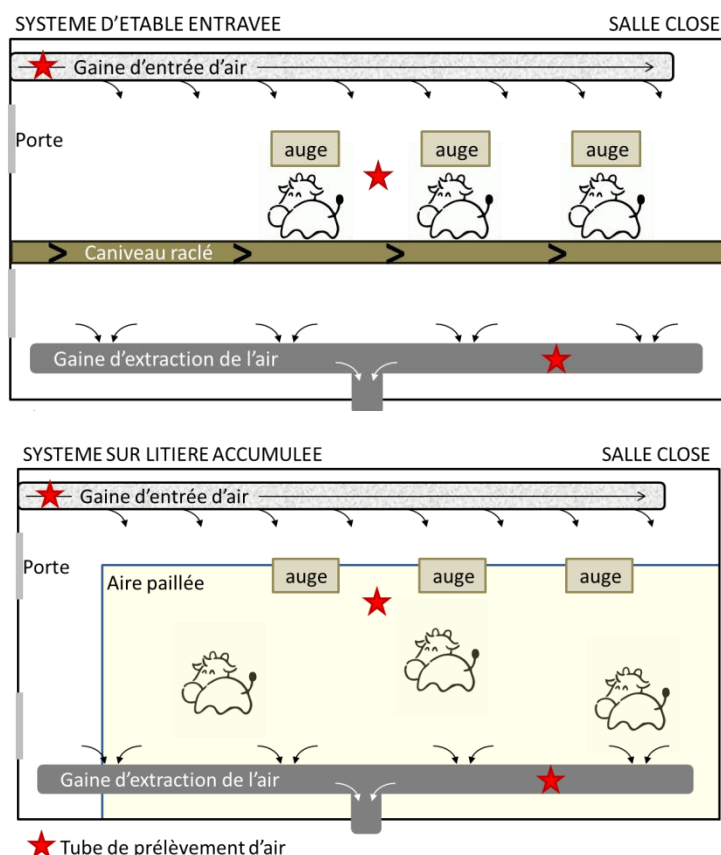


Figure C9.1. Représentation schématique des 2 salles d'élevage à ventilation contrôlée hébergeant chacune 3 vaches laitières, et positionnement des tubes de prélèvement d'air pour la mesure des concentrations en gaz

Les mesures ont été réalisées en automne (septembre à décembre) et les températures des salles ont été régulées à une température de consigne voisine de 15°C. La ventilation est restée constante tout au long de l'essai. Ces salles étaient en dépression (débit de soufflage dans la gaine d'entrée légèrement inférieur au débit dans la gaine d'extraction), les portes closes le plus souvent pour limiter les entrées d'air autres que par la gaine d'entrée d'air située en hauteur dans la salle.

Installation du système de mesure et plan expérimental

Trois tubes PTFE de prélèvement d'air ont été positionnés dans chaque salle (entrée d'air, ambiance de la salle et extraction de l'air) pour la mesure des concentrations gazeuses par l'analyseur multigaz, lui-même relié à un échantillonneur-doseur (6 voies). Les tubes étaient protégés de la poussière par des filtres PTFE 0,2µm. Pour la mesure des débits de ventilation par la méthode du traceur, un tube d'injection du gaz traceur (SF₆) a été positionné dans la gaine d'entrée d'air, afin de faciliter sa répartition homogène dans toute la salle. Le tube était relié à un doseur (injection d'une quantité connue de gaz) alimenté par une bouteille de SF₆ pur.

Les concentrations gazeuses ont été suivies en continu pour les 2 modalités en parallèles (2 salles closes) durant 2 périodes de 6 semaines (durée imposée par les possibilités d'accumulation de la litière dans la salle), selon un schéma inversé pour s'affranchir de l'effet groupe d'animaux (inversement des vaches entre les 2 salles entre les 2 périodes).

Afin de réaliser les bilans de masse nécessaires à la validation de l'ordre de grandeur des émissions mesurées, des échantillons d'aliments, de déjections et de lait ont été prélevés tout au long de l'expérimentation. Les quantités d'aliment consommé ont été pesées (apports-refus). Les quantités de déjections ont été pesées certaines semaines. Le lait a été pesé à chaque traite. Le fumier a été pesé en fin d'expérimentation. Leur composition chimique a été analysées en laboratoire et a permis de quantifier toutes les entrées et sorties (C, N, P, K, H₂O) des systèmes étudiés.

Résultats

Concentrations gazeuses : mesures en semi-continu

Les concentrations de NH₃, CO₂, CH₄, N₂O et H₂O (Figure C9.2), mesurées en semi-continu

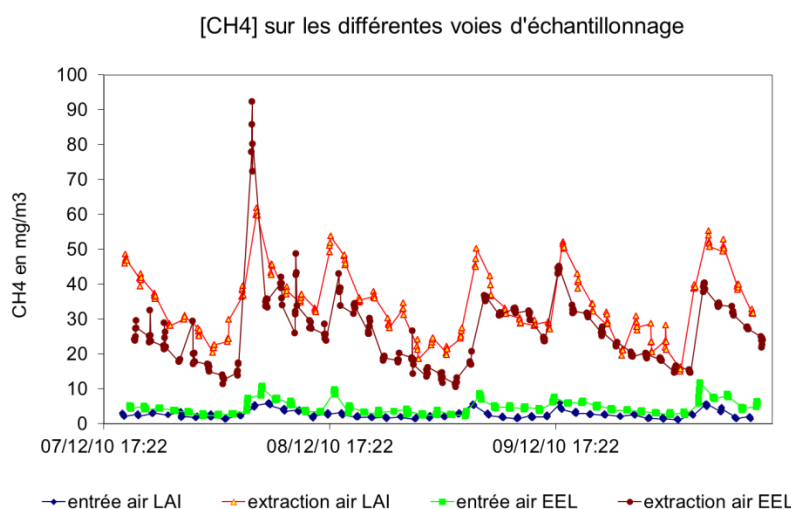


Figure C9.2. Exemple de dynamique sur trois jours de concentrations en méthane à l'entrée d'air et à l'extraction pour les 2 systèmes étudiés

pour les 2 systèmes (EEL et LAI), et permettent de mettre en évidence une dynamique particulière pour certains gaz (Charpiot *et al.*, 2012). En particulier, les concentrations de CH₄ émis par les animaux suivent une cinétique journalière mettant en évidence 2 pics dans la journée. Ces pics correspondent à des émissions de méthane

entérique lors des 2 phases d'alimentation des animaux entre 9h et 12h puis entre 17h et 20h, suivant les distributions de fourrage dans les auges. Les concentrations de CH₄ sont par ailleurs plus élevées en LAI qu'en EEL en raison de l'émission de CH₄ par la litière.

Les concentrations en N₂O dans les salles sont quant à elles plus stables au cours du temps ; elles sont faibles (<1 mg.m⁻³) et peu différentes entre systèmes et de celles mesurées en entrée d'air.

Enfin, les concentrations de NH₃ mesurées en extraction d'air (moyenne salle) montrent une cinétique journalière en pics calqués sur les phases d'alimentation (Figure C9.3). Or, nous avons pu mettre en évidence que ces pics étaient dus en réalité à des interférences avec des acides gras volatiles et des alcools (Hassouna *et al.*, 2013). En nous basant sur

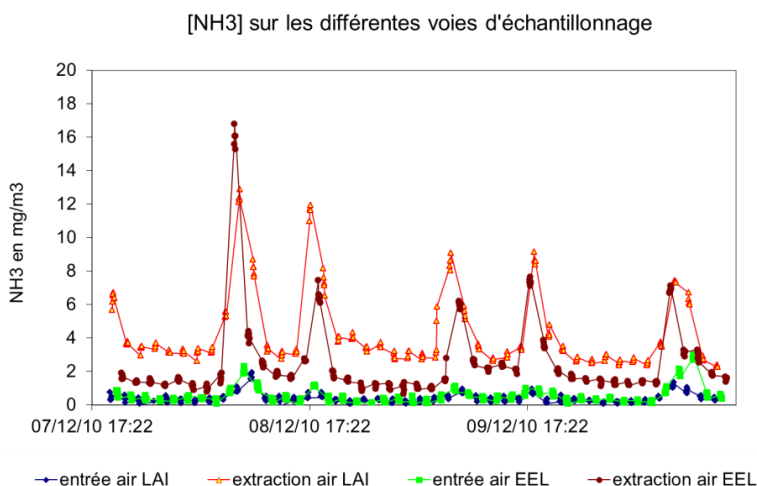


Figure C9.3. Exemple de cinétique sur trois jours de concentrations en ammoniac à l'entrée d'air et à l'extraction pour les 2 systèmes étudiés

avec un autre analyseur de gaz montrant une stabilité des concentrations en NH₃ au cours de la journée, nous avons alors décidé d'écarter ces pics en supprimant les valeurs élevées durant les phases d'alimentation. Les données d'émissions ont donc été interpolées linéairement durant les phases supposées d'alimentation (3h suivant la distribution du fourrage). Par conséquent, les émissions calculées à partir de ces concentrations corrigées reflètent les quantités d'ammoniac potentiellement émises par les animaux et leurs déjections et non celles directement mesurées (qui étaient surestimées du fait des interférences avec les AGV et alcools).

Emissions gazeuses

Quel que soit le gaz considéré, les émissions mesurées (Tableau C9.1) sont plus élevées pour le système litière (LAI) que pour le système lisier (EEL) du fait des émissions gazeuses de la litière elle-même, surtout pour les gaz carbonés (+ 75% de CO₂ et +30% de CH₄). Concernant les gaz azotés, la différence est plus discutable du fait de la grande variabilité des valeurs d'émissions de N₂O et des problèmes d'interférences pour ce qui concerne l'ammoniac.

Tableau C9.1. Emissions moyennes (± écarts types) calculées avec la méthode semi-continue pour chacun des 2 systèmes

	C-CO ₂ g j ⁻¹ vache ⁻¹	C-CH ₄ g j ⁻¹ vache ⁻¹	N-NH ₃ g j ⁻¹ vache ⁻¹	N-N ₂ O g j ⁻¹ vache ⁻¹
EEL	5102 ± 583	494 ± 72	48 ± 14	0,42 ± 0,21
LAI	8942 ± 1602	646 ± 80	60 ± 12	0,91 ± 0,50

Validation des ordres de grandeur par bilan de masse

Afin d'évaluer la cohérence des valeurs d'émissions mesurées, le bilan de masse de plusieurs éléments (H₂O, C, P, N et K) a été calculé pour vérifier la concordance entre les entrées et les sorties de chaque système. Le Tableau C9.2 récapitule les rapports sorties/entrées en pourcentage (moyenne des 2 périodes expérimentales) pour chaque élément.

Tableau C9.2. Rapport sorties/entrées (en %) en eau, carbone, azote, phosphore et potassium pour les 2 systèmes

Système	H₂O	C	N	P	K
EEL	100%	109%	106%	86%	102%
LAI	126%	131%	107%	107%	145%

En système lisier, les bilans de masse sont globalement bien équilibrés (écart entrées-sorties généralement <10%). Seul le bilan phosphore semble mettre en évidence une sous-estimation des sorties. Ils sont par contre informatifs du point de vue de la représentativité de l'échantillonnage de l'effluent. Dans le cas présent, le phosphore étant majoritairement excrété dans les fèces, il se peut que les échantillons de fèces prélevés seulement lors des 4 jours de collecte ne soient pas représentatifs de l'ensemble de la période de mesure.

En système litière, les sorties semblent assez largement sur estimées. Il se peut que l'échantillonnage du fumier (quelques kilogrammes prélevés) ne soit pas représentatif de la totalité du fumier au curage (près de 5 tonnes).

Ces bilans de masse donnent à penser, qu'au moins pour le système lisier, les mesures d'émissions gazeuses effectuées avec la méthode choisie sont cohérentes. Dans le cas du système litière, la représentativité des échantillons de fumier est sans doute plus à remettre en cause que les valeurs d'émissions.

Discussion - Conclusion

Les valeurs acquises au cours de cette étude ont permis de comparer les deux systèmes de logement et d'analyser les processus d'émissions au cours de la journée et au fur et à mesure de l'accumulation de la litière paillée au cours du temps. Elles ont mis en évidence que les émissions issues du système litière intégrale étaient plus élevées que celles issues du système étable entravée lisier, car les déjections restent stockées sous les animaux dans le cas de la litière (et continuent donc à émettre) alors qu'elles sont régulièrement évacuées en système étable entravée et que la surface d'émission dans le caniveau est faible (Edouard *et al.*, 2013).

L'application de cette méthode en conditions contrôlées (salles closes à ventilation mécanique et température maîtrisée) permet de s'affranchir de la variabilité due aux conditions environnementales.

Néanmoins, cette méthode est lourde à mettre en œuvre (ex : équipement des salles en nombreux tubes de prélèvements), coûteuse en temps (suivi sur plusieurs mois) et ne permet donc pas de multiplier les mesures en élevage et en conditions contrastées. Par contre, elle permet d'étudier précisément les dynamiques d'émissions. De plus, les

conditions de mise en œuvre des mesures (salles closes à ventilation contrôlée) ne sont que partiellement représentatives de conditions d'élevage commercial (pas de variation des taux de ventilation et des conditions climatiques au cours du temps). C'est pourquoi il s'avère nécessaire de développer des méthodes simplifiées de mesure permettant de multiplier les mesures d'émissions à moindre coût en situation d'élevage réel (Fiche 22). La validité des mesures issues de ce type de méthode simplifiée et les conditions de sa mise en œuvre dans le cas d'élevage bovins (e.g. prise en compte des cinétiques journalières d'émissions de certains gaz) restent néanmoins à préciser.

Cette expérimentation a enfin permis de soulever un problème d'interférences entre l'ammoniac et des molécules émises par l'ensilage de maïs, e.g. acides gras volatils et alcools lors des mesures effectuées à l'aide de l'analyseur photoacoustique (Hassouna *et al.*, 2013). Les émissions d'ammoniac résultantes sont donc à interpréter avec prudence. Cette observation souligne également la nécessité de mettre en place, si possible, des méthodes de mesure complémentaires pour les différents gaz considérés (ex : associer des mesures ponctuelles par barbotage pour le NH₃, Fiche 3) afin de valider les mesures réalisées.

Références

- Charpiot, A.; Dollé, J.B.; Edouard, N.; Favardin, P.; Hassouna, M. 2012. Acquisition de références complémentaires en vue d'appliquer une méthode simplifiée de mesure des émissions d'ammoniac en bâtiment d'élevage bovin. Rapport final. N° contrat ADEME: 0974C218.155 p.
- Edouard, N.; Charpiot, A.; Hassouna, M.; Favardin, P.; Robin, P., et al. 2013. Ammonia and greenhouse gas emissions from dairy cattle buildings: slurry vs. farmyard manure management systems. In: Hassouna, M., Guingand, N. (Eds.), Emissions of gas and dust from livestock. International symposium on Emission of gas and dust from Livestock (EMILI 2012). Editions IFIP-Institut du Porc pp. 122-125
- Hassouna, M.; Robin, P.; Brachet, A.; Paillat, J.M.; Dollé, J.B., et al. 2010. Development and validation of a simplified method to quantify gaseous emissions from cattle buildings. XVIIth World Congress of the International Commission of Agricultural Engineering. Québec City, Canada, June 13-17, 2010, 1-10
- Hassouna, M.; Robin, P.; Charpiot, A.; Edouard, N.; Méda, B. 2013. Infrared photoacoustic spectroscopy in animal houses: Effect of non-compensated interferences on ammonia, nitrous oxide and methane air concentrations. *Biosystems Engineering*. 114 (3), 318-326 10.1016/j.biosystemseng.2012.12.011

Cas 10 - Estimer les émissions gazeuses au stockage des lisiers porcins: comparaison de dispositifs dynamiques

Auteurs

Sandrine Espagnol (IFIP) – Mélynda Hassouna (INRA UMR SAS) – Laurence Loyon (IRSTEA)

Fiches « Méthode » utilisées

Concentrations

- Spectrométrie infrarouge photoacoustique – *Fiche 10*

Emissions

- Chambres et tunnels dynamiques – *Fiche 24*

Validation

- Bilan de masse – *Fiche 21*

Gaz mesurés

- CH₄, N₂O, CO₂, NH₃, H₂O

Systèmes observés

- Stockage de lisier porcin en cuve ouverte

Objectifs de l'étude et choix des méthodes de mesure

Objectifs de l'étude

L'étude avait pour objectif de comparer deux méthodes de mesure de facteurs d'émissions gazeuses (NH₃, N₂O, CH₄, CO₂ et H₂O) lors de l'étape de stockage extérieur de lisier porcin. Cette étape prend de l'importance en élevages porcins car sa durée tend à augmenter avec le développement de bonnes pratiques environnementales qui réduisent le temps de présence des effluents en bâtiment (évacuation fréquente des déjections, par gravité, par flushing ou raclage en « V »). Le poste stockage extérieur présente par ailleurs des difficultés spécifiques métrologiques avec une forte incidence des conditions météorologiques très fluctuantes à l'échelle de la journée et contrastées sur l'année.

Méthode(s) de mesure

Les dispositifs retenus pour mesurer les émissions gazeuses sont deux dispositifs flottants (chambre dynamique) recouvrant partiellement la surface de lisier stocké et équipés d'une ventilation dynamique. Ces derniers ont été choisis pour leur applicabilité en élevage (transportabilité, maniabilité) car la précision des facteurs d'émissions au stockage de lisier porcins passera par de nombreuses mesures en élevage.

Ainsi, la chambre dynamique est transportable d'un élevage à l'autre par une personne seule et présente également l'avantage de permettre de réaliser une mesure conjointe des concentrations gazeuses (en entrée et en sortie de chambre) et du débit, ces deux éléments permettant de calculer des émissions gazeuses. Cette méthode est fréquemment utilisée dans la bibliographie (notamment pour les étapes de stockage des lisiers et l'épandage),

sans être standardisée car diverses déclinaisons de chambres dynamiques sont observées. Elles varient notamment sur la vitesse de circulation d'air, l'écoulement de l'air à l'intérieur de la chambre et le taux de renouvellement d'air, ces paramètres étant par ailleurs connus comme influençant les émissions d'ammoniac (Chaoui *et al.*, 2009).

Pour cette raison deux chambres différentes (Figure C10.1) ont été retenues :

- La première chambre dynamique (A) est de forme cubique, en PVC et d'un volume de $0,046 \text{ m}^3$. La chambre repose en surface du lisier à l'aide de trois flotteurs en polystyrène déportés (non adjacents à la chambre). La surface de mesure recouverte par le dispositif est de $0,144 \text{ m}^2$. La vitesse d'air en surface du lisier dans la chambre est de $0,01 \text{ m.s}^{-1}$. L'air qui circule dans la chambre est alimenté par de l'air comprimé avec un débit d'alimentation de $1,32 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$. Une soupape située sur le haut de la chambre est utilisée pour maintenir la pression intérieure à la pression atmosphérique.
- La seconde chambre dynamique (B) est un tunnel flottant avec un débit d'air de $43 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$. Le volume du tunnel est de $0,8 \text{ m}^3$ et ce dernier couvre une surface de mesure de lisier de $0,3 \text{ m}^2$. La vitesse d'air en surface du lisier à l'intérieur du tunnel varie entre $0,5\text{-}0,7 \text{ m.s}^{-1}$.



Figure C10.1. Dispositifs de chambres dynamiques testées pour la mesure d'émissions gazeuses au stockage de lisier porcin

Spécifications du matériel

- Deux cuves expérimentales de $13,2 \text{ m}^3$ de forme cylindrique (2,9 m de diamètre) en polyéthylène
- Un analyseur de gaz fonctionnant par spectrométrie photo-acoustique infrarouge
- Un échantillonneur 6 voies
- Des tuyaux de prélèvement de l'air en téflon de 25 m de long avec un diamètre intérieur de 3 mm (entre la zone d'émissions et l'échantillonneur)
- Une chambre dynamique flottante A de forme cubique
- Une chambre dynamique flottante B en forme de tunnel
- Pompe pour mixer le lisier dans les cuves expérimentales ($8 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$)
- Résistances chauffantes de 20 m pour éviter la condensation dans les tuyaux de prélèvement d'air
- Station météorologique
- Thermohygromètres

Protocole

L'étude a été conduite à la station expérimentale porcine de l'IFIP à Romillé (35). Du lisier de porc issu d'une salle d'engraissement a été réparti (deux fois 11 m³) dans deux cuves expérimentales (C1 et C2) et stockés pendant 37 jours en juillet 2008 en conditions découverte.

Les émissions gazeuses (NH₃, N₂O, CH₄, CO₂ et H₂O) des deux cuves ont été mesurées en semi continu (un jour sur deux) pendant toute la durée du stockage à l'aide des deux dispositifs de chambre dynamique :

- La chambre cubique était remontée au-dessus de la surface du lisier de la cuve C1 toutes les 48 h pendant 24h, puis redescendue et posée 24h sur la surface du lisier pour les périodes de mesures des émissions gazeuses. Cette intervention avait pour but d'éviter une réaction de surface (formation d'une croûte) distincte entre la surface de lisier découverte et la surface couverte par la chambre.
- Le tunnel flottant ayant une vitesse d'air interne choisie proche de vitesses d'air moyennes mesurées en surface de lisier découvert, le tunnel a été laissé en surface du lisier de la cuve C2 en ventilation dynamique pendant toute la durée du stockage.

Les concentrations gazeuses ont été mesurées (NH₃, N₂O, CO₂, CH₄ et H₂O) avec un analyseur de gaz couplé à un échantillonneur doseur, en entrée et en sortie des deux chambres. Les échantillons d'air ont été collectés et analysés successivement et automatiquement toutes les 90 secondes et pendant des séquences de 15 minutes pour chaque voie de l'échantillonneur. Des résistances chauffantes ont été utilisées pour chauffer à 20°C les tuyaux de prélèvement entre les points de prélèvement et l'échantillonneur. Pendant toute la durée du stockage, les conditions climatiques ont été relevées avec une station météorologique (température, humidité, vitesse du vent, pluie, pression atmosphérique) pour l'extérieur, ainsi que des thermohygromètres pour l'extérieur et l'intérieur des deux chambres dynamiques (A et B).

L'éq C10.1 a été utilisée pour calculer les émissions gazeuses de chaque gaz pour chaque période de mesure pour les surfaces respectives recouvertes par les chambres A et B.

$$F_{\text{gaz}} = q_{\text{air}} \times \rho_i \times (C_{\text{gas},s}^m - C_{\text{gas},e}^m) \quad (\text{éq. C10.1})$$

où F_{gaz} est l'émission gazeuse (en mg gaz.h⁻¹) de la chambre, q_{air} est le débit de la chambre (m³.h⁻¹), ρ_i est la densité de l'air sortant (kg d'air sec.m⁻³ d'air humide), $C_{\text{gas},s}^m$ and $C_{\text{gas},e}^m$ sont les concentrations gazeuses en sortie et entrée de chambre (mg.kg⁻¹ air sec).

Entre chaque période de mesure, les émissions gazeuses ont été interpolées linéairement. Les résultats des émissions gazeuses des surfaces recouvertes par les chambres ont été extrapolés aux cuves par une règle de trois entre la surface recouverte et la surface totale du lisier stocké.

Pour valider les émissions gazeuses, un bilan massique des effluents a été réalisé sur l'eau, l'azote, le carbone, le phosphore et le potassium. Pour ce faire, le lisier issu du bâtiment a été homogénéisé, échantillonné et transféré dans chacune des cuves. A la fin du stockage le lisier des deux cuves a été volumé, brassé avec une pompe, puis échantillonné. Des analyses chimiques standardisées ont été réalisées avec mesure de la densité, pH et teneurs en matière sèche, carbone total, azote (méthode Kjeldahl), phosphore et potassium. Le bilan d'eau a pris en compte en entrée la quantité d'eau initiale contenue dans le lisier stocké et l'eau de pluie et en sortie l'eau contenue dans le lisier en fin de stockage. Les

pertes en eau ainsi calculées ont été comparées aux émissions d'eau mesurées. La différence entre les deux estimations donne une mesure de l'erreur associée à la mesure des émissions de gaz.

Les bilans massiques des éléments non volatils, tels que le phosphore et le potassium sont utilisés pour vérifier la fiabilité des échantillons et sous-échantillons utilisés pour les analyses chimiques. Enfin, les pertes totales N et C déduites du bilan de masse sont comparées aux émissions mesurées, respectivement azotées (NH₃ et N₂O) et carbonées (CH₄ et CO₂). Elles sont attendues proches des émissions gazeuses mesurées, voir un peu supérieures (émissions de N₂ et de COV possibles).

Résultats et contrôle qualité

La température extérieure a varié pendant le stockage entre 7,5 et 28,8 ° C ; l'humidité entre 28,4 et 100%. La vitesse du vent moyenne observée a été de 1,64 m.s⁻¹.

Le Tableau C10.1 présente les bilans de masse pour H₂O, P₂O₅, K₂O, C et N (Kjeldhal).

Tableau C10.1. Bilan massique des effluents pour les cuves C1 (chambre cubique) et C2 (tunnel flottant)

	Masse (kg)	Volume (m ³)	MS (%)	Eau (kg)	Carbone total (kg)	N Kjeldahl (kg)	P ₂ O ₅ (kg)	K ₂ O (kg)
C1 début	12341	12,3	2,80	11995	146	29,09	15,27	26,32
Pluie				217				
C1 fin	11751	11,7	2,67	11437	126	28,79	14,25	26,32
C1 pertes	590	0,9	0,1	775	20	0,3	1	0
C2 début	12402	12,3	2,92	12039	146	30,94	15,78	26,23
Pluie				217				
C2 fin	11744	11,7	2,55	11444	129	29,33	13,68	26,36
C2 pertes	658	0,87	0,37	812	17	1,61	2,1	-0,1

Les résultats obtenus avec P₂O₅ et K₂O démontrent la fiabilité de l'échantillonnage des effluents (Tableau C10.1). Les pertes en eau pour les deux cuves ont été équivalentes (près de 7% de l'eau stockée). Pour C1 et C2, les pertes en azote et carbone calculées avec le bilan massique sont respectivement de 1% et 5% de l'azote initial, et 13% et 12% du carbone initial (Hassouna *et al.*, 2010). Les pertes en N pour C1 sont faibles comparées aux données de la littérature (Loyon *et al.*, 2007) et aux pertes N de C2 malgré un lisier mis au stockage identique et stocké dans les mêmes conditions. Il est donc supposé que la perte d'azote est sous-estimée pour C1 : pour le reste de l'étude elle est estimée à 5% (comme C2).

Les émissions cumulées (N_NH₃ et N_N₂O) sont présentées dans le tableau C10.2. Les émissions de N représentent respectivement 1% et 5,2% de l'azote initial pour C1 et C2. Les émissions en NH₃ mesurées de C1 (1,39 g.j⁻¹.m⁻²) sont bien inférieures à C2 (3,97 g.j⁻¹.m⁻²). A titre de comparaison, Balsari *et al.* (2007) ont signalé des émissions de NH₃ allant de 1,51 à 2,48 g.j⁻¹.m⁻² pour les mêmes conditions de température et de méthode de mesure. Néanmoins, la comparaison des résultats avec les données de la littérature ne peut pas être un moyen de validation des résultats de C1 ou de C2 car il est constaté une importante variabilité des résultats en fonction des conditions de stockage et des méthodes de mesure. En ce qui concerne les émissions de carbone, elles représentent respectivement 13,5% et 11,7% de la quantité de carbone initiale de C1 et C2.

Tableau C10.2. Emissions gazeuses totales mesurées pour la période de stockage des cuves C1 (chambre cubique) et C2 (tunnel flottant)

Cuve	N_NH ₃ (kg)	N_N ₂ O (kg)	C-CO ₂ (kg)	C_CH ₄ (kg)	H ₂ O
C1	0,34	0,0005	8,3	8,8	148
C2	0,97	0,0048	6,3	11,2	845

La Figure C10.2 montre que les déficits de masse et les émissions mesurées pour C2 sur l'eau et le carbone sont équivalents. La différence est plus importante sur l'azote avec des émissions mesurées qui

représentent 61 % des pertes N estimées avec le bilan massique. L'effluent stocké n'ayant subi aucun traitement spécifique, la différence ne peut pas s'expliquer par des émissions N₂. Une explication possible peut être la vitesse de l'air à l'intérieur du tunnel, inférieure de moitié à la vitesse moyenne extérieure mesurée. Des corrections peuvent être envisagées pour corriger les mesures faites en fonction de la vitesse extérieure mais de nouvelles expériences en

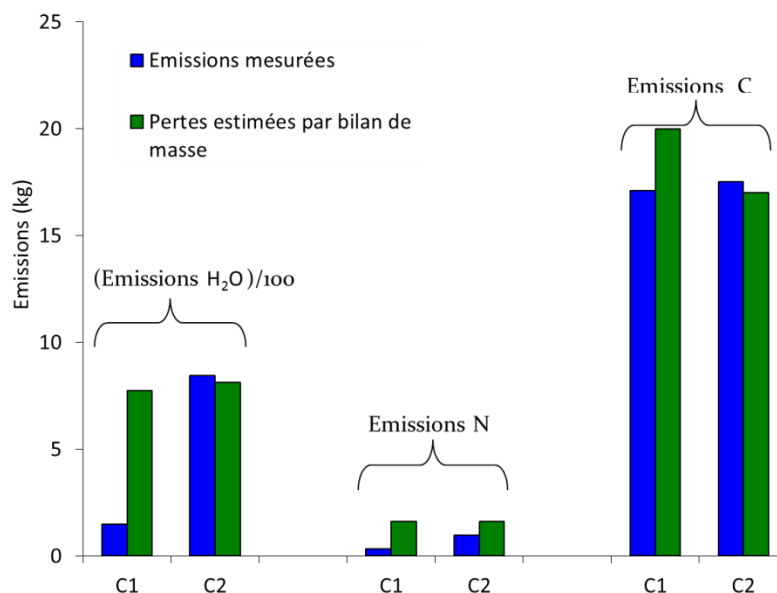


Figure C10.2. Emissions gazeuses (H₂O, N, C) estimées à l'aide du bilan de masse et des systèmes de chambres dynamiques

La chambre cubique est appliquée sur la cuve 1 et le tunnel flottant sur la cuve 2. Le tunnel flottant présente la meilleure cohérence avec le bilan de masse.

conditions contrôlées seront nécessaires pour étudier et modéliser l'influence de la vitesse de l'air sur les émissions d'ammoniac. Pour autant, même si les mesures gazeuses ne permettent pas d'expliquer toutes les pertes en azote, l'utilisation du tunnel semble prometteuse pour contribuer à réduire l'imprécision actuelle sur les facteurs d'émissions. Pour C1, les différences entre bilan massique et mesures gazeuses sont plus importantes, en particulier pour N et H₂O avec 21% des pertes d'azote qui sont expliquées par les émissions mesurées et seulement 19 % du déficit en eau mesuré au niveau des émissions. Balsari *et al.* (2007) et Sommer *et al.*(1993) ont observé les mêmes phénomènes. Les émissions carbonées ne sont pas influencées par la vitesse de l'air en surface du lisier, ce qui explique que les mesures d'émissions carbonées de C1 expliquent 85,5 % des pertes du bilan massique.

La principale différence entre les deux chambres est la vitesse d'air appliquée en surface de lisier recouvert. Ce paramètre est jugé fondamental lorsque des chambres dynamiques ne recouvrant que partiellement une surface d'émissions sont utilisées pour mesurer des facteurs d'émissions, principalement pour les émissions d'ammoniac. Sur la base des résultats obtenus (Figure C10.2), le tunnel utilisé sur C2 est estimé plus approprié pour mesurer les émissions de gaz lors d'un stockage extérieur de lisier porcin.

Conclusion

Cette étude a permis une comparaison de deux chambres dynamiques pour mesurer les émissions gazeuses lors du stockage de lisier porcin en fosse extérieure. Elle prouve l'efficacité des calculs de bilan de masse pour valider la mesure des émissions gazeuses. L'utilisation de deux chambres dynamiques flottantes avec des vitesses d'air internes contrastées confirme l'importante influence de ce paramètre sur les émissions d'ammoniac. Le tunnel flottant (B) fournit des émissions gazeuses carbonées fiables mais concernant les émissions d'azote ce dispositif devra être amélioré afin de réduire l'incertitude sur la mesure (correction sur les vitesses d'air). Néanmoins, le tunnel peut être utilisé en l'état pour comparer des stockages de lisier et quantifier les émissions de gaz à effet de serre au stockage du lisier.

Des émissions gazeuses mesurées avec des dispositifs tels que les chambres dynamiques doivent être utilisées avec beaucoup de précaution avant de les convertir en facteurs d'émission. Pour cette étape, l'étude confirme la nécessité de valider les émissions mesurées avec la réalisation de bilans massiques d'effluents (vérification des mesures d'émissions gazeuses avec le bilan d'eau et validation de la représentativité de l'échantillonnage des effluents avec les bilans P et K).

Références

- Balsari, P.; Airoidi, G.; Dinuccio, E.; Gioelli, F. 2007. Ammonia emissions from farmyard manure heaps and slurry stores - Effect of environmental conditions and measuring methods. *Biosystems Engineering*. 97 (4), 456-463
10.1016/j.biosystemseng.2007.03.033
- Chaoui, H.; Montes, F.; Rotz, C.A.; Richard, T.L. 2009. Volatile ammonia fraction and flux from thin layers of buffered ammonium solution and dairy cattle manure. *Transactions of the ASABE*. 52 (5), 1695-1706
- Hassouna, M.; Espagnol, S.; Lagadec, S.; Loyon, L.; Guiziou, F., et al. 2010. Comparison of different dynamic floating chambers to assess gaseous emissions from stored pig slurry. International Symposium on Air Quality and Manure Management for Agriculture Conference Proceedings, ASABE. Dallas, US, 13-16th September, 2010, 8 p.
- Loyon, L.; Guiziou, F.; Beline, E.; Peu, P. 2007. Gaseous Emissions (NH₃, N₂O, CH₄ and CO₂) from the aerobic treatment of piggery slurry - Comparison with a conventional storage system. *Biosystems Engineering*. 97 (4), 472-480
10.1016/j.biosystemseng.2007.03.030
- Sommer, S.G.; Christensen, B.T.; Nielsen, N.E.; Schjorring, J.K. 1993. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry - effect of surface cover. *Journal of Agricultural Science*. 121, 63-71

Cas 11 - Estimer les émissions gazeuses au stockage de fumiers porcins : bases pour la mise en place d'une méthode de mesure simplifiée

Auteurs

Sandrine Espagnol (IFIP) – Mélynda Hassouna (INRA UMR SAS)

Fiches « Méthode » utilisées

Concentrations

- Spectroscopie infrarouge photoacoustique – *Fiche 10*

Emissions

- Serre ventilée (i.e enceinte dynamique) – *Fiche 24*

Validation

- Bilan de masse *Fiche 21*

Gaz mesurés

- CH₄, N₂O, CO₂, NH₃, H₂O

Systèmes observés

- Stockage de fumiers porcins en andain

Objectifs de l'étude et choix des méthodes de mesure

Objectifs de l'étude

L'étude avait pour objectif de mettre au point des méthodologies de mesure simplifiée des émissions d'ammoniac, au stockage de fumiers porcins, robustes, peu coûteuses, faciles et rapides à mettre en place sur le terrain, pour préciser les facteurs d'émissions représentatifs des élevages français sur ce poste (Espagnol *et al.*, 2012).

Méthodes de mesure

La méthode de mesure des émissions gazeuses employée est celle de la serre dynamique. Cette méthode répondait aux souhaits du projet, i.e. mesurer les émissions intégrales d'un andain de fumier stocké en extérieur avec un débit maîtrisé et facilement mesurable. Cette méthode est utilisée dans la bibliographie, sans être standardisée. La serre utilisée (Figure C11.1) dans l'étude faisait environ 10 m de long, 5 m de large et 3,5 m de haut (en son plus haut point). Elle était équipée de deux ventilateurs permettant de créer un débit de ventilation de 7000 m³.h⁻¹ (avec les deux ventilateurs en



Figure C11.1. Dispositif de serre dynamique utilisé pour la mesure d'émissions gazeuses au stockage de fumier porcins

fonctionnement) ou 3 500 m³.h⁻¹ (avec un seul ventilateur en fonctionnement). L'entrée d'air se faisait sur le côté opposé des ventilateurs au niveau de deux fentes positionnées à 10 cm du sol. L'air en sortie de ventilateur était évacué à 20 m de la serre grâce à des gaines d'extraction pour ne pas contaminer les entrées d'air.

Spécifications du matériel

- Un analyseur de gaz fonctionnant par spectrométrie photo-acoustique infrarouge
- Un échantillonneur 6 voies
- Des tuyaux de prélèvement de l'air en téflon de 25 m de long avec un diamètre intérieur de 3 mm (entre la zone d'émission et l'échantillonneur)
- Une serre dynamique
- 2 ventilateurs de 5000 m³.h⁻¹
- 2 gaines d'extraction d'air de 20 m de long et de 50 cm de diamètre
- 2 résistances chauffantes de 20 m
- Station météorologique
- Thermo hygromètres à l'intérieur de la serre et à l'extérieur

Protocole

L'étude a été menée à la ferme expérimentale de l'IFIP à Romillé (Bretagne, France). Quatre périodes de stockage de fumier de porcs de stockage ont été suivies (2004 et 2011 pendant les périodes froides et 2006 et 2010 pendant les périodes chaudes). Les fumiers ont été stockés sous forme d'andains dans des conditions similaires aux élevages commerciaux. Pour les quatre périodes de stockage, les andains ont été formés en une fois à l'issue d'une période d'engraissement de porcs sur paille.

Les émissions gazeuses NH₃, N₂O, CH₄, CO₂ et H₂O des andains ont été mesurées en semi continu pendant le stockage. Pour ce faire, les andains ont été recouverts d'une serre ventilée en dynamique pendant toute la durée du stockage. Les concentrations gazeuses ont été relevées par un analyseur infrarouge photoacoustique couplé à un échantillonneur en entrée et sortie de serre. L'air prélevé était acheminé jusqu'à l'analyseur de gaz grâce à l'utilisation de tuyaux de prélèvement en téflon chauffés.

L'équation C11.1 a été utilisée pour calculer les émissions horaires de chaque gaz andain de fumier stocké :

$$F_{gaz} = q_{air} \times \rho_i \times (C_{gaz,i}^m - C_{gaz,e}^m) \quad (\text{éq. C11.1})$$

où F_{gaz} est l'émission de gaz (en mg.h⁻¹) de l'andain de fumier, q_{air} est le débit d'air de la serre (m³.h⁻¹), ρ_i est la densité des gaz d'échappement (kg air sec.m⁻³ d'air humide), $C_{gaz,s}^m$ et $C_{gaz,e}^m$ sont les concentrations de gaz de la sortie et l'entrée de la serre (mg.kg⁻¹ d'air sec).

Entre chaque période de mesure, les émissions gazeuses ont été interpolées linéairement. Pendant toutes les périodes de stockage, les conditions climatiques ont été observées avec une station météorologique (température, humidité, vitesse du vent, pluie, pression atmosphérique) pour l'extérieur, ainsi que par des thermohygromètres pour l'extérieur et l'intérieur de la serre.

Pour valider les émissions gazeuses, un bilan massique des effluents a été réalisé sur l'eau, l'azote, le carbone et le phosphore. Pour ce faire, les fumiers issus du bâtiment ont été pesés, homogénéisés, échantillonnés et mis en andain. En fin du stockage les fumiers ont

été à nouveau pesés, homogénéisés puis échantillonnés. Des analyses chimiques standardisées ont été réalisées avec mesure de la densité, du pH et des teneurs en matière sèche, carbone total, azote (méthode Kjeldahl), et phosphore. Les pertes en eau calculées ont été comparées aux émissions d'eau mesurées. La différence entre les deux estimations donne une mesure de l'erreur associée à la mesure des émissions de gaz. Les bilans massiques du phosphore (élément non volatil), ont été utilisés pour vérifier la fiabilité de l'échantillonnage des effluents.

Le Tableau C11.1 donne la composition des fumiers en début de stockage. Il est à noter des fumiers avec des teneurs en matière sèche (MS) plus élevées en 2004 et 2006, en comparaison des années 2010 et 2011.

Tableau C11.1. Composition initiale des andains de fumier

Année de stockage		2004	2006	2010	2011
Poids initial (kg)		5640	8140	7300	9920
Durée de stockage (j)		90	28	76	91
Composition	MS (%)	36,1	39,5	30,5	29,6
	NTK (g,kg ⁻¹)	12	12,6	9,3	8,9
	C (g,kg ⁻¹)	-	155,6	118	110,5
	P ₂ O ₅ (g,kg ⁻¹)	15,0	10,8	8,0	5,4

Résultats

Bilans Massiques : validation de l'échantillonnage

Pour les quatre périodes de stockage, les taux de recouvrement en phosphore des bilans massiques des effluents étaient acceptables (Tableau C11.2), l'échantillonnage a donc été réalisé avec suffisamment de précautions.

Tableau C11.2. Bilans massiques des andains de fumiers stockés et taux de recouvrement (Etat final / Etat initial)

Résultats en kg (et en % de la quantité initiale stockée) :	2004	2006	2010	2011
H ₂ O	2042 (57%)	3241 (52%)	2360 (47%)	2263 (32%)
C		340 (30%)	256 (30%)	266 (24%)
N	19 (28%)	19 (23%)	10 (15%)	37 (42%)
MS	446 (22%)	470 (19%)	550 (24%)	857 (29%)
P ₂ O ₅	7 (12%)	0 (-1%)	3 (6%)	-2 (-3%)

La température extérieure, pour les périodes de stockage respectives en 2004, 2006, 2010 et 2011 a varié entre, -3,8 ° C et à 23,5 ° C (moyenne 8 ° C), 4,2 ° C et 33 ° C (moyenne 15,4 ° C), 5,9 ° C et 31,4 ° C (moyenne 17,6 ° C), et -6 ° C et 15 ° C (moyenne 5 ° C).

Mesures d'émissions : bilan à l'échelle de la période de stockage

En 2004, 2006 et 2011, les émissions azotées mesurées étaient plus faibles que les pertes en azote estimées par les bilans de masse (Tableau C11.3) : les différences peuvent être attribuées à des pertes de N₂ qui ne sont pas mesurées par l'analyseur infrarouge.

En 2006, les pertes carbonées estimées avec les bilans de masse sont trouvées proches des émissions gazeuses mesurées, alors qu'elles sont plus élevées en 2010 et 2011, tout comme les émissions d'eau. Ces surestimations peuvent être attribuées à une mauvaise estimation de la densité de l'air pour ces deux années surestimant ainsi les différentes émissions.

Tableau C11.3. Emissions gazeuses mesurées sur les périodes de stockage et taux de recouvrement des pertes des bilans massiques

	2004		2006		2010		2011	
Emissions en kg et <i>taux de recouvrement des pertes du bilan massique en %</i>								
H ₂ O	388,0	107%	442,8	111%	556,3	172%	409,6	179%
N: NH ₃ -N	0,887	38%	1,81	86%	1,52	124%	1,3	45%
N ₂ O-N	0,390		0,209		0,178		0,393	
C: CO ₂ -C	36,0		42,9	105%	42,96	125%	44,3	169%
CH ₄ -C	1,52		1,08		0,849		0,887	

Mesures d'émissions : cinétiques d'émissions

Des dynamiques similaires d'émissions de NH₃, CO₂ et N₂O ont été observées entre les quatre périodes de stockage (Figure C11.2) et les résultats sont en accord avec les dynamiques présentées dans la littérature (Paillat *et al.*, 2005). Un pic d'émissions se produit pendant les trois premiers jours de stockage avec une amplitude plus faible pour les périodes froides par rapport aux périodes chaudes. Pendant les 2 premières semaines de stockage, 90% des émissions de NH₃ et 60% des émissions de CO₂ se produisent. La majorité des émissions d'azote est sous forme de NH₃ et la majorité des émissions de carbone sous forme de CO₂.

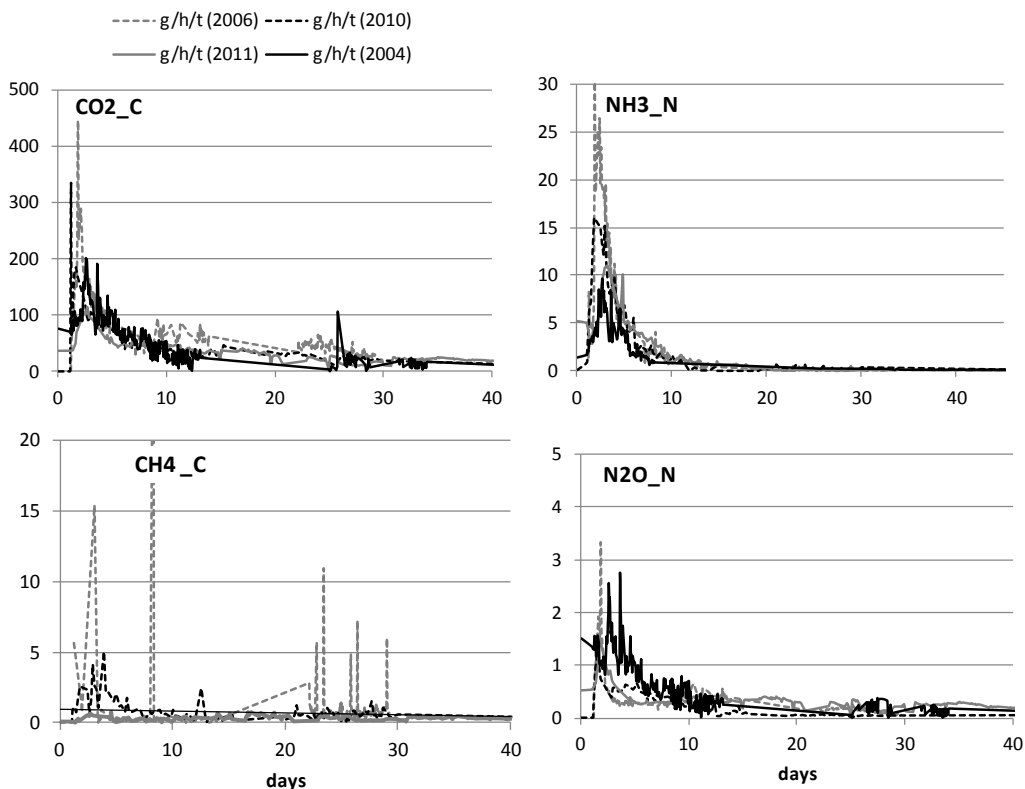


Figure C11.2. Dynamiques des émissions de CO₂ et de NH₃ des andains de fumier pendant les 40 premiers jours de stockage

Développement et évaluation d'une méthode de mesure simplifiée

Sur la base des dynamiques d'émissions obtenues (Figure C11.2), une méthode simplifiée permettant d'estimer les émissions totales à partir de six jours de mesures ponctuelles a été expérimentée et évaluée. Trois mesures ponctuelles ont été effectuées aux jours n° 2, 3 et 4, afin d'identifier le pic d'émissions (émissions principales), puis de nouvelles mesures aux jours n°10, 27 et 50 pour avoir la traîne. Pour évaluer cette méthode simplifiée, les émissions totales pour chaque période ont été calculées à partir des résultats des mesures ponctuelles et comparées à la somme des mesures continues (Tableau C11.4). Si l'on prend la moyenne des émissions horaires de la journée de mesure, la méthode permet d'estimer les émissions de NH₃, CO₂ et de N₂O avec un écart aux mesures en continu généralement inférieur à 20%. Les résultats pour le méthane montrent de fortes erreurs, en raison de la forte variabilité inter journalière des émissions (Figure C11.2).

Plusieurs méthodes de calculs ont été testées : T1 a considéré comme mesure ponctuelle la moyenne des émissions horaires de chaque jour de prélèvement ponctuel, T2 et T3 ont respectivement pris l'émission horaire min et max des jours de prélèvement ponctuel. Entre chaque journée des mesures ponctuelles, les émissions ont été interpolées linéairement. Les émissions totales de NH₃ et de CO₂ calculées avec T1 (Tableau C11.4) présentent des erreurs d'estimation inférieure à 24% par rapport à des mesures en continu.

Tableau C11.4. Emissions gazeuses calculées avec la méthode simplifiée, comparées aux mesures en continu (en %)

	2004			2006			2010			2011		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1	T2	T3
N-NH ₃	115	88	155	105	62	163	124	79	153	118	86	150
N-N ₂ O	147	84	225	110	79	154	115	92	138	97	85	108
C-CO ₂	120	75	174	96	74	140	109	96	122	94	80	108
C-CH ₄				58	16	224	134	81	213	45	35	57
C-CH ₄				58	16	224	134	81	213	45	35	57

Conclusion

Les similitudes entre dynamiques d'émissions gazeuses obtenues pour le CO₂, le N₂O et le NH₃ au cours des 4 essais indiquent la possibilité d'identifier des périodes de mesures ponctuelles pour estimer de manière simplifiée les facteurs d'émissions de stockage de fumier porcin en fermes commerciales. Six jours de mesures ont donné une estimation correcte des émissions de NH₃, N₂O et CO₂. La différence avec des mesures en continu était dans la plupart des cas inférieures à 20% et au maximum de 20, 24 et 47% pour respectivement le CO₂, le NH₃ et le N₂O. La méthode n'est cependant pas applicable pour les émissions de CH₄, car les émissions montrent une forte variabilité entre journées et des cinétiques différentes entre les essais. La méthodologie de réalisation des mesures ponctuelles doit encore être précisée avec la définition de la plage horaire, fixe pour chaque jour de prélèvement, ainsi que la méthode de prélèvement d'air (avec un tunnel recouvrant totalement l'andain, ou partiellement mais dans ce cas en précisant comment extrapoler à la totalité de l'andain). Le développement de cette méthode doit aussi s'accompagner d'une meilleure quantification des incertitudes. Des outils de modélisation pourraient aussi être développés pour extrapoler les émissions obtenues ponctuellement et prendre en compte les conditions météorologiques, en particulier pour les émissions de méthane et les caractéristiques physiques et chimiques du produit de départ.

Références

- Espagnol, S., Levasseur, P., & Hassouna, M. (2012). *Gaseous emissions during pig solid manure storage: lessons for farm measurements*. Paper presented at the Emissions of gas and dust from Livestock (EMILI 2012), France. http://www6.inra.fr/animal_emissions/Page-d-accueil/Actualites/EMILI-2012
- Paillat, J. M., Robin, P., Hassouna, M., & Leterme, P. (2005). Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. *Atmospheric Environment*, 39(36), 6833-6842. doi: 10.1016/j.atmosenv.2005.07.045

Cas 12 - Mesurer les émissions de Gaz à effet de serre (GES) sur le parcours d'un élevage biologique de poulets

Auteurs

Bertrand Méda (INRA URA), Christophe Fléchar, Mélynda Hassouna et Paul Robin (INRA SAS), Karine Germain (INRA EASM)

Fiches « Méthode » utilisées

Prélèvement

- Echantillonnage en fioles sous vide pour analyse ultérieure – *Fiche 5*

Concentrations

- Chromatographie en phase gazeuse (CPG) – *Fiche 8*

Emissions

- Chambres statiques – *Fiche 23*
- Bilan de masse (N) – *Fiche 21*

Gaz mesurés

- CH₄, N₂O, CO₂

Systèmes observés

- Elevage de poulets de chair sur parcours en station expérimentale

Objectifs de l'étude et méthodes utilisées

Objectifs de l'étude

En France, l'élevage de poulets de chair avec parcours (Label Rouge, Biologique) représente environ 15% des abattages (Service de la Statistique et de la Prospective) et est fortement sollicité par les consommateurs en raison d'une image positive liée à la présence du parcours (bien-être animal, qualité supérieure du produit). Cependant, l'accès au parcours imposé dans ces modes de production pose des questions environnementales. En effet, les quantités de déjections excrétées sur le parcours sont difficilement maîtrisables et peuvent être à l'origine d'émissions d'ammoniac (NH₃), de méthane (CH₄) et de protoxyde d'azote (N₂O), trois gaz connus pour leurs effets négatifs sur l'environnement (Steinfeld *et al.*, 2006). Aujourd'hui, les connaissances sur les émissions gazeuses des élevages poulets sur parcours sont encore très limitées (Méda *et al.*, 2011). Cette étude, réalisée dans le cadre du projet PSDR Grand Ouest AlterAviBio, avait donc pour but de quantifier les émissions de gaz à effet de serre (N₂O, CH₄ et CO₂) sur le parcours d'un élevage biologique de poulets.

Méthodes utilisées

Etant donné la multiplicité des sources d'émissions sur le site expérimental et la proximité des parcours et bâtiments, la méthode des chambres statiques a été choisie car elle permet de caractériser localement une émission et l'utilisation d'un nombre important de chambres permet de réaliser une cartographie représentative des émissions sur le parcours. De plus, c'est une méthode simple à mettre en œuvre et de référence pour la mesure des émissions de N₂O et de la respiration du sol.

Le bilan de masse a servi à estimer l'excrétion de N sur le parcours pour calculer un facteur d'émission en % de l'N excrété par les animaux, sans néanmoins pouvoir distinguer les formes d'azote émises.

Matériel de mesure

- 19 chambres statiques composées chacune d'un cadre métallique (50 x 50 cm) enfoncé de 10 cm dans le sol et d'un couvercle (L = 50, l = 50, H = 30 cm) équipé d'un septum pour effectuer les prélèvements
- Seringue de 50 ml (+ aiguille)
- Fioles de 5 ml fermées par un septum et mises sous vide avant la mesure
- Station météorologique (CR10X, Campbell Scientific Ltd., Loughborough, UK) + sondes TDR (Time Domain Reflectometry) (CS616, Campbell Scientific Ltd., Loughborough, UK)
- Chromatographe en Phase Gazeuse Agilent 6890N (Agilent Technologies, Santa Clara, USA)

Protocole expérimental

Dispositif expérimental

L'étude a été réalisée sur la plateforme expérimentale AlterAvi de l'unité expérimentale INRA EASM (domaine du Magneraud, Charente-Maritime). Le climat est de type océanique tempéré avec une température moyenne annuelle de 13°C et des précipitations annuelles d'environ 500 mm (données météo mesurées par une station météo sur site). Deux lots de poulets ont été suivis : un lot en hiver/printemps (HP, décembre 2009 – mars 2010) et un lot en été/automne (EA, août – novembre 2010). Le bâtiment d'élevage avait une surface de 75 m² avec deux trappes permettant l'accès au parcours. Le parcours était composé d'une prairie temporaire (graminées + légumineuses) de 2500 m². Environ 700 poulets ont été élevés et abattus respectivement après 91 et 100 jours d'élevage à un poids vif d'environ 2,2 kg. Les animaux étaient nourris avec un aliment biologique du commerce (3 phases successives) et avaient un accès illimité au parcours à l'âge de 35 et 28 jours respectivement pour les lots HP et EA.

Pour mesurer les flux de CH₄, N₂O et CO₂ sur le parcours, la méthode des chambres statiques décrite par Smith *et al.* (1995) a été utilisée. Avant le démarrage de l'expérimentation, 16 cadres métalliques (Figure C12.1a) ont été répartis sur le parcours et enfoncés dans le sol.

Compte tenu des observations préalables du comportement des animaux, 9 de ces cadres ont été disposés dans les quinze premiers mètres, zone préférentiellement occupée par les poulets. Le reste des cadres a été disposé de façon aléatoire sur le reste

mètres, zone préférentiellement occupée par les poulets. Le reste des cadres a été disposé de façon aléatoire sur le reste

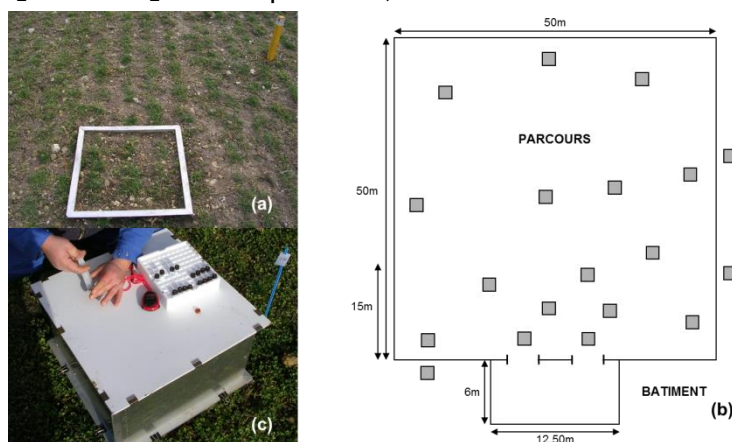


Figure C12.1. Chambre statique pour le prélèvement des gaz

(a) Cadre métallique enfoncé dans le sol du parcours pour la mesure des émissions gazeuses. (b) Répartition des cadres métalliques sur le parcours. (c) Cadre métallique recouvert d'un couvercle pour former une chambre statique lors d'une série de prélèvements

du parcours de façon à assurer une bonne couverture spatiale. Par ailleurs, 3 cadres supplémentaires ont été installés à l'extérieur du parcours, à proximité, afin de mesurer les émissions « de fond » i.e. sans présence d'animaux. La répartition des cadres est donnée dans la Figure C12.1b. Enfin, une station météorologique installée à proximité du parcours (150 m environ) enregistre en continu les conditions météorologiques ainsi que la température et le taux de saturation en eau de la porosité (WFPS en %) du sol à l'aide de sondes TDR.

Prélèvement et analyse des échantillons

Au cours de l'étude des lots HP et EA, 8 et 9 séries de mesures ont été réalisées. Entre les deux lots, 2 séries intermédiaires ont également été réalisées. Pour chaque série de mesure, le protocole était identique. Au début de la mesure, le couvercle de chaque chambre était placé sur le cadre métallique et maintenu fermé avec des pinces à dessin (Figure C12.1c). 4 échantillons de 15 ml d'air présent dans la chambre étaient ensuite prélevés à l'aide d'une seringue successivement à $t=0$, $t=10$, $t=20$ et $t=30$ min après la fermeture de la chambre, et immédiatement injectés dans des fioles de 5 ml mises sous vide au préalable et fermées par un septum (Figure C12.1c). Les concentrations en CH_4 , N_2O et CO_2 des échantillons ont été ensuite analysés par Chromatographie en Phase Gazeuse (Agilent 6890N, Agilent Technologies, Santa Clara, USA). Les flux moyens ($\text{ng}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$) de CH_4 , N_2O et CO_2 dans chaque chambre ont ensuite été calculés par régression linéaire de la concentration en fonction du temps après vérification de la linéarité des données et élimination des données aberrantes.

Traitement des données

Pour chaque journée de mesure, une étape d'intégration spatiale a été réalisée pour obtenir pour chaque gaz un flux moyen représentatif de l'ensemble du parcours. Pour cela, les flux mesurés dans les chambres ont été replacés sur une carte du parcours (maillage de 1m x 1m). Pour chaque maille de 1 m², les flux des différents gaz ont été estimés par interpolation géostatistique (krigeage) afin de générer une carte des flux (Figure C12.2) pour chaque journée de mesure. Le flux moyen à l'échelle du parcours pour chaque journée a ensuite été calculé comme la moyenne des flux de chaque maille.

Le flux moyen de chaque gaz sur toute la durée du lot (en considérant que les flux d'un lot N sont ceux observés entre le premier accès au parcours du lot N et le premier accès au parcours du lot N+1) a été estimé à l'aide trois méthodes différentes, respectivement en :

- calculant la moyenne des flux moyens à l'échelle du parcours puis en multipliant cette valeur par la durée du lot
- en réalisant une interpolation linéaire des flux moyens à l'échelle du parcours entre les différentes journées de mesure, puis en intégrant les valeurs journalières sur la durée du lot
- en réalisant une interpolation non-linéaire des flux moyens à l'échelle du parcours à l'aide d'équations mécanistes reliant les flux aux conditions de température et d'humidité du sol, puis en intégrant les valeurs journalières sur la durée du lot

Au final, les deux premières méthodes d'intégration ont été utilisées pour les trois gaz étudiés (CO_2 , N_2O et CH_4) tandis que la troisième méthode n'a été utilisée que pour le CO_2 et le N_2O (modèle non satisfaisant pour le CH_4). Les méthodes complètes ainsi que les équations utilisées pour réaliser l'interpolation temporelle des flux sont décrites par Meda *et al.* (2012). Le flux moyen de chaque gaz à l'échelle du parcours et de la durée du lot a

ensuite été multiplié par la surface du parcours afin d'obtenir une valeur exprimée en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$.

Résultats

Variabilité spatio-temporelle des flux sur le parcours

Les flux de CH_4 et N_2O mesurés sur le parcours étaient extrêmement variables dans le temps et dans l'espace (Figure C12.2). Les flux de N_2O (Figure C12.2a) allaient de -32 à +1026 et de -12 à +5910 $\text{ng N}_2\text{O m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ respectivement pour les lots HP et EA, les valeurs positives indiquant une émission et les valeurs négatives, une absorption. Si de nombreux flux étaient faibles ($<100 \text{ ng N}_2\text{O m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), des pics d'émission ($>100 \text{ ng N}_2\text{O m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) ont également été observés durant l'expérimentation, et toujours dans les chambres les plus proches du bâtiment. Enfin, sur la durée totale de l'expérimentation, les flux d'absorption représentaient moins de 20% des flux mesurés. A l'inverse, les flux d'absorption de CH_4 représentaient environ 60% des flux mesurés. Cependant, ces flux étaient très faibles avec des valeurs comprises entre -50 et +566 $\text{ng CH}_4 \text{ m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ et -42 et +169 $\text{ng CH}_4 \text{ m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ respectivement pour les lots HP et EA (Figure C12.2b), avec également quelques rares pics d'émission à proximité du bâtiment. Enfin, les flux de CO_2 générés par la respiration (autotrophique et hétérotrophique) du sol et de la végétation allaient de +0,2 à +5 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ et de +0,2 à +24 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ pour les lots HP et EA respectivement avec une hétérogénéité spatiale bien moins marquée que pour le N_2O malgré quelques pics d'émission observés devant le bâtiment, probablement associés à la dégradation de la matière organique des fientes préférentiellement excrétées dans cette zone.

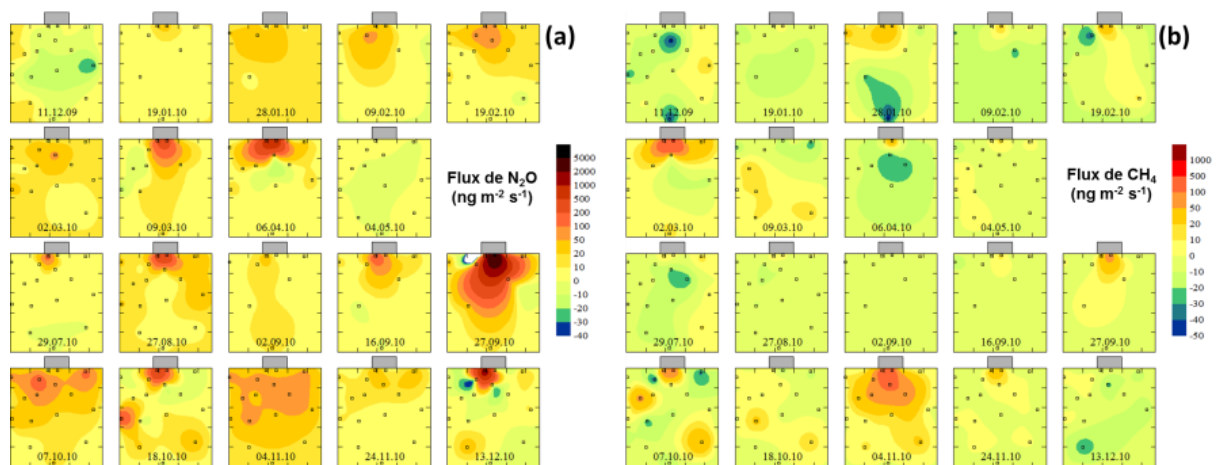


Figure C12.2. Interpolation spatiale par krigeage des flux de N_2O (a) et CH_4 (b) mesurés sur le parcours

La localisation des mesures disponibles pour l'interpolation pour chaque série de mesure est représentée par des points (d'après Méda *et al.*, 2012a).

Intégration spatio-temporelle des flux sur le parcours

La Figure C12.2 présente la distribution spatiale des flux N_2O et CH_4 réalisée à l'aide d'une méthode de krigeage pour chaque série de mesures. Pour les trois gaz, les flux positifs étaient d'autant plus importants que la distance au bâtiment était faible (Méda *et al.*, 2012). Après interpolation spatiale, les flux moyens à l'échelle du parcours allaient respectivement pour les lots HP et EA de -2 à +32 $\text{ng N}_2\text{O m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ et de +4 à +182 $\text{ng N}_2\text{O m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Les flux

moyens de CH_4 étaient fréquemment négatifs, confirmant l'oxydation du CH_4 par les microorganismes du sol observés sur les flux mesurés dans les différentes chambres statiques, avec des valeurs allant respectivement pour les lots HP et EA de -12 à $+15$ et de -8 to $+24$ $\text{ng CH}_4 \text{ m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Enfin, les flux moyens de CO_2 liés à la respiration de l'écosystème allaient de $+1$ à $+3$ $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ pour les deux lots.

La Figure C12.3 présente les résultats de l'intégration spatiale temporelle des flux de N_2O réalisée à l'aide d'une équation prédisant le flux moyen en fonction des conditions de température (T_s) et d'humidité du sol (WFPS). L'intégration des flux moyens à l'échelle du parcours et de l'année 2010, a ensuite permis d'estimer les émissions annuelles de N_2O et de CO_2 entre $2,7$ et $4,8$ $\text{kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ et $4,4$ et $6,1$ $\text{t C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ respectivement. Enfin, le parcours semble se comporter comme un puits de méthane avec une absorption estimée entre $-0,4$ et $-0,7$ $\text{kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, mais ces dernières valeurs ne sont probablement pas significativement différentes de zéro compte tenu du niveau de flux mesuré et très proches des valeurs de fond mesurées à l'extérieur du parcours.

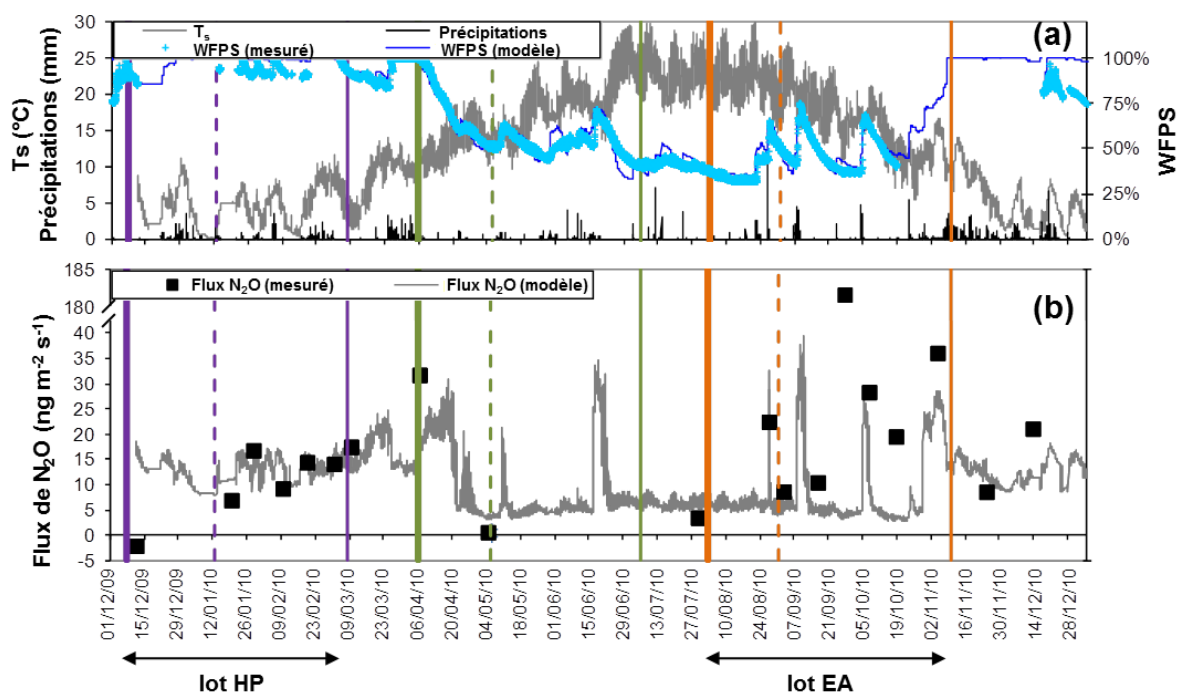


Figure C12.3. (a) Précipitations mesurées sur le site expérimental, conditions de température (T_s) et d'humidité du sol (WFPS, taux de saturation en eau de la porosité) du parcours. (b) Flux moyens de N_2O estimés après interpolation spatiale pour chaque série de mesure et interpolation temporelle de ces flux à l'aide d'un modèle utilisant TS et WFPS

Les traits verticaux pleins épais correspondent à l'arrivée des animaux dans le bâtiment ; les traits verticaux pointillés au premier accès au parcours et les traits verticaux pleins fins au départ des animaux (d'après Méda *et al.*, 2012a).

Calcul d'un facteur d'émission de N_2O

Des bilans de masse réalisés sur le P et le K à partir des données zootechniques et des poids et composition des effluents ont permis d'estimer la part des déjections excrétées sur le parcours. Cette répartition a ensuite été appliquée au N afin d'estimer la quantité totale de N excrétée sur le parcours par les animaux. L'intégralité de la méthode utilisée est décrite

par (Méda, 2011) A partir de ces données, Méda *et al.*, (2012) ont donc estimé qu'environ 344 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ avaient été excrétés sur le parcours en 2010. Afin de calculer un facteur d'émission de N₂O lié spécifiquement aux déjections animales, le flux total annuel de N₂O lié à ces déjections a été estimé par différence entre le flux total estimé par interpolation spatiale et temporelle et le flux total annuel en conditions « basales » mesuré à l'extérieur du parcours (*i.e.* sans animaux). L'estimation donne +1,25 kg N-N₂O.ha⁻¹.an⁻¹. Enfin, le flux total annuel lié aux déjections animales a été rapporté à l'excrétion de N. Le facteur d'émission de N₂O liés aux déjections animales a donc été estimé entre 0,4 et 1% du N excrété, ce qui est comparable avec la valeur de 2% par défaut proposée par De Klein *et al.* (2006).

Discussion

Afin d'estimer les flux annuels de CO₂, CH₄ et N₂O à l'échelle du parcours, le schéma expérimental a été conçu de sorte que les mesures soient représentatives de la variabilité du parcours (couvert végétal, niveau de fréquentation des animaux) ainsi que de la variabilité des conditions du sol (associée à la variabilité climatique). Ainsi, grâce aux chambres (16) réparties sur l'intégralité du parcours ainsi qu'aux mesures dans des conditions climatiques variées au cours de l'année 2010, les flux de gaz ont pu être mesurés dans une large gamme de conditions locales (Figure C12.4) : sol nu et saturé en eau, sol nu et sec, sol avec couvert végétal dense...

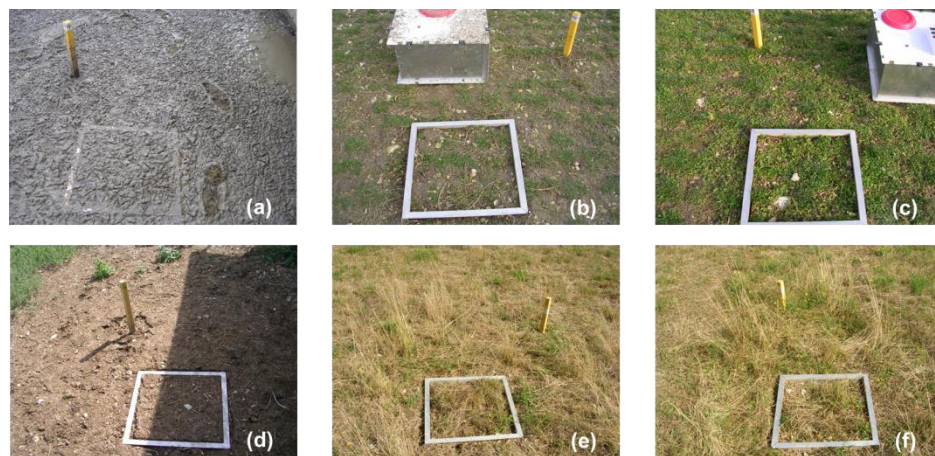


Figure C12.4. Photographies illustrant la variabilité des conditions du sol (humidité, couvert végétal, compaction) pour des chambres situées respectivement à 5 m (a, d), 24 m (b, e) et 41 m (c, f) du bâtiment. (a, b, c)

Photographies réalisées le 2 mars 2010. (d, e, f) Photographies réalisées le 27 juillet 2010 (d'après Méda *et al.*, 2012a)

Cette variabilité des conditions expérimentales et des flux mesurés a notamment permis de développer des équations mécanistes reliant les conditions du sol aux flux de N₂O et CO₂, afin de réaliser une interpolation plus précise des flux entre les journées de mesure (par opposition à une interpolation linéaire simple ou au calcul d'une moyenne sur la base des mesures disponibles). De même, la répartition des chambres sur le parcours a permis de réaliser une intégration spatiale fiable à l'aide d'une méthode géostatistique (krigeage) plutôt que de n'utiliser que quelques chambres et de ne considérer qu'une simple valeur moyenne.

Cependant, si la représentativité spatiale et temporelle des mesures est acceptable, des sources d'incertitudes subsistent notamment dans la mesure des conditions du sol. En effet, compte-tenu des contraintes du dispositif expérimental, la station météorologique mesurant les conditions de température et d'humidité du sol était placée à environ 150 mètres du parcours. Par ailleurs, une valeur unique de température et d'humidité du sol a été utilisée dans le traitement des données (développement d'équations mécanistes reliant conditions du sol et flux de gaz) alors que la variabilité des conditions du sol était probablement forte en raison de la pente (sol plus humide en bas de la pente, à proximité du bâtiment) et de l'hétérogénéité du couvert végétal (gradient de végétation croissant en s'éloignant du bâtiment). Enfin, les équations mécanistes développées dans notre étude tenaient uniquement compte de la température et de l'humidité du sol et le suivi d'autres paramètres tel que le pH du sol auraient permis d'affiner les équations de prédiction.

Conclusion

La méthode des chambres statiques a permis d'estimer les flux annuels de N₂O, CO₂ et CH₄ à l'échelle d'un parcours utilisé pour l'élevage de poulets de chair. L'étude a montré que le parcours émettait de faibles quantités de N₂O (< 5 kg N-N₂O.ha⁻¹.an⁻¹) ce qui représente une très faible part du N excrété sur le parcours (< 1%) mais reste du même ordre de grandeur que les émissions en bâtiment (Méda *et al.*, 2013). Il est probable qu'une grande partie du N excrété sur le parcours ait été volatilisé sous forme de NH₃, mais cette hypothèse nécessiterait d'estimer les flux de NH₃ liés au parcours à l'aide de méthodes plus adaptées que la méthode des chambres statiques, comme la méthode micro-météorologique COTAG (Fiche 29). Enfin, concernant le CH₄, le parcours semble se comporter comme un puits de carbone, mais la valeur du flux (environ -1 kg.ha⁻¹.an⁻¹) n'est probablement pas significativement différente de zéro.

Si la méthode des chambres statiques paraît adaptée à la mesure des flux sur parcours, sa mise en œuvre demeure lourde compte-tenu des contraintes pour s'assurer de la représentativité spatio-temporelle des mesures (nombre de chambres et de journées de mesure, suivi en continu des conditions du sol...) ainsi que du temps nécessaire au traitement des données (développement d'équations spécifiques reliant conditions du sol et flux). Cette méthode ne permet donc pas de multiplier les mesures en élevage dans des conditions contrastées (type de parcours, type d'animaux...).

Références

- De Klein, C.; Novoa, R.S.A.; Ogle, S.; Smith, K.A.; Rochette, P., et al. 2006. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. Chap. 11. In: Eggleston, S., Buendia, L., et al. (Eds.), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Vol.4 pp. 11.1-11.54.<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html> consulté le 15/10/2014
- Méda, B. 2011. Une approche dynamique des flux d'éléments et d'énergie des ateliers de production avicole avec ou sans parcours: conception et application du modèle MOLDAVI. INRA-Agrocampus Ouest, UMR Sol Agro et hydrosystème Spatialisation (UMR SAS), Agocampus Ouest Rennes, 237 p.
- Méda, B.; Flechard, C.; Germain, K.; Walter, C.; Robin, P., et al. 2013. Greenhouse gas budget of an organic broiler production system in France. Emission factors. In:

- Hassouna, M., Guingand, N. (Eds.), Emissions of gas and dust from livestock. Editions IFIP - Institut du Porc pp. 73-76
- Méda, B.; Flechard, C.R.; Germain, K.; Robin, P.; Walter, C., et al. 2012. Greenhouse gas emissions from the grassy outdoor run of organic broilers. *Biogeosciences*. 9 (4), 1493-1508 <http://dx.doi.org/10.5194/bg-9-1493-2012>
- Méda, B.; Hassouna, M.; Aubert, C.; Robin, P.; Dourmad, J.Y. 2011. Influence of rearing conditions and manure management practices on ammonia and greenhouse gas emissions from poultry houses. *Worlds Poultry Science Journal*. 67 (3), 441-455 <http://dx.doi.org/10.1017/s0043933911000493>
- Smith, K.A.; Clayton, H.; McTaggart, I.P.; Thomson, P.E.; Arah, J.R.M., et al. 1995. The measurement of nitrous-oxide emissions from soil by using chambers. *Philosophical Transactions of the Royal Society a-Mathematical Physical and Engineering Sciences*. 351 (1696), 327-337 [10.1098/rsta.1995.0037](https://doi.org/10.1098/rsta.1995.0037)
- Steinfeld, H.; Gerber, P.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M., et al. 2006. Livestock's long shadow - environmental issues and options. Food & Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 414 p.

Cas 13 - Quantifier les émissions d'ammoniac suite à l'épandage de produits résiduels organiques

Partenaire pilote

Jean-Pierre Cohan et Robert Trochard (ARVALIS-Institut du végétal)

Partenaires associés

Alicia Charpiot et Elise Lorinquer (Idele)

Thierry Morvan (INRA UMR SAS)

Philippe Eveillard (UNIFA)

Champolivier Ludovic (CETIOM)

Emmanuel De Chezelles et Mathilde Heurtaux (ACTA)

Sandrine Espagnol (IFIP)

Sophie Générumont et Benjamin Loubet (INRA UMR EGC)

Statut de la méthode

- En développement

Fiches « Méthode » utilisées

Prélèvement :

- Piégeage passif par des pièges à ammoniac appelés badges ALPHA (pour Adapted Low-cost Passive High Absorption) – Fiche 1

Mesure des émissions :

- Estimation des émissions par modélisation inverse – *Fiche 30*
- Méthode du gradient aérodynamique – *Fiche 28*

Concentrations :

- Analyse en laboratoire – *Fiche 7*

Validation :

- Vérification de non contamination des mâts de bruit de fond et des témoins sans apports
- Cohérence des résultats avec la bibliographie

Gaz mesuré

- NH₃

Systèmes observés

- Suivi des émissions d'ammoniac suite à l'épandage d'engrais organique selon différentes modalités (apport d'engrais organique sur sol nu avec différents matériels d'épandage et avec ou sans enfouissement) sur un réseau d'unités expérimentales au champ répartis sur 4 sites en France

Objectifs de l'étude et choix de la méthode de mesure

Objectifs de l'étude

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet CASDAR VOLAT'NH₃ (soutenu financièrement par le compte d'affectation spéciale «développement agricole et rural» du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt). Le projet avait un double objectif :

- Mettre au point une méthode simple d'estimation des émissions d'ammoniac au champ pour de petites parcelles contigües caractéristiques des expérimentations agronomiques
- Employer cette technique pour étudier sur un réseau expérimental au champ les émissions d'ammoniac suite à l'épandage de produits organiques et minéraux.

Choix des méthodes de mesure

Différentes méthodes de mesures existent pour réaliser des mesures d'émissions d'ammoniac à l'épandage de produits. Dans ce cas d'étude, il était recherché une méthode qui puisse :

- s'appliquer à la fois aux produits organiques et minéraux
- être facile à mettre en œuvre (pas besoin d'électricité, nécessitant peu d'interventions et ayant un coût limité) s'appliquer sur des suivis de longue durée sans perturber le couvert ou le sol
- permettre la comparaison de différents traitements
- applicable à des unités expérimentales de petite taille (400 m²)
- sensible à des différences faibles de volatilisation (différences entre deux formes d'engrais azotés à même dose d'application)

L'approche a consisté à combiner les méthodes d'estimation des flux par *gradient aérodynamique* et *modélisation inverse* avec une mesure de concentration de l'ammoniac avec des badges ALPHA (développés par le CEH d'Edinburgh) (Loubet *et al.*, 2013). Cette approche, développée par l'INRA EGC Grignon en lien avec l'UNIFA, répondait aux contraintes d'application.

Spécifications du matériel

Matériel nécessaire par site d'essai :

- 3 mâts télescopiques en aluminium de 3 m (accompagnés de leur pied de fixation)
- 3 soucoupes VELCRO support de badges ALPHA (1 par mat)
- 63 badges ALPHA préparés
- Sacs zippables (type sac à congélation)
- un anémomètre 2D Windsonic de Gill (marque Campbell) muni de sa centrale d'acquisition et d'un panneau solaire d'alimentation

Matériel nécessaire par sous unités expérimentales :

- 1 piquet « Saint-Rambert »
- 2 soucoupes VELCRO avec équerres de fixation
- 24 badges ALPHA préparés
- Sacs zippables (type sac à congélation)

Protocole

Caractéristiques des sites d'expérimentations

Quatre sites d'essais travaillant avec des effluents d'élevage ont été retenus comme support du réseau d'acquisition de référence au cours des printemps 2011 et 2012 (Figure C13.1). Les caractéristiques de sol ont été analysées. Les modalités étudiées sur chacun d'eux sont détaillées dans le Tableau C13.1. Les dispositifs étaient constitués de parcelles élémentaires de 400 m² minimum, répétées deux fois selon un plan d'expérience en blocs randomisés. Les données météorologiques étaient acquises sur les sites d'essais pour les données de vent (acquisition de la direction et de la vitesse semi-horaires par un poste CAMPBELL® CR800 – Gill WindSonic), et sur la station météorologique la plus proche du réseau METEO-France ou privée pour les autres données (relevés horaires des températures, pluie, rayonnement global et humidité de l'air). Chaque modalité a fait l'objet d'un suivi des émissions d'ammoniac au cours du temps à la suite des épandages. De plus, les stocks d'azote minéral du sol et la quantité d'azote contenue dans les parties aériennes des végétaux ont été mesurés en début et fin d'expérimentations pour chacune des modalités (données non présentées).

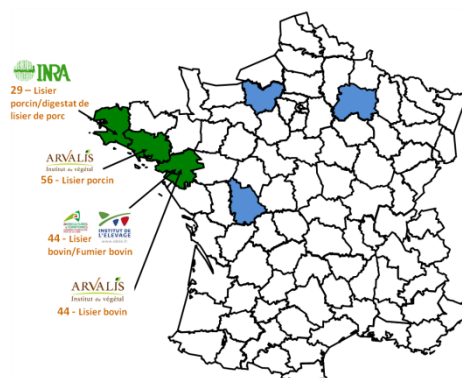


Figure C13.1. Carte des différents sites impliqués dans le cadre du projet Volat'NH3. Source: adapté de Arvalis

En vert les sites ayant travaillé avec des produits organiques ; en bleu les sites ayant travaillé avec des produits minéraux.

Tableau C13.1. Modalités d'épandage de produits résiduaux organiques étudiées

Site		Modalité	Outils d'application*	Caractéristiques du produit organique			
Année	Lieu-organisme			Ntotal apporté kg N.ha ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ apporté kgN.ha ⁻¹	MS %pb	pH
2011	La Jaillière (44) – ARVALIS	LBS	BP	114	39	5,8	7,5
		LBE	BP+ODi (10)				
	Derval (44) – IDELE/CA44	LBS	P	136	61	6,4	7,3
		LBE	P+ODe (8)				
	Bignan (56) – ARVALIS	LPS	P	148	71	6,7	7,9
		LPE	P+ODi [8]				
Trévarez (29) – INRA-SAS	LPS	P	151	106	4,5		
	DLPS	P	171	123	4,4		
2012	La Jaillière (44) – ARVALIS	LBS	BP	75	27	5,6	8,5
		LBE	BP+ODi (10)				

Site		Modalité	Outils d'application*	Caractéristiques du produit organique			
Année	Lieu-organisme			Ntotal apporté <i>kg N.ha⁻¹</i>	N-NH ₄ ⁺ apporté <i>kgN.ha⁻¹</i>	MS %pb	pH
	Derval (44) – IDELE/CA44	FBS	TE	116	26	27,9	
		FBE	TE+ODe (8)	99	22		
	Bignan (56) – ARVALIS	LPS	P	150	76	6,0	8,1
		LPE	P+OD (8)				

*Si enfouissement, celui-ci est effectué dans l'heure qui suit l'épandage. () = profondeur d'enfouissement en cm. LBS: Lisier de Bovin épandu en Surface ; LBE: Lisier de Bovin Enfoui ; LPS: Lisier de Porc épandu en surface ; LPE: Lisier de Porc Enfoui ; DLPS: Digestat de Lisier de Porc épandu en Surface ; FBS: Fumier de Bovin épandu en Surface ; FBE: Fumier de Bovin Enfoui ; BP: Buse Palette ; P: Pendillard ; ODi: Outil à Disque ; Ode: Outil à Dent ; TE: Table d'Épandage. MS %pb: Matière sèche en pourcentage de poids brut.

Protocole de suivi des émissions d'ammoniac au champ

Principe général

Le principe général du suivi repose sur l'utilisation de pièges à ammoniac dit badges ALPHA (pour Adapted Low-cost Passive High Absorption conçu par le CEH d'Edimbourg - Sutton et al. 2001), constitués d'une capsule en plastique équipée d'un filtre en cellulose enduit d'acide citrique captant l'ammoniac, positionné à une distance précise d'une membrane en Téflon perméable aux gaz. Les pièges sont posés et relevés selon 6 périodes d'exposition (X=date et heure d'épandage): D1 = X+quelques heures ; D2 = X+1 jour ; D3 = X+2 jours ; D4 = X+3 jours ; D5=X+6 jours ; D6=X+15 à 20 jours. Les pièges sont disposés à 3 hauteurs : 30 cm et 1 m de la surface émettrice (sol ou sommet de la végétation – Figure C13.2) pour chacune des modalités testées, et à 3 m sur 3 mâts disposés autour du lieu d'essai afin de mesurer le « bruit de fond » du site (concentration en ammoniac de l'air ambiant). Une fois les pièges relevés et conditionnés, les quantités d'ammoniac captées sont extraites au laboratoire. La concentration en azote ammoniacal de l'air au niveau des pièges pour chacune des périodes d'exposition est obtenue avec la formule suivante :

$$NH_3 = \frac{N-NH_3}{q \times t} \text{ (éq. C13.2)}$$

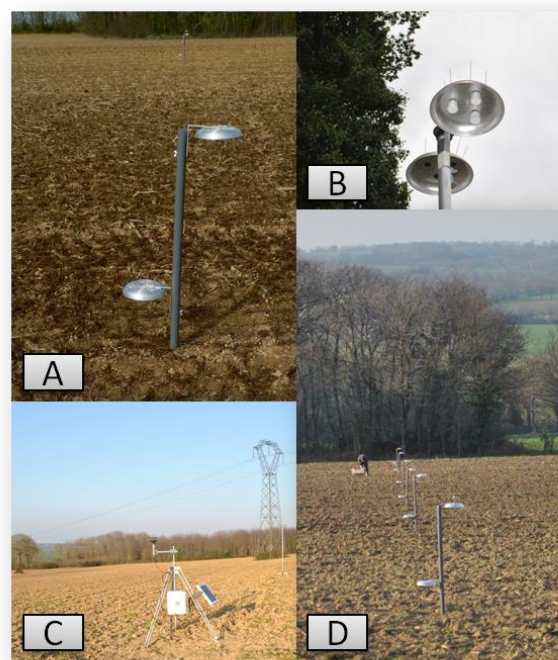


Figure C13.2. Illustration du dispositif dans une parcelle (crédits photo A. Charpiot)

A: poteau St Rambert ; B: mât de bruit de fond ; C: station Campbell et wind sonic ; D: poteaux St Rambert dans les différentes sous unités expérimentales

Avec C_{NH_3} la concentration en azote ammoniacal de l'air au niveau du piège pendant la période d'exposition ($\mu\text{g N-NH}_3 \text{ m}^{-3}$); $N\text{-NH}_3$ la quantité d'azote ammoniacal capté par le piège ($\mu\text{g N-NH}_3$); t la durée d'exposition (h); q la constante débitométrique du piège à ammoniac ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$).

Protocole d'installation relatif aux badges ALPHA

Afin de déterminer le bruit de fond, il est nécessaire de positionner trois mâts « bruit de fond » en bordure de parcelle. Leur position est définie par rapport à la direction et au sens du vent dominant connus a priori dans la région. Trois badges sont fixés sur une soucoupe attachée à chaque mât télescopique de 3 m. Les badges sont relevés à la fin de chaque période d'exposition et remplacés pour la période d'exposition suivante. L'environnement de la parcelle ne doit pas être soumis à une contamination ponctuelle par de l'ammoniac (bâtiment d'élevage, stockage d'effluents...). La parcelle choisie ne doit donc pas être à proximité immédiate de telles sources. La distance approximative de la parcelle à d'éventuelles sources doit être relevée.

Pour chaque parcelle élémentaire, un piquet « Saint-Rambert » est implanté au centre de la parcelle élémentaire. 4 badges ALPHA attachés avec du Velcro sur 2 soucoupes (2 badges par soucoupe soit 4 badges au total) sont fixés à deux hauteurs précisément déterminées au-dessus du sol et de la végétation (Figure C13.2). La 1^{ère} soucoupe doit être fixée à la hauteur maximale du piquet « Saint-Rambert ». La 2^{ème} soucoupe est fixée pour maintenir une hauteur d'environ 30 cm par rapport au sol (pour les essais en sol nu) ou au sommet de la végétation. La végétation croissant, il est important de mesurer à chaque mise en place de nouveaux badges les hauteurs exactes séparant le sommet de la végétation des 2 soucoupes et de déplacer la soucoupe intermédiaire pour maintenir sa hauteur de 30 cm. Les badges sont relevés à la fin de chaque période d'exposition et remplacés pour la période d'exposition suivante.

Autres suivis à réaliser pour le traitement des données

En parallèle des suivis réalisés avec les badges ALPHA, il est également nécessaire de récupérer des informations sur la parcelle:

- Les coordonnées (°/latitude et °/longitude)
- Une carte du lieu (portail IGN)
- La direction du Nord
- La position des badges
- La direction des vents dominants
- L'échelle du plan

Il est aussi important de décrire précisément l'environnement immédiat, tel que :

- La description des alentours (jusqu'à 500 m autour) : bâtiments, arbres, haies, etc.
- La position des mâts de concentration de fond
- Le nom de la station météorologique la plus proche

Ces informations sont utiles dans le traitement des données et l'interprétation des résultats.

Afin d'interpréter les émissions mesurées et de les replacer dans un contexte plus global (voire de les rendre disponibles dans des bases de données nationales et internationales), il peut être avantageux de mesurer certaines variables du sol et du lisier avant et après

l'épandage (ex : humidité du sol, pH, CEC, teneur en carbone organique, azote ammoniacal) ainsi que les pratiques de gestion (ex : travail du sol, gestion des résidus de cultures).

Modélisation des flux d'ammoniac

Deux familles de modèles sont utilisées pour reconstituer les flux d'azote ammoniacal à partir des chroniques de concentrations obtenues par le suivi au champ. Les méthodes par gradients (Flechar and Fowler, 1998; Sutton *et al.*, 2000) se basent sur la différence de concentration entre les capteurs placés à différentes hauteurs de mesures, sur le différentiel entre ces hauteurs et sur un certain nombre de paramètres bioclimatiques. La 2^{ème} famille de méthodes consiste à utiliser le modèle de diffusion FIDES (Loubet *et al.*, 2001 et 2010) en l'inversant. Ce type de modèle permet de déterminer la concentration en ammoniac en un point donné de l'espace à partir de la connaissance de la source d'ammoniac du site. En l'inversant, on peut reconstituer la source à partir d'une série de concentrations en ammoniac mesurées. Les deux types de méthodes ont été validés sur de grandes unités expérimentales. L'enjeu méthodologique de l'étude est donc de déterminer si elles sont utilisables simultanément sur plusieurs unités expérimentales plus restreintes et groupées, telles celles mises en place dans notre réseau expérimental. Seuls les résultats issus d'un modèle de gradients seront présentés dans cette communication, sachant que les comparaisons de modèles déjà réalisées indiquent une bonne convergence des résultats obtenus par les deux approches.

Résultats

Éléments de validation méthodologique

Plusieurs éléments nous permettent une 1^{ère} validation de la méthode employée :

- Concernant le suivi des cinétiques d'évolution de la concentration en ammoniac de l'air (préalable au calcul de flux) à l'aide de capteurs passifs sur de petites unités expérimentales (400 m²) : 1) les mesures réalisées sur les témoins sans apport et sur les mâts de bruits de fond ne présentent généralement pas ou peu de phénomènes de contamination par les sources d'ammoniac voisines que constituent les apports de fertilisants azotés, 2) le suivi est suffisamment précis et répétable pour permettre la comparaison de traitements expérimentaux générateurs de flux importants (certains produits résiduaux organiques par exemple) et aussi pour permettre la discrimination de flux de plus faibles ampleurs (générés par certains engrais minéraux par exemple).
- Concernant la modélisation des flux d'azote ammoniacal émis : bien que des ajustements restent encore à réaliser, les 1^{ers} modèles de calculs de flux utilisés permettent d'interpréter de façon pertinente les suivis en termes de pertes d'azote ammoniacal dans l'air. Les résultats obtenus sont cohérents avec la bibliographie internationale disponible.

Épandages de produits résiduaux organiques

Les flux d'azote ammoniacal cumulés sur toutes les périodes d'exposition sont présentés dans l'article de Cohan *et al.* (2013) et rappelés dans le Tableau C.13.2. Par rapport aux quantités d'azote ammoniacal apporté, les émissions de produits non enfouis s'échelonnent de 29% à 76% pour les lisiers de bovins et de 11% à 70 % pour les lisiers de porcins. L'enfouissement permet à chaque fois de diminuer fortement les émissions voire même de

les rendre non significatives dans certains cas. L'étude des dynamiques d'émissions (Figure C13.3) indique que l'essentiel du phénomène de volatilisation se produit dans une période allant de quelques heures à une journée suivant l'épandage. L'ensemble de ces résultats est cohérent avec les données bibliographiques disponibles, que ce soit en termes de gammes d'émissions ou d'efficacité de l'enfouissement (Sommer et Hutchings 2001).

Tableau C13.2. Pertes d'azote ammoniacal par volatilisation suite à l'épandage de produits résiduaux organiques, cumulées sur toute la durée d'expérimentation. Modèle de calcul de flux = « Gradients V2.2 ».

Site	Modalité	N-Total épandu (kgN.ha ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ épandu (kgN.ha ⁻¹)	Flux N-NH ₃ (kgN.ha ⁻¹)	Flux N-NH ₃ (% N-Total)	Flux N-NH ₃ (% N-NH ₄ ⁺)
Lisier de bovin						
2011/La Jaillière (44) – ARVALIS	LBS	114	39	11 b	10%	29%
	LBE	114	39	1 a	1%	2%
2011/Derval (44) – IDELE/CA44	LBS	136	61	24 b	18%	40%
	LBE	136	61	9 ab	7%	15%
2012/La Jaillière (44) – ARVALIS	LBS	75	27	21 b	28%	76%
	LBE	75	27	<1 a	<1 %	<1%
Moyenne ± écart-type	LBS				18% ± 9%	48% ± 25%
	LBE				3% ± 4%	6% ± 8%
Lisier de porc						
2011/Bignan (56) – ARVALIS	LPS	148	71	50 b	33%	70%
	LPE	148	71	8 a	5%	11%
2011/Trévarez (29) – INRA SAS	LPS	151	106	12 a	8%	11%
	DLPS	171	123	28 a	16%	22%
2012/Bignan (56) – ARVALIS	LPS	150	76	43 b	29%	56%
	LPE	150	76	9 a	6%	11%
Moyenne ± écart-type	LPS				23%± 14%	46%± 31%
	LPE				6%± <1%	11%± <1%
Fumier de bovin						
2012/Derval (44) – IDELE/CA44-B1	FBS	102	23	3	3%	15%
	FBE	68	15	-1	-1%	-6%
2012/Derval (44) – IDELE/CA44-B2	FBS	130	29	7	5%	24%
	FBE	130	29	3	3%	11%
Moyenne ± écart-type	FBS				4%± 1%	20%± 6%
	FBE				1%± 3%	3%± 12%

a, b, ab = groupes homogènes de modalités d'un test de Tukey à 5% (analyse de variance intra-essai). LBS: Lisier de Bovin épandu en Surface ; LBE: Lisier de Bovin Enfoui ; LPS: Lisier de Porc épandu en surface ; LPE: Lisier de Porc Enfoui ; DLPS: Digestat de Lisier de Porc épandu en Surface ; FBS: Fumier de Bovin épandu en Surface ; FBE: Fumier de Bovin Enfoui.

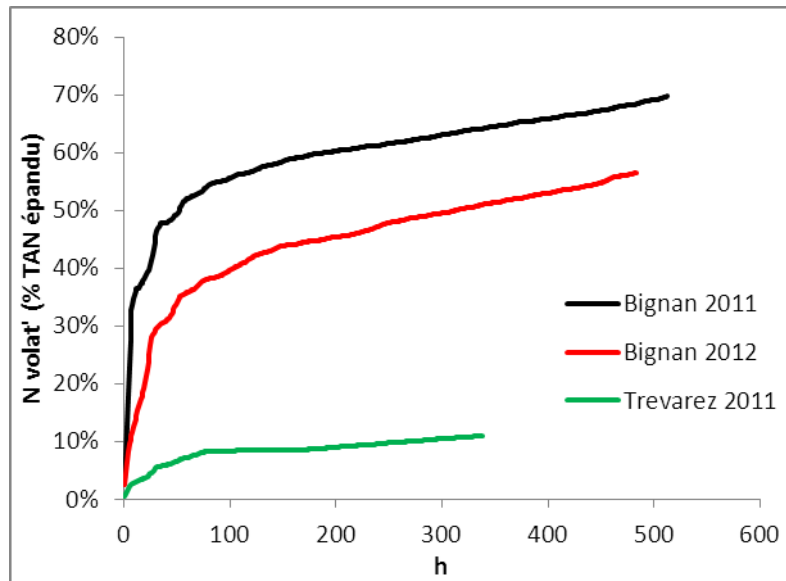


Figure C13.3. Exemple de dynamiques d'émissions d'azote par volatilisation ammoniacale élaborées pour des lisiers de porc épandus en surface au printemps

Les données sont issues des expérimentations menées par ARVALIS et l'INRA-SAS dans le cadre du projet CASDAR VOLAT'NH3. TAN = Total Applied Nitrogen. Modèle de calcul de flux = « Gradients V2.2 »

Discussion

Considérant ces premiers résultats, la méthode des badges ALPHA a permis de répondre aux objectifs fixés au départ. Cette méthode a permis de réaliser un suivi assez simple au champ des émissions d'ammoniac sur des parcelles élémentaires avec un plan d'expérience factoriel en bloc (pas de contamination des témoins sans apports et des mâts de bruit de fond). Les résultats obtenus montrent en particulier que les répétitions par blocs permettent de valider les différences entre traitements. Par ailleurs, les gammes de résultats obtenus sont en cohérence avec ceux de la bibliographie. L'étude des facteurs déterminant les émissions suite aux modalités d'épandage testées (caractéristiques des produits, conditions agroclimatiques...) va se poursuivre notamment via l'ajustement des dynamiques d'émissions selon des formalismes couramment employés dans la bibliographie (de type Michaelis-Menten pour les produits résiduels organiques).

Conclusion

La méthode employée présente de nombreux atouts. Elle est simple à mettre en œuvre et donc facile à reproduire et à déployer sur plusieurs sites. Elle permet la comparaison de différents produits et traitements sur une longue durée, relativement à bas coûts. Néanmoins, il manque un travail de comparaison avec des méthodes de références sur des parcelles de petites tailles (400 m²). La prise en main et l'utilisation des modèles pour le passage des concentrations aux émissions nécessite une expertise

Références

Cohan et al., 2013. Quantification des émissions d'ammoniac suite à l'épandage de produits résiduels organiques et d'engrais minéraux au champ – 1ère synthèse des résultats acquis dans le cadre du projet CASDAR VOLAT'NH3, 11èmes Rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse – novembre 2013

- Flechard, C.R. et Fowler, D., 1998. Atmospheric ammonia at a moorland site. II: Long-term surface-atmosphere micrometeorological flux measurements. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 124, 759-791.
- Loubet, B., Générumont, S., Ferrara, R., Bedos, C., Decuq, C., Personne, E., Fanucci, O., Durand, B., Rana, G., Cellier, P., 2010. An inverse model to estimate ammonia emissions from fields. *European Journal of Soil Science*, 61: 793-805.
- Loubet B., Générumont S., Personne E., Massad R.S., 2011. Can we estimate ammonia emissions by inverse modelling with time averaged concentrations? Nitrogen and Global Change. Key findings and future challenges” Conference, Edinburgh, 11-14 April 2011.
- Loubet et al., 2012 A new method for estimating ammonia volatilization from slurry in small fields using diffusion samplers. International symposium on Emission of gas and dust from Livestock, Saint Malo – June 2012, Proceedings 1, 325-328.
- Sommer S.G., Hutchings N.J., 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. *European Journal of Agronomy*, 15, 1-15.
- Sutton, M.A., Tang, Y.S., Miners, B., Fowler, D., 2001. A new diffusion denuder system for long-term regional monitoring of atmospheric ammonia and ammonium. *Water Air and Soil Pollution: Focus*(1): 145-156.

Conclusions et perspectives

L'amélioration de la qualité de l'air et la réduction des émissions de gaz à effet de serre sont des préoccupations environnementales de plus en plus prégnantes pour l'action publique et les professionnels des secteurs concernés. Les activités d'élevages contribuent de manière conséquente aux émissions de polluants atmosphériques avec plus de 70% des émissions nationales d'ammoniac (NH_3) et 75% des émissions de méthane (CH_4). Plusieurs textes réglementaires et accords internationaux visent à réduire ces émissions au titre de la qualité de l'air et de la préservation des milieux, et les contraintes pour l'agriculture pourraient se renforcer dans les années qui viennent¹⁷. Dans certains cas, comme celui de l'ammoniac, la maîtrise des émissions peut aussi s'accompagner d'une amélioration conjointe de l'efficacité de l'utilisation des intrants dans le processus de production (ex : apports protéiques), d'une meilleure valorisation des effluents issus de l'activité (ex : fertilisation organique), et/ou s'accompagner d'une réduction des nuisances olfactives (ex : enfouissement des effluents, couverture de fosse, lavage d'air).

En France, la mesure de ces émissions dans un objectif autre que scientifique est en cours de développement. Il existe ainsi très peu de données d'émissions permettant de caractériser la diversité des élevages (ex : type de production, type de bâtiments, pratiques, contexte pédoclimatique) et donc de la prendre en compte dans les outils d'évaluation des politiques publiques (ex : inventaires d'émissions). Ce manque de références limite l'intégration de cet enjeu environnemental dans la prise de décision des éleveurs et la transcription de l'impact des évolutions des systèmes de production dans les inventaires. Il peut s'expliquer par le manque d'attention portée jusqu'alors à cette thématique, par la diversité des élevages en France et par le caractère diffus des émissions du secteur agricole. Au sein d'une exploitation, il s'agit de mesurer des émissions au bâtiment comme à l'épandage ou au stockage sans qu'aucune source ne puisse être négligée, d'autant plus qu'une réduction des émissions à un poste peut avoir des répercussions à un autre (ex : transfert de l'azote ammoniacal facilement volatilisable du bâtiment au stockage et à l'épandage). Cette pluralité des sources est aujourd'hui associée à une pluralité de méthodes de mesures. Celles-ci sont pour la plupart expérimentales, difficiles à mettre en œuvre en routine, et avec une applicabilité et une fiabilité qui doivent être testées en vue d'une mise en œuvre dans des élevages commerciaux. De plus, le manque de protocoles standardisés rend difficile la diffusion des méthodes vers les acteurs de la profession.

Néanmoins, on peut noter que :

- des méthodes existent pour chaque poste d'émission et pour différents objectifs (ex : mesure directe d'émission, comparaison de pratiques ou de produits organiques, caractérisation de l'efficacité d'un procédé), comme l'illustre le panel des méthodes et des études de cas présentées dans cet ouvrage. Les méthodes au laboratoire permettent de comparer différents effluents ou fertilisants mais sont difficilement extrapolables au terrain, même si des efforts sont menés en ce sens. Certaines

¹⁷ Le document BREF IRPP fixant les meilleures techniques disponibles (MTD) applicables au titre de la directive IED est en cours de révision et des valeurs limite d'émission (VLE) et des méthodes de mesure pourraient être associées aux MTD. Les plafonds d'émission par états membres fixés dans le cadre de la directive NEC sont en cours de révision. Un objectif de réduction important à l'horizon 2030 est envisagé par la commission européenne pour l'ammoniac ainsi que l'intégration d'un plafond pour le méthane.

méthodes applicables aux échelles de pilotes et industrielles sont relativement simples à mettre en œuvre et permettent d'obtenir des ordres de grandeurs des flux gazeux (ex : bilan de masse, bilan thermique ou CO₂ au bâtiment associé à des mesures de concentrations), d'autres sont plus lourdes en termes d'instrumentation, de temps de manipulation et de compétences mais permettent d'avoir des résultats généralement plus précis et à une résolution temporelle plus fine, si le choix de la méthode est adapté aux objectifs.

- les différentes méthodes de mesures d'émissions sont couplées à des technologies d'analyse des concentrations qui ne cessent de progresser (ex : temps de réponse, sélectivité des analyses de gaz, mesure de plusieurs gaz en parallèle) et dont les coûts deviennent plus abordables (ex : spectrométrie laser).
- des méthodes simplifiées de mesures d'émissions sont développées ou en voie de développement, notamment pour les bâtiments d'élevage porcin et avicole (Fiche 22 ; études de cas 7 et 8), au stockage (études de cas 10 et 11) et à la parcelle (Fiches 29 et 30 ; étude de cas 13). L'objectif de ces méthodes est de permettre la démocratisation de la mesure des émissions au sein des élevages tout en gardant une incertitude suffisamment réduite pour discriminer différents systèmes de production et différentes pratiques. Par exemple, les méthodes développées au bâtiment d'élevage par l'INRA et les instituts techniques visent une incertitude inférieure à 30% sur les différents flux mesurés : GES, H₂O et NH₃. Cette incertitude reste à être mieux évaluée et à minimiser.

Le développement des méthodes de mesures et sa coordination sont maintenant initiés et vont se poursuivre, notamment en réponse aux évolutions réglementaires. Dans cette dynamique, plusieurs actions sont en cours et méritent d'être appuyées :

- l'inter comparaison des méthodes et des protocoles. En particulier, une meilleure évaluation des incertitudes permettra d'améliorer la comparaison des mesures d'émissions au sein d'un poste et entre postes d'émissions.
- la production et la capitalisation de protocoles standards, ayant fait l'objet d'un consensus et adaptables aux différents contextes (ex : type de production, bâtiments, infrastructure de stockage) et objectifs de mesure (réglementaire, technique ou scientifique). A terme, certains pourront faire l'objet d'une normalisation. Dans le même ordre d'idée, il est important que les publications et base de données recensant des valeurs d'émissions présentent davantage les informations sur les protocoles et conditions de mesures afin d'améliorer l'interprétation des résultats et, notamment, leur traduction en facteurs d'émissions. Si un protocole standard existe, il s'agirait d'y faire référence.
- la mise en place de réseaux de mesures dans des « élevages types » sur la base des protocoles standards et de l'inter-calibration des instruments de mesure. Rendre systématique des mesures standards pour le calcul d'émissions (concentration, bilan de masse, température, hygrométrie) dans des réseaux expérimentaux existants pourrait aussi aller dans ce sens.

Dans ce paysage métrologique, le RMT Elevage et Environnement a une action motrice déterminante au niveau du secteur élevage.

L'action du RMT Elevage et Environnement

En France, le RMT Elevage et Environnement constitue un lieu d'échange et de partenariat entre acteurs scientifiques et techniques sur la mesure des émissions gazeuses. Il est associé à plusieurs initiatives allant dans le sens d'une meilleure coordination de la mesure des émissions gazeuses et du transfert de connaissance vers les professionnels:

- un réseau (ANGAEL – Analyse de gaz en élevage) de développeurs et d'utilisateurs des méthodes de mesures a été créé, formalisant les échanges sur les différentes méthodes utilisées par les membres du réseau et des partenaires extérieurs. Le présent ouvrage est un des livrables de ce réseau. Ses objectifs sont d'arriver à un consensus sur les protocoles en vue de leur standardisation et de porter les méthodes développées en France au niveau international.
- un banc d'inter-calibration pour les analyseurs de concentration par spectrométrie infrarouge a été mis en place en 2013 à l'INRA. D'autre part, une plateforme expérimentale de mesures des échanges de gaz et d'énergie (MEGEVE) sera bientôt opérationnelle.
- des protocoles ont déjà été produits pour des méthodes de mesure des émissions gazeuses au bâtiment d'élevage et au stockage des effluents (Ademe, 2011). Ils sont disponibles sur le site internet https://www6.inra.fr/animal_emissions (consulté le 07/08/2014).
- une base de données des facteurs d'émissions en élevage (ELFE) regroupant des données d'émissions nationales et de la littérature internationale. Cette base de données a vocation à nourrir les inventaires nationaux d'émissions et les références techniques.

Glossaire

CEC	Capacité d'échange cationique
CFC	Chlorofluorocarbure
CH ₄	Méthane. Le méthane fait partie de la famille des composés organiques volatils.
CO	Monoxyde de carbone
CO ₂	Dioxyde de carbone
COVnm	Composé Organique Volatil non méthanique. Ces composés se volatilisent facilement à température et pression ambiantes.
GES	Gaz à effet de serre. Les principaux GES émis par les élevages sont le méthane (CH ₄) et le protoxyde d'azote (N ₂ O)
HCFC	Hydrochlorofluorocarbure
N ₂	Diazote
N ₂ O	Protoxyde d'azote
NH ₃	Ammoniac
NH ₄ ⁺	(Ion) ammonium
NO ₂ ⁻	(Ion) nitrite
NO ₃ ⁻	(Ion) nitrate
N _{org}	Azote organique
NO _x	Monoxyde (NO), dioxyde d'azote (NO ₂), ...
O ₃	Ozone
Particules fines ou Aérosols	Particules solides ou liquides en suspension dans l'atmosphère. Elles peuvent être directement rejetées dans l'air ou issue de réactions chimiques dans l'atmosphère. Dans le premier cas, on parle de particules primaires et dans le second de particules secondaires. Les particules ayant un diamètre aérodynamique inférieur à 10 micromètres sont appelées PM ₁₀ et celles inférieures à 2,5 µm, PM _{2,5} . Ce sont les PM ₁₀ et PM _{2,5} qui font l'objet des réglementations relatives à l'amélioration de la qualité de l'air.
SF ₆	Hexafluorure de soufre. Gaz utilisé comme traceur dans plusieurs méthodes de mesure des émissions gazeuses.
ADEME	Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AFNOR	Association Française de NORmalisation. Créée en 1929, l'Association française de normalisation est l'organisation officielle en charge des normes en France. Depuis 2004 et sa fusion avec l'Agence française pour l'amélioration et le management de la qualité (AFAQ), elle est rattachée au groupe AFNOR qui agit dans les domaines de la normalisation, la certification, l'édition spécialisée et la formation.
Arvalis – Institut du végétal	Organisme de recherche appliquée au service de systèmes de production en grandes cultures (blé, maïs, pomme de terre, lin ...).
Chambred'agriculture	Réseau de conseillers agricoles présents sur tout le territoire et couvrant toutes les filières agricoles.
CIGR	Commission Internationale du Génie Rural. Association internationale fondée en 1930 dont l'objet est de développer et formaliser les échanges techniques et scientifiques dans le domaine des productions agricoles.
Citepa	Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique. Le Citepa est notamment chargé par le Ministère de l'Ecologie de la réalisation des inventaires nationaux d'émissions de polluants atmosphériques.
CORPEN	Comité d'Orientation pour des Pratiques Agricoles Respectueuses de l'Environnement. Ce comité élaborait et diffusait des recommandations contribuant à la réduction des pollutions et permettant une meilleure prise en compte des enjeux environnementaux par l'agriculture. Depuis 2011, le Comité

	NPC a pris la suite du Corpen.
EFDB	Emission factor database
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
Idele – Institut de l'élevage	Institut de l'élevage spécialisé dans la recherche appliquée et le développement au service des filières herbivores: bovins, ovins, caprins, équins.
Ifip-Institut du Porc	Organisme de recherche appliquée au service de la filière porcine
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
IRDA	Institut de Recherche et de Développement en Agro-environnement Québec – Canada)
IRSTEA	Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture
ITAVI	Institut Technique de l'AViculture spécialisé dans le développement et la recherche appliquée avicole, cunicole, palmipède gras et gibier.
LNE	Laboratoire National de métrologie et d'Essai.
OMS	Organisation mondiale de la santé
PCET	Plan climat énergie territorial
PPA	Plan de protection de l'atmosphère
RMT Elevage et Environnement	Réseau Mixte Technologique financé par le ministère en charge de l'agriculture et regroupant une dizaine d'acteurs scientifiques et techniques de l'élevage en France. Le réseau a pour objectif de proposer et de transférer des outils pour le pilotage des systèmes de productions animales en vue de l'amélioration de leur bilan environnemental. Les émissions gazeuses ont été identifiées comme un enjeu à part entière.
SRCEA	Schéma régional climat air énergie
UNIFA	Union nationale des industries de la fertilisation
GUM	Guide pour l'expression de l'incertitude de mesure (NF ENV 13005 : 1999). Document produit par le bureau international des poids et des mesures (BIPM).
VIM	Vocabulaire International de la Métrologie. Document publié par le bureau international des poids et des mesures (BIPM).
Acidification	Pertes de nutriments basiques (ex : calcium, magnésium, potassium) dans le sol par lixiviation, remplacés par des éléments acides. L'acidification agit sur la fertilité des écosystèmes et leur biodiversité. Les dépôts atmosphériques de certains polluants (ex : NH ₃) accroissent le taux d'acidification.
Bâtiment d'élevage à ventilation dynamique	Bâtiment d'élevage, dont la ventilation se fait activement via des ventilateurs mécaniques qui contrôlent la température à l'intérieur du bâtiment autour d'une température de consigne. Ce type de bâtiment est généralement conçu pour l'élevage de porcs, de volailles et de veaux.
Bâtiment d'élevage à ventilation naturelle	Bâtiment d'élevage, dont la ventilation se fait passivement via des ouvertures dans les murs et le toit. Ce type de bâtiment est généralement conçu pour l'élevage bovin et de volailles.
Bilan de masse	Bilan de matière entre les sorties et les entrées d'un système. Appliqué en élevage sur certains éléments (ex : N,P,K), il peut être utilisé pour valider les ordres de grandeurs obtenus par des méthodes de mesure des émissions gazeuses (ex : bilan N pour les émissions azotées) ou faire partie intégrante de la méthode (ex : Fiche 21 et Fiche 22).
Bolus	Tube à perméation injecté dans le rumen d'un ruminant et libérant à une vitesse de diffusion constante et connue un gaz traceur.
Couche limite atmosphérique	Partie de l'atmosphère directement influencée par la surface terrestre avec des constantes de temps courtes : de l'ordre de la journée au maximum. Généralement, elle varie de 1 à 2km en journée et de 100 à 300m au cours de nuit.
Couche de surface atmosphérique	Zone près du sol où les flux de quantité de mouvement, de chaleur sensible et latente sont conservatifs et égaux à ceux existant à la surface. Elle représente environ 1/10 ^{ème} de la couche limite atmosphérique. Il est possible de distinguer

	une sous-couche de rugosité, caractérisée par une forte turbulence et dont l'épaisseur varie avec la rugosité de la surface (ex : hauteur du couvert).
Dépôts atmosphériques	Dépôts de matériau initialement en suspension dans l'atmosphère. Les dépôts humides sont associés aux précipitations, les dépôts secs se font par contact avec la surface terrestre.
Dénitrification	Processus microbien à l'origine de la production de N ₂ et de N ₂ O à partir de nitrate (NO ₃ ⁻). Le N ₂ O est un intermédiaire de réaction.
Effet d'oasis	Biais observé pour certaines méthodes de mesures d'émission à la parcelle (ex : Fiche 26). L'effet d'oasis est lié à l'environnement de la parcelle étudiée. Une même parcelle donnera des émissions différentes, si elle est dans un environnement peu ou fortement émetteur, en raison des différences de concentrations entre l'atmosphère et le sol. Plus la surface de la source étudiée est importante, plus cet effet est faible.
Eutrophisation	Enrichissement de la charge des écosystèmes en nutriments, principalement en composés azotés et en phosphore. L'eutrophisation a des effets nuisibles sur la biodiversité et la qualité de l'eau.
Gaz étalon	Gaz ou mélange de gaz de concentration(s) connue(s). Il peut être certifié.
Gaz traceur	Gaz peu ou pas réactif utilisé pour le traçage des flux d'air. Dans le cadre de cet ouvrage, c'est principalement le SF ₆ qui est utilisé.
Gradient	Mesure de la variation d'une grandeur (dans l'ouvrage la température ou la concentration)
Facteur d'émission	Un facteur d'émissions (FE) est un coefficient multiplicateur qui permet d'estimer la quantité de Gaz à Effet de Serre (GES) émise à partir d'une donnée d'activité.
Fumier	Effluent solide composés de fèces et d'urine excrétés dans les bâtiments d'élevage en mélange avec de la litière. Il existe une grande variété de fumier selon les élevages et les bâtiments.
Incertitude de mesure	Paramètre non négatif qui caractérise la dispersion des valeurs attribuées à un mesurande, à partir des informations utilisées qui pourraient être raisonnablement attribuées au mesurande.
Interférences	Biais de mesure rencontré dans l'analyse des concentrations en gaz, en particulier par spectrométrie par absorption (ex : laser, infrarouge, DOAS). Ce biais est lié à la détection de molécules non recherchées ciblées dans la bande d'absorption du gaz étudié.
Limite de détection	La limite de détection d'une méthode est la plus basse concentration pour un composé qui produit un signal détectable avec une fiabilité définie et statistiquement différent de celui produit par un « blanc » dans les mêmes conditions.
Lisier	Effluent liquide composés de fèces et d'urine excrétés dans les bâtiments d'élevage, souvent en mélange avec de la litière et de l'eau. Sa teneur massique en matière sèche est de l'ordre de 1 à 10%.
Meilleures techniques disponibles (MTD)	Stade de développement le plus efficace et avancé des activités et de leurs modes d'exploitation démontrant l'aptitude pratique de techniques particulières à constituer, en principe, la base des valeurs limites d'émissions (VLE). Pour les élevages porcins et avicoles européens soumis à la directive IED, les MTD sont décrites dans le document de référence BREF IRPP disponible sur le site de la Commission Européenne.
Mesurage	Processus consistant à obtenir expérimentalement une ou plusieurs valeurs que l'on peut raisonnablement attribuer à une grandeur
Mesurande	Grandeur que l'on veut mesurer
Méthode de mesure	Description générique de l'organisation logique des opérations mises en œuvre dans un mesurage
Méthodes micro-météorologiques	Méthodes de mesures des émissions d'une surface basées sur la mesure des concentrations des gaz d'intérêt dans l'air associés à des mesures, à une échelle fine (temporellement et spatialement), de paramètres météorologiques (ex : température, vent). On peut les classer en trois groupes : celles basées sur le principe du bilan de masse (Fiche 26 et Fiche 27), celles basées sur la mesure d'un gradient vertical de concentration (Fiche 28, Fiche 29 et Fiche

	30), et celles basées sur l'analyse de la turbulence au-dessus de la surface considérée (Fiche 31 et Fiche 32). Les deux derniers groupes de méthodes font l'hypothèse d'une source homogène au niveau de la surface émettrice.
Méthode intrusive	Méthode de mesures d'émissions ayant un impact direct sur les facteurs influençant les émissions.
Modèle de dispersion	Modèle simulant la dispersion dans l'atmosphère des gaz émis par une source ou plusieurs sources. Certains modèles sont utilisés en mode inverse pour reconstituer l'intensité des sources d'émission d'une surface à partir des concentrations en gaz d'intérêt mesurées dans l'atmosphère (ex : Fiche 30).
Organisation de l'azote	Processus d'assimilation par les micro-organismes de l'azote minéral d'un substrat.
Nitrification	Processus microbien de conversion de l'ammonium (NH_4^+) en nitrate (NO_3^-). Le N_2O est un intermédiaire de réaction.
Pollution diffuse	Pollution de l'eau, de l'air ou des sols ne pouvant être attribuée à une seule source fixe (ex : émissions d'ammoniac au champ)
Précision ou fidélité de mesure	Etroitesse de l'accord entre les valeurs mesurées obtenues par des mesurages répétés du même objet ou d'objets similaires dans des conditions spécifiées.
PTFE	Polytetrafluoroéthylène. Matériau inerte souvent utilisé dans les circuits pneumatiques pour le prélèvement et le transfert d'échantillons gazeux.
Répétabilité de mesure	Etroitesse de l'accord entre les indications ou les valeurs mesurées obtenues par des mesurages répétés du même objet ou d'objets similaires dans des conditions spécifiées.
Reproductibilité de mesure	Fidélité de mesure dans un ensemble de conditions qui comprennent des lieux, des opérateurs et des systèmes de mesure différents, ainsi que des mesurages répétés sur le même objet ou des objets similaires.
Résultat de mesure	Ensemble de valeurs attribuées à un mesurande, complété par toute autre information pertinente disponible.
Résolution	Plus petite variation de la grandeur mesurée détectable.
Sélectivité	Propriété d'une méthode de mesure à fournir des valeurs mesurées pour un ou plusieurs mesurandes, telles que les valeurs de chaque mesurande sont indépendantes des autres mesurandes ou d'autres grandeurs dans l'échantillon analysé.
Sensibilité	Paramètre exprimant la variation du signal de sortie d'un appareil de mesure en fonction de la variation du signal d'entrée
Spectromètre	Appareil destiné à la mesure de la répartition d'un rayonnement complexe en fonction de la longueur d'onde ou de la fréquence s'il s'agit d'ondes, de la masse ou de l'énergie des particules individuelles s'il s'agit de particules. Dans le premier cas, les caractéristiques des molécules des gaz d'intérêt à absorber le rayonnement à des longueurs d'onde données permet d'en estimer les concentrations.
Stabilité atmosphérique	L'atmosphère est dite stable lorsque le gradient thermique vertical est inférieur au gradient adiabatique d'une masse d'air montante ; elle est dite instable dans le cas contraire, ou neutre lorsque les deux gradients sont équivalents. Une particule émise sera accélérée en condition instable et freinée en condition stable.
Stade physiologique	Stade de développement des animaux caractérisés par un fonctionnement physiologique et/ou des pratiques d'élevages spécifiques.
Stratégie de prélèvement	Ensemble de choix d'actions raisonnées pour le prélèvement et la conservation d'échantillon d'air.
Stratégie d'échantillonnage	Protocole définissant le nombre et la distribution des prélèvements d'échantillons dans l'espace et dans le temps. La stratégie d'échantillonnage est essentielle pour obtenir des mesures d'émissions représentatives du système que l'on cherche à caractériser.
Temps de réponse	Intervalle de temps compris entre le moment où un signal d'entrée subit un changement brusque spécifié et le moment où le signal de sortie atteint, dans des limites spécifiées, sa valeur finale en régime établi et s'y maintient (AFNOR, 1994).
Turbidité	Opacité causée dans un liquide par des matières en suspension.

Turbulence	En mécanique des fluides, la turbulence désigne l'état d'agitation et de désordre que l'on observe dans un écoulement quand son inertie dépasse un certain seuil, caractérisé par le nombre de Reynolds. La turbulence de l'écoulement se fait par des tourbillons qui ont des mouvements erratiques et imprévisibles. Dans l'atmosphère, le régime est la plupart du temps turbulent.
Volatilisation	Processus physico-chimique de passage d'une molécule en solution à l'état gazeux. C'est notamment le cas pour les émissions d'ammoniac (NH_3).

Principales notations mathématiques et unités

Symbole	Définition	Unités
$\alpha_{i,\lambda}$	Coefficient d'absorption du gaz i à la longueur d'onde lambda	$m^2 \cdot \mu g^{-1}$
A	Aire / Surface	m^2
C	Concentration massique	$\mu g \cdot m^{-3}$ ou $mg \cdot m^{-3}$ ou $g \cdot m^{-3}$
C_v	Concentration volumique	$ml \cdot m^{-3}$ ou $l \cdot m^{-3}$ ou ppm ou ppb
CO_{2x}	Production de CO_2 par le processus x (animaux, chauffage, ...)	$m^3 CO_2 h^{-1}$
D	Coefficient de diffusion	$m^2 \cdot s^{-1}$
D_t et K_x	Coefficient de diffusion turbulente	$m^2 \cdot s^{-1}$
ϵ_m	Coefficient d'extinction lié à la diffusion de Mie	
ϵ_r	Coefficient d'extinction lié à la diffusion de Rayleigh	
Eff	Efficacité de collecte	sans dimension
E	Enthalpie de l'air	J.kg d'air ⁻¹
F	Flux ou émission	$g \cdot s^{-1}$ ou $g \cdot h^{-1}$ ou $g \cdot jour^{-1}$ ou $kg \cdot jour^{-1}$
F_s	Flux ou émission par unité de surface	$g \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ ou $ng \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$
F_t	Flux ou émission par animal	$mg \cdot min^{-1} \cdot animal^{-1}$ ou $g \cdot jour^{-1} \cdot animal^{-1}$ ou $g \cdot an^{-1} \cdot animal^{-1}$
Hs	Humidité spécifique de l'air	kg d'eau.kg d'air sec ⁻¹
H_i	Bilan de chaleur par le processus i (chaleur sensible issue des animaux, ...)	$J \cdot s^{-1}$ ou $J \cdot h^{-1}$
I_λ	Intensité de rayonnement	$W \cdot sr^{-1}$
Λ	Longueur d'onde	nm à m
L	Longueur	cm ou m
Lat	Chaleur latente de vaporisation de l'eau	$2,45 \cdot 10^6 J \cdot kg^{-1}$
M	Masse	en μg ou mg ou g ou kg
M	Masse molaire	$g \cdot mol^{-1}$
N	Nombre de molécule par unité de volume	molécules. m^{-3}
N_i	Quantité d'azote contenu dans le compartiment i (ex : litière)	Kg
Q	Débit	$m^3 \cdot s^{-1}$ ou $m^3 \cdot h^{-1}$
Q	Quantité de chaleur	$J \cdot m^{-3}$
P	Densité de l'air	$kg \cdot m^{-3}$ ou $g \cdot m^{-3}$
P	Pression	Pa
Σ	Section efficace	$cm^2 \cdot molécule^{-1}$
S(λ)	Diffusion de Rayleigh du rayonnement solaire	$W \cdot sr^{-1}$
T	Temps	S
T	Température	°C ou K
U ou u	Vitesse du vent	$m \cdot s^{-1}$
u^*	Vitesse de frottement	$m \cdot s^{-1}$
V	Vitesse	$m \cdot s^{-1}$ ou $m \cdot h^{-1}$
V	Volume	m^3
W	Vitesse verticale du vent	$m \cdot s^{-1}$
Z	Hauteur	M

Contact

Coordinateur/Rédacteur	Organisme	Email
HASSOUNA Mélynda	INRA	<i>melynda.hassouna@rennes.inra.fr</i>
EGLIN Thomas	ADEME	<i>thomas.eglin@ademe.fr</i>

Rédacteur	Organisme	Email
CELLIER Pierre	INRA	<i>pierre.cellier@grignon.inra.fr</i>
COHAN Jean-Pierre	ARVALIS Institut du Végétal	<i>jp.cohan@arvalisinstitutduvegetal.fr</i>
COLOMB Vincent	ADEME	<i>vincent.colomb@ademe.fr</i>
DECUQ Céline	INRA	<i>celine.decuq@grignon.inra.fr</i>
DUBE Patrick	IRDA	<i>patrick.dube@irda.qc.ca</i>
EDOUARD Nadège	INRA	<i>nadege.edouard@rennes.inra.fr</i>
ESPAGNOL Sandrine	IFIP	<i>sandrine.espagnol@ifip.asso.fr</i>
EUGENE Maguy	INRA	<i>maguy.eugene@clermont.inra.fr</i>
FAUVEL Yannick	INRA	<i>yannick.fauvel@rennes.inra.fr</i>
FERNANDES Emilie	LNE	<i>emilie.fernandes@lne.fr</i>
FISCHER Nicolas	LNE	<i>nicolas.fischer@lne.fr</i>
FLECHARD Chris	INRA	<i>chris.flechard@rennes.inra.fr</i>
GENERMONT Sophie	INRA	<i>sophie.genermont@grignon.inra.fr</i>
GIRARD Matthieu	IRDA	<i>matthieu.girard@irda.qc.ca</i>
GODBOUT Stéphane	IRDA	<i>stephane.godbout@irda.qc.ca</i>
GUINGAND Nadine	IFIP	<i>nadine.guingand@ifip.asso.fr</i>
GUIZIOU Fabrice	IRSTEA	<i>fabrice.guiziou@irstea.fr</i>
GUYADER Jessie	INRA	<i>jessie.guyader@clermont.inra.fr</i>
LAGADEC Solène	CRAB	<i>solene.lagadec@bretagne.chambagri.fr</i>
LAROUCHE Jean-Pierre	IRDA	<i>jean-pierre.larouche@irda.qc.ca</i>
LAVILLE Patricia	INRA	<i>patricia.laville@grignon.inra.fr</i>
LORINQUER Elise	IDELE	<i>elise.lorinquer@idele.fr</i>
LOUBET Benjamin	INRA	<i>benjamin.loubet@grignon.inra.fr</i>
LOYON Laurence	IRSTEA	<i>laurence.loyon@irstea.fr</i>
MARTIN Cécile	INRA	<i>cecile.martin@clermont.inra.fr</i>
MEDA Bertrand	INRA	<i>bertrand.meda@tours.inra.fr</i>
MORVAN Thierry	INRA	<i>thierry.morvan@rennes.inra.fr</i>
OSTER Dominique	LNE	<i>dominique.oster@lne.fr</i>
OTJES Renee	ECN	<i>otjes@ecn.nl</i>
PERSONNE Erwan	AgroParisTech	<i>erwan.personne@agroparistech.fr</i>
PONCHANT Paul	ITAVI	<i>ponchant@itavi.asso.fr</i>
POTVIN Lise	IRDA	<i>lise.potvin@irda.qc.ca</i>
ROBIN Paul	INRA	<i>paul.robin@rennes.inra.fr</i>
ROCHETTE Yvanne	INRA	<i>yvanne.rochette@clermont.inra.fr</i>
TANG Sim	CEH	<i>yst@ceh.ac.uk</i>
TROCHARD Robert	ARVALIS Institut du Végétal	<i>r.trochard@arvalisinstitutduvegetal.fr</i>

Résumé

L'émission de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre est une préoccupation environnementale récente pour les élevages. En France, les activités d'élevages contribuent de manière conséquente aux émissions de polluants atmosphériques avec près de 70% des émissions nationales d'ammoniac (NH_3) et de méthane (CH_4). A ce jour, la mesure des émissions est encore peu démocratisée, limitant de fait le nombre de références adaptées aux contextes des élevages nationaux et utilisables pour orienter les éleveurs dans l'évolution de leur système de production. Le présent ouvrage, rédigé en partenariat avec l'ADEME et le RMT, vise à faire le point sur les principales méthodes de mesure utilisées en France pour quantifier les émissions de gaz à effet de serre, d'ammoniac et d'oxydes d'azote des systèmes d'élevages. L'objectif principal est de guider un utilisateur potentiel dans ses choix en lui donnant les éléments qui lui permettront d'identifier la ou les méthodes de quantification les plus adaptées à ses objectifs et à ses moyens. L'ouvrage pourra être utilisé pour prendre connaissance de la plupart des approches métrologiques utilisées en France pour quantifier les émissions de gaz à effet de serre, d'ammoniac et d'oxydes d'azote au niveau des élevages et des cultures, dans le cas des méthodes à la parcelle.

Impression : A4 Editions 1, rue de la Barre - 49000 ANGERS

Photos de couverture : Photothèques INRA et IFIP

Ouvrage disponible en version numérisée sur le site : https://www6.inra.fr/animal_emissions

ISBN : 2-7380-1375-9

Code EAN : 978 273 801 3750

Comment citer l'ouvrage : Hassouna Mélynda, Eglin Thomas et al., 2015. Mesurer les émissions gazeuses en élevage : gaz à effet de serre, ammoniac et oxydes d'azote. Diffusion INRA-ADEME. 314p. ISBN : 2-7380-1375-9



Mesurer les émissions gazeuses en élevage



Gaz à effet de serre,
ammoniac et oxydes d'azote

L'émission de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre est une préoccupation environnementale récente pour les élevages. En France, les activités d'élevages contribuent de manière conséquente aux émissions de polluants atmosphériques avec plus de 70% des émissions nationales d'ammoniac (NH_3) et de méthane (CH_4). A ce jour, la mesure des émissions est encore peu démocratisée, limitant de fait le nombre de références adaptées aux contextes des élevages nationaux et utilisables pour orienter les éleveurs dans l'évolution de leur système de production. Le présent ouvrage, rédigé en partenariat avec l'ADEME et le RMT Elevage et Environnement, vise à faire le point sur les principales méthodes de mesure utilisées en France pour quantifier les émissions de gaz à effet de serre, d'ammoniac et d'oxydes d'azote des systèmes d'élevages. L'objectif principal est de guider un utilisateur potentiel dans ses choix en lui donnant les éléments qui lui permettront d'identifier la ou les méthodes de quantification les plus adaptées à ses objectifs et à ses moyens. L'ouvrage pourra être utilisé pour prendre connaissance de la plupart des approches métrologiques utilisées en France pour quantifier les émissions de gaz à effet de serre, d'ammoniac et d'oxydes d'azote au niveau des élevages et des cultures, dans le cas des méthodes à la parcelle.

