

## Analyser et estimer les émissions de N<sub>2</sub>O dans les systèmes de grandes cultures français

Le Gall C.<sup>1</sup>, Jeuffroy M.H.<sup>2</sup>, Hénault C.<sup>3</sup>, Python Y.<sup>4</sup>, Cohan J.P.<sup>5</sup>, Parnaudeau V.<sup>6</sup>, Mary B.<sup>7</sup>, Compere P.<sup>8</sup>, Tristant D.<sup>4</sup>, Duval R.<sup>9</sup>, Cellier P.<sup>10</sup>

<sup>1</sup> CETIOM, avenue L. Brétignières, 78850 Thiverval-Grignon

<sup>2</sup> UMR INRA/AgroParisTech Agronomie, avenue L. Brétignières, 78850 Thiverval-Grignon

<sup>3</sup> INRA UR 272 Sciences du Sol, 40001 Ardon, 45075 Orléans Cedex 2

<sup>4</sup> Ferme expérimentale d'AgroParisTech, route de la Ferme, 78850 Thiverval Grignon

<sup>5</sup> ARVALIS – Institut du Végétal, Ferme expérimentale de la Jaillière, BP 32, 44370 La Chapelle Saint Sauveur

<sup>6</sup> INRA UMR 1069 SAS, 65 rue de Saint-Brieuc 35042 Rennes Cedex

<sup>7</sup> INRA UR 1158 AgrolImpact, 180 rue Pierre-Gilles de Gennes 02000 Barenton-Bugny

<sup>8</sup> InVivo, 83 Avenue de la Grande Armée, 75116 Paris

<sup>9</sup> ITB, 45 rue de Naples, 75008 Paris

<sup>10</sup>UMR INRA/AgroParisTech 1091 Environnement Grandes Cultures, Route de la Ferme, 78850 Thiverval-Grignon

Correspondance : [legall@cetiom.fr](mailto:legall@cetiom.fr)

### Résumé

Les émissions de N<sub>2</sub>O constituent la principale source d'émissions de gaz à effet de serre dans les systèmes de grandes cultures français. Néanmoins, ces estimations sont basées sur une méthode de référence (dite de niveau 1 et élaborée par le GIEC) dont la précision est relativement faible. Elle ne prend notamment pas en compte l'impact du pédoclimat ni des pratiques culturales (en dehors de la fertilisation azotée). Afin de contribuer à mettre au point une nouvelle méthode d'estimation, basée sur des données spécifiquement françaises (méthode dite de niveau 2) voire sur des modèles mécanistes (niveau 3), les objectifs du projet NO GAS étaient les suivants : (i) acquérir des données de référence sur une gamme relativement large de pédoclimats et de systèmes de culture, (ii) d'évaluer l'impact de certaines pratiques culturales sur les émissions de N<sub>2</sub>O et (iii) d'améliorer la calibration des modèles d'émissions directes de N<sub>2</sub>O.

Sur les campagnes 2010-11 et 2011-12, un réseau de dix sites expérimentaux a été mis en place. Les données recueillies ont été organisées dans une base de données partagée par l'ensemble des partenaires du projet et d'autres contributeurs. Les données collectées ont permis de préciser l'impact du travail du sol, du drainage et de la fertilisation azotée sur les émissions de N<sub>2</sub>O. Elles ont aussi mis en avant l'effet prépondérant du climat et des caractéristiques du sol (notamment le pH) pour expliquer la variabilité des flux annuels de N<sub>2</sub>O à l'échelle du réseau. Ces données ont aussi servi à tester la capacité prédictive et améliorer la calibration des modules d'émissions directes de N<sub>2</sub>O de trois modèles : STICS, CERS-EGC et celui de l'outil Syst'N. Elles sont aussi actuellement utilisées pour mettre au point une méthode d'estimation de niveau 2, en collaboration avec le CITEPA.

**Mots-clés** : gaz à effet de serre, protoxyde d'azote, N<sub>2</sub>O, fertilisation, drainage, travail du sol, modélisation, calibration, NOE, grandes cultures, pH

### Abstract: Analyzing and estimating N<sub>2</sub>O emissions in the French cropping systems

N<sub>2</sub>O emissions are the main sources of greenhouse emissions in French cropping systems. However, this estimate is based on the method of reference proposed by the IPCC, known as level 1, whose precision is relatively low.

With a view to elaborate a new method, based on French measurement data (TIER II method) or even on mechanistic models (TIER III method), NO GAS project objectives were (i) to implement a national experimental network to acquire reference data on a broad range of climates and cropping systems, (ii) to assess the impact of certain cultural practices on N<sub>2</sub>O emissions and (iii) to improve calibration of the models of direct N<sub>2</sub>O emissions.

During 2010-11 and 2011-12 campaigns, a network of ten experimental sites were set up. The data were organized in a database that is shared by all the partners of the project and other contributors. The data collected helped to clarify the impact of tillage, drainage and nitrogen fertilization on N<sub>2</sub>O emissions. They also demonstrated the leading effect of climate and soil (including pH) characteristics to explain the variability of annual N<sub>2</sub>O fluxes across the network. These data were also used to test the predictive capacity and improve the calibration of direct emissions of N<sub>2</sub>O from three models modules, STICS, ESRB-EGC and from the tool Syst'N. They are also currently used to develop a method of estimation of level 2, in collaboration with the CITEPA.

**Keywords:** greenhouse gas, nitrous oxide, N<sub>2</sub>O, fertilization, drainage, tillage, modelling, model calibration, NOE, cash crops, pH

## Introduction

Le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) est un puissant gaz à effet de serre (GES) dont le pouvoir de réchauffement global (PRG) sur 100 ans équivaut à 298 fois celui du CO<sub>2</sub>. En France, on estime que les émissions de N<sub>2</sub>O représentent près de 20% du bilan GES national avec **une part majoritaire (87%<sup>1</sup>) issue des activités agricoles**. Les émissions de N<sub>2</sub>O agricoles sont intimement liées au cycle de l'azote et au fonctionnement microbien des sols. Elles mettent en cause deux principaux processus: la **nitrification** (oxydation de l'ammonium en nitrate) et la **dénitrification** (réduction du nitrate en diazote). Ces deux processus sont majoritairement le fruit de l'activité de différentes espèces de microorganismes du sol.

Concernant la dénitrification, beaucoup de microorganismes possèdent la faculté de transformer les nitrates en nitrites : en revanche, seule une infime partie (<1,5% de la flore bactérienne) est capable de transformer les nitrites en composés gazeux, à savoir le N<sub>2</sub>O puis le N<sub>2</sub>. En particulier, **la capacité des microorganismes à réduire le N<sub>2</sub>O en N<sub>2</sub> est relativement rare**, et apparaît étroitement corrélée à l'intensité des émissions mesurées au champ (Hénault et al, 2001). Cette capacité peut être évaluée en laboratoire, à partir d'échantillons de terre mis en incubation. On calcule ainsi le **r-max**, qui correspond au ratio entre la quantité de N<sub>2</sub>O émise en incubation en absence et en présence d'acétylène<sup>2</sup> :

$$r\text{-max} = N_2O \text{ émis en absence d'acétylène} / N_2O \text{ émis en présence d'acétylène} = N_2O / (N_2O + N_2)$$

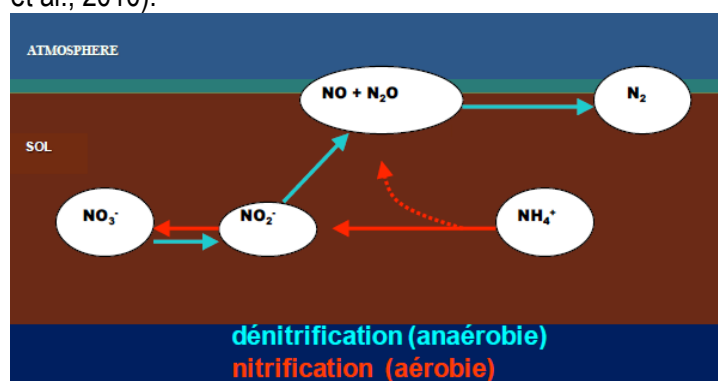
Plus le r-max est élevé, plus la capacité du sol à réduire le N<sub>2</sub>O en N<sub>2</sub> est faible et par conséquent, plus le risque d'émissions de N<sub>2</sub>O est important.

Comme tout processus microbien, la nitrification et la dénitrification sont dépendants des conditions du milieu, en particulier de la température et de l'humidité du sol, ainsi que de la disponibilité en substrats (azote minéral ou organique, et carbone organique). Pour la dénitrification, la **saturation en eau du sol est l'un des paramètres les plus importants (Hénault et al., 1998)** car elle réduit la disponibilité en oxygène dans le sol. La structure du sol a donc une forte influence sur les émissions de N<sub>2</sub>O (Bessou et

<sup>1</sup> Estimations du CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique) pour l'année 2011

<sup>2</sup> L'acétylène bloque la réaction de réduction du N<sub>2</sub>O en N<sub>2</sub>. La quantité de N<sub>2</sub>O émise en présence d'acétylène correspond donc à la quantité de N<sub>2</sub>O qui aurait dû être émise en absence d'acétylène, plus la quantité de N<sub>2</sub>O qui aurait dû être transformée en N<sub>2</sub>.

al., 2010) de même que ses caractéristiques chimiques et notamment le pH (Wang et al., 2013 ; Cuhel et al., 2010).



**Figure 1** : Représentation schématique des principaux processus conduisant à la production de N<sub>2</sub>O dans les sols agricoles (d'après Hénault et al, 2005)

Les pratiques culturales, en jouant sur l'un et/ou l'autre de ces paramètres, ont donc potentiellement une forte influence sur les flux de N<sub>2</sub>O. La fertilisation azotée est le principal facteur mis en cause (Bouwman, 1996) lorsque les flux sont considérés à une échelle mondiale. Cependant, une échelle plus locale, d'autres facteurs semblent aussi déterminants. Le **travail du sol**, par son action sur la structure du sol et la répartition de la matière organique, est régulièrement cité. Plusieurs études tendent à montrer que le passage du labour à un travail du sol réduit augmenterait les émissions de N<sub>2</sub>O (Six et al, 2004), en particulier sur sol argileux voire hydromorphe (Rochette et al, 2008). Cependant, des effets contradictoires ont été observés (Grant et al, 2004) et à l'heure actuelle, cet effet est encore largement discuté.

Les impacts conjugués de ces différents facteurs rend très difficile la prévision et l'estimation précise des émissions de N<sub>2</sub>O. L'actuelle méthode de référence, dite de niveau 1, a été proposée par le GIEC<sup>3</sup> :

$$\text{Emissions annuelles de N}_2\text{O (en kg de N-N}_2\text{O/ha/an)} = 0,01 \times (\text{Nmin} + \text{Norg} + \text{Nres})$$

Où : Nmin = quantité d'azote apportée sous forme d'engrais de synthèse, Norg=quantité d'azoté apporté sous forme organique et Nres=quantité d'azote issue des résidus de la culture en cours.

Cette équation est basée sur les résultats de la méta-analyse conduite par Bouwman (1996). Elaborée initialement pour évaluer les émissions de N<sub>2</sub>O à l'échelle mondiale, la pertinence de son utilisation à des échelles spatiales plus restreintes, notamment à l'échelle de la France, pose question. En particulier, **le facteur d'émission estimé à 1% dans l'équation présentée ci-avant est souvent supérieur au facteur d'émissions estimé à partir des données expérimentales françaises** (Germon et al, 2003). Par conséquent, la méthode de niveau 1 aurait tendance à surestimer les flux de N<sub>2</sub>O au niveau français. Pour les prochaines années, l'objectif est donc de proposer au GIEC une nouvelle méthode d'estimation des émissions de N<sub>2</sub>O, dite de niveau 2. Celle-ci est basée sur une approche similaire à celle de niveau 1 mais avec des facteurs d'émissions calculés sur la base de données de N<sub>2</sub>O mesurées uniquement sur le territoire. Elle autorise aussi l'introduction de nouveaux facteurs dans l'équation afin de caractériser plus finement le lien entre les émissions de N<sub>2</sub>O, les conditions pédoclimatiques et les pratiques culturales.

Par ailleurs, l'objectif est à terme d'être en mesure de proposer une méthode dite de niveau 3, basée sur **des modèles d'émissions de N<sub>2</sub>O**. Un modèle décrivant la cinétique des émissions de N<sub>2</sub>O en fonction des paramètres édaphiques et climatiques a été mis au point par Hénault et al. (2001) : le modèle NOE. Ce dernier a été intégré à certains modèles mécanistes de fonctionnement des cultures, en particulier les modèles STICS (Brisson et al., 2003), CERES-EGC (Gabrielle et al., 2006) et le celui de l'outil Syst'N (Dupas et al., 2013). L'intérêt de ces modèles est qu'ils sont en mesure de simuler les

<sup>3</sup> GIEC : Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat

émissions de N<sub>2</sub>O sur une large gamme de situations pédoclimatiques, en tenant compte des facteurs du milieu (sol, climat) et des pratiques culturales.

Cependant, leur qualité de prédiction est très dépendante de leur paramétrage, et donc à la qualité des données expérimentales ayant servi à leur calibration. De plus, leur manipulation est souvent difficile pour un néophyte.

Dans les deux cas, la mise au point de ces nouvelles méthodes nécessite de disposer de données d'émissions spécifiquement françaises et qui soient représentatives – au maximum – de la diversité de sol, de climats et de pratiques culturales pour les systèmes de production concernés. En 2009, le nombre de ces données disponibles étaient alors insuffisant et par ailleurs, ne permettaient pas de caractériser le lien entre flux de N<sub>2</sub>O et pratiques culturales (en particulier le travail du sol) dans le contexte français.

Dans ce contexte, les objectifs du projet Casdar NO GAS étaient d' :

- ✓ acquérir des données expérimentales représentatives de la diversité des cultures, des pratiques cultures et des conditions de pédoclimats à l'échelle nationale ;
- ✓ étudier l'impact de certaines pratiques culturales identifiées dans la littérature comme ayant un impact sur les émissions de N<sub>2</sub>O ;
- ✓ organiser les données expérimentales dans une base de données partagée ;
- ✓ améliorer la calibration des modèles d'émissions de N<sub>2</sub>O en vue de la mise au point d'une méthode de niveau 3 ;

Le projet s'est concentré sur les systèmes de production spécialisés de grandes cultures: les systèmes de polyculture-élevage n'ont donc pas été inclus dans cette étude. Il a été mené avec le concours du CETIOM, d'ARVALIS – Institut du Végétal, de l'ITB, d'InVivo, de l'UMR INRA-AgroParisTech EGC, de l'UMR INRA-AgroParisTech Agronomie, de l'UR INRA Sciences du Sol, de l'UR INRA AgroImpact, de l'UMR INRA-AgroCampus Ouest SAS, de la ferme expérimentale d'AgroParisTech et de l'Adeprina.

## **1. Un réseau expérimental national pour estimer les émissions de N<sub>2</sub>O des systèmes de grandes cultures en France**

Le projet NO GAS s'est concentré sur les systèmes de production de grandes cultures de la moitié Nord de la France et du Sud-Ouest. Les systèmes étudiés étaient composés exclusivement de cultures de rente annuelles (pas de prairies temporaires ou permanentes).

### *1.1 Un réseau expérimental représentatif des principaux bassins de production des grandes cultures*

L'une des priorités a été de concevoir un réseau expérimental représentatif des principaux bassins de production des grandes cultures, en termes de milieux mais aussi de pratiques culturales.

Pour les grandes cultures (hors cultures industrielles), les zones de production principales se trouvent au nord de la France pour le colza, le blé, la betterave et les protéagineux et dans le sud-ouest de la France pour le tournesol et le maïs grain (Agreste - Graphagri, 2011). On distingue ainsi **trois zones de production principales, définies en fonction de leurs caractéristiques climatiques** : une zone Nord-Ouest (climat océanique à océanique dégradé), une zone Nord-Est (climat océanique dégradé à continental) et une zone Sud-Ouest (climat océanique dégradé à méditerranéen).

Le réseau expérimental constitué dans le cadre de NO GAS est constitué de **10 sites** répartis sur ces trois grandes zones (plus un site de suivi en Guyane Française) : Boigneville (91), Cartigny (80), Doignies (62), Estrées-Mons (80), En Crambade (09), Grignon (78), La Jaillière (44), Morville (54), Saint-Quentin sur Coole (51) et Villedieu (18). La répartition des sites au sein des trois zones a été

définie au prorata des surfaces de grandes cultures sur chacune : la majorité des surfaces se concentrant sur la zone centre-est, c'est sur celle-ci que les efforts ont été concentrés (8 sites sur 10).

Sur les sites d'En Crambade, Grignon, Doignies, Cartigny et de Saint-Quentin, les essais ont été conduits en bandes : l'objectif de ces essais était d'acquérir des données de références sur les émissions de N<sub>2</sub>O pour les différentes cultures suivies ; chaque culture a donc été conduite avec un itinéraire technique « standard », correspondant aux pratiques dominantes sur la zone de production. Ces essais ont été implantés en 2010 et ont été suivis sur les campagnes 2010-11 et 2011-12.

Sur les sites de Villedieu, Boigneville, Morville et du SOERE-ACBB (Estrées-Mons), les essais ont été conduits en blocs. L'objectif de ces essais était d'étudier l'impact de différentes modalités de travail du sol sur l'intensité et la dynamique des émissions de N<sub>2</sub>O : labour, travail du sol superficiel<sup>4</sup> (TS) et semis direct (SD). Les essais de Villedieu et de Morville ont été implantés en 2010; en revanche, l'essai du SOERE-ACBB a été implanté en 2005 et l'essai de Boigneville en 1974. Sur chaque site d'essai, deux voire trois des modalités de travail du sol ont été comparées (Tableau 1). Les essais ont été suivis sur les campagnes 2010-11 et 2011-12.

Site expérimental	Organisme responsable de l'essai	Sol	Cultures	Modalité de travail du sol
Doignies (62) *	CETIOM	Limon	Blé, betterave, <b>colza</b> **	
Cartigny (80) *	CETIOM			
Estrées Mons (80) *	UR INRA AgrolImpact			
St Quentin (51)	ITB	Craie	Blé, betterave, <b>colza</b>	
Grignon (78)	Ferme expérimentale d'AgroParisTech	Limon	Blé, <b>colza</b> , maïs	
En Crambade (31)	CETIOM	Limon argileux	Blé, <b>colza</b> , tournesol	
Morville (54)	CETIOM	Limon argileux	<b>Colza</b>	Labour / SD
Boigneville (91)	ARVALIS – Institut du Végétal UR INRA AgrolImpact	Limon argileux	Maïs (2011), blé (2012)	Labour / TS / SD
Villedieu (18)	CETIOM	Argilo-calcaire	<b>Colza</b>	TS / SD
La Jaillière (44)	ARVALIS – Institut du Végétal	Limon	Blé (2011), maïs (2012)	

\* le site de Doignies a été suivi sur la campagne 2010-11 et ceux de Cartigny et du SOERE-ACBB sur la campagne 2011-12  
 \*\* les 3 cultures ont été suivies sur le site de Doignies ; en revanche seuls le blé et la betterave ont été suivis sur le site de Cartigny et le colza a été suivi sur le site du SOERE-ACBB

**Tableau 1:** Caractéristiques des 8 sites expérimentaux implantés en France métropolitaine (type de sol, cultures et modalités de travail du sol étudiées)

Sur le site de La Jaillière, l'objectif était de tester l'impact du drainage et des apports d'engrais azotés sur les émissions de N<sub>2</sub>O : l'essai a été conduit sur deux parcelles, l'une drainée et l'autre non drainée appartenant à un essai longue durée implanté depuis 1987. L'essai a été suivi sur les campagnes 2010-11 et 2011-12.

<sup>4</sup> Par travail du sol superficiel, on entend un travail du sol sans retournement réalisé avec un outil travaillant sur une profondeur maximale de 15 cm.

## 1.2 Un suivi par la méthode des chambres de mesure

### 1.2.1 Le suivi au champ : la méthode des chambres de mesure

Sur l'ensemble du réseau, les émissions de N<sub>2</sub>O ont été suivies par la méthode des chambres de mesure (Hutchinson & Mosier, 1981 - Denmead, 1979) qui est reconnue comme l'une des méthodes de référence au niveau international (FAO, 2001).

Pour 8 sites sur 10, **les émissions de N<sub>2</sub>O ont été suivies par la méthode des chambres statiques.** Les chambres sont constituées d'un caisson en aluminium (55cm x 55cm). Elles ont été implantées sur les parcelles d'essai avant le semis de la culture et placées, soit sur le rang ou l'inter-rang en fonction de la largeur du semis. Les caissons ont été répartis à raison de deux par microparcelle pour les essais en blocs et de trois couples par bande pour les essais en bandes. Les caissons sont restés ouverts sauf au moment des prélèvements, où ils ont été fermés avec un couvercle étanche afin que les gaz puissent s'accumuler dans l'enceinte. A chaque date de prélèvement, trois échantillons ont été prélevés successivement à t=0, 15 et 30 minutes afin de pouvoir estimer le flux de N<sub>2</sub>O. Les échantillons ont ensuite été analysés par chromatographie en phase gazeuse. Entre 20 à 25 prélèvements ont été réalisés sur chaque parcelle d'essai pour chaque campagne de mesure : **l'objectif était de couvrir l'intégralité du cycle cultural et de l'interculture, sur une période au moins égale à 8 mois afin d'être en mesure d'estimer le plus précisément possible les flux annuels de N<sub>2</sub>O.** Les prélèvements ont été réalisés à la fréquence d'un prélèvement toutes les trois semaines sauf au moment des apports d'azote où la fréquence a été ramenée à un prélèvement par semaine.

**Pour les sites de Boigneville et du SOERE-ACBB, les émissions de N<sub>2</sub>O ont été suivies par le biais de chambres automatiques.** Le principe est le même que celui des chambres statiques, hormis que les caissons (70 x 70 cm) sont équipés d'un système qui permet une fermeture automatisée. Ceux-ci sont par ailleurs directement reliés à un analyseur par chromatographie en phase gazeuse. Les flux de N<sub>2</sub>O sont mesurés en continu (fermeture des caissons plusieurs fois par jour, ce qui permet de disposer d'une cinétique journalière des émissions de N<sub>2</sub>O). Pour être homogène avec les autres sites d'essais, les flux annuels ont été calculés pour ces sites à partir uniquement de 20 dates de mesures.

### 1.2.2 Le calcul des flux annuels : l'interpolation linéaire

A partir des flux journaliers estimés à chaque date de mesure, les flux cumulés sur l'ensemble de la période de mesure (>8mois) ont pu être calculés par interpolation linéaire. Afin de pouvoir les comparer aux émissions annuelles estimées à l'aide de la méthode de niveau 1 du GIEC, ces flux ont été ramenés à un pas de temps annuel :

$$\text{Flux annuel} = (\text{Flux calculé sur la période de mesure} / \text{nb total de jours sur la période de mesure}) \times 365$$

Le suivi réalisé sur les campagnes 2010-11 et 2011-12 ont ainsi permis de collecter une cinquantaine de données de flux annuels sur l'ensemble des dix sites en métropole.

## 2. Les flux mesurés soulignent le lien étroit entre émissions de N<sub>2</sub>O, pédoclimat et pratiques culturales

### 2.1 Des flux mesurés le plus souvent inférieurs aux émissions calculées à l'aide de la méthode de niveau 1 du GIEC

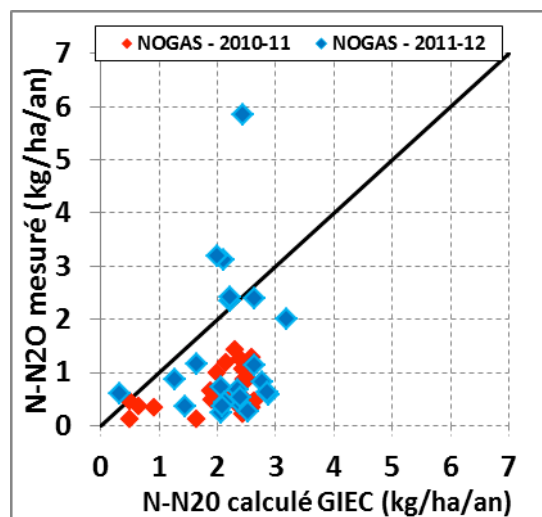
#### 2.1.1. Un facteur d'émission liée aux apports d'azote inférieur à 1%

La méthode de référence pour estimer les émissions de N<sub>2</sub>O en France postule que les émissions de N<sub>2</sub>O correspondent à 1% de l'azote issus des apports d'engrais (synthétiques et minéraux) et de l'azote issu de la minéralisation des résidus de culture.

Ce facteur d'émission, établi par Bouwman (1996) a cependant été remis en question pour le cas français, sur la base de données expérimentales (Germon et al, 2003) mais aussi d'une méta-analyse

menée par Phillibert et al. (2012). Les facteurs d'émissions proposés sont en général plus faibles, même si on note une forte variabilité (0,5 à 2,5).

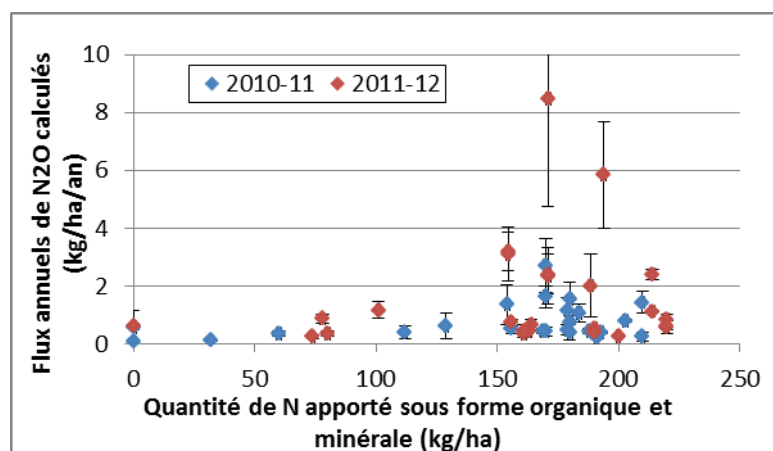
Les données collectées dans le cadre du projet NO GAS ont permis de comparer les émissions annuelles calculées à partir des données mesurées aux émissions estimées par la méthode de niveau 1 du GIEC (Figure 2). Les résultats obtenus montrent que la **méthode du GIEC tend en effet à surestimer les émissions de N<sub>2</sub>O dans le cas des systèmes de cultures suivis sur le réseau** (la différence entre flux calculés et observés est significative ( $p$ -value= $1,5 \cdot 10^{-10}$ ) sur 2010-11 mais pas sur 2011-12). Le **facteur d'émission, calculé pour les différentes parcelles d'essais varie entre 0,07% et 3,84%**, avec une moyenne de 0,56%, ce qui est en accord avec les valeurs estimées par Germon et al (2003).



**Figure 2:** Comparaison des émissions de N<sub>2</sub>O annuelles calculées à partir des données expérimentales et des flux annuels estimés via la méthode de niveau 1 du GIEC

### 2.1.2. Un effet «dose d'azote» insuffisant pour expliquer la variabilité des flux observés à l'échelle du réseau

La méthode de niveau 1 du GIEC est basée sur l'hypothèse que le facteur principal permettant d'expliquer la variabilité des émissions de N<sub>2</sub>O est la quantité d'engrais (organique ou minéral). Les flux annuels obtenus à partir des mesures réalisées sur le réseau d'essais tendent à montrer que **la relation entre les flux et la quantité d'azote apportée serait à cette échelle relativement faible** (Figure 4). On peut remarquer que, pour une même quantité d'azote, la gamme d'émissions de N<sub>2</sub>O couverte est très large. L'analyse statistique menée sur ces données<sup>5</sup> montre d'ailleurs que ce facteur ne permet d'expliquer que 6% de la variabilité des flux observés.



**Figure 3 :** Relation entre les flux annuels de N<sub>2</sub>O estimés sur les différents sites et la quantité d'azote apportée sous forme d'engrais organique et minéral (les barres d'erreurs correspondent aux écarts-types des valeurs de flux annuels)

<sup>5</sup> Analyse menée avec le logiciel R version 2.14.2 ; le modèle choisi est un modèle linéaire (procédure lm)

Au-delà de l'effet de la dose se pose aussi la question de **l'effet de la forme d'azote apportée** (organique ou minérale) et de la forme de l'engrais en lui-même. La méta-analyse menée par Bouwman (1996) avait mis en évidence une différence d'émissions suivant les formes d'azote, avec un niveau d'émission en moyenne plus important pour une fertilisation associant engrais minéraux et organiques. Cette même étude avait mis en avant des différences de niveaux d'émissions entre les différentes formes d'engrais, avec des flux plus élevés pour l'ammoniac anhydre que pour l'ammonitrate et l'urée. Dobbie et Smith (2003) n'ont pas trouvé de différence significative entre ammonitrate et urée, au contraire de Clayton et al. (1997).

L'étude de ces facteurs n'a pas été menée dans le cadre du projet ; en particulier, très peu d'essais ont été concernés par des apports de matière organique (deux sites) et la quasi-totalité des parcelles ont été fertilisées soit avec de l'ammonitrate (45%) soit avec de la solution azotée (45%). A l'échelle du réseau expérimental, les flux moyens annuels étaient par ailleurs comparables sur les parcelles fertilisées avec de l'ammonitrate ou avec de la solution azotée.

## 2.2 Un impact fort de la variabilité climatique et des caractéristiques du sol sur les flux de N<sub>2</sub>O annuels

### 2.2.1 Un niveau d'émission annuel plus élevé sur 2011-12 en lien avec une plus forte pluviométrie sur cette campagne

Les campagnes de mesure 2010-11 et 2011-12 ont été très contrastées au niveau climatique. Par rapport aux valeurs moyennes sur les 20 dernières années, la campagne 2010-11 a connu un printemps sec alors que celui de la campagne 2011-12 a été humide ou dans la normale (Tableau 2). Ces conditions ont été observées sur la quasi-totalité des sites hormis celui du sud de la France (En Crambade) où le printemps 2012 a été aussi un printemps sec.

Cette forte variabilité climatique a eu d'importantes répercussions sur les flux de N<sub>2</sub>O observés : les flux cumulés annuels se sont élevés, en moyenne, à 0,94 kg/ha/an sur la campagne 2010-11 contre 1,94 kg/ha/an en 2011-12. Les flux annuels calculés sur les différents sites ont été en outre beaucoup plus variables sur la 2<sup>nde</sup> campagne que sur la 1<sup>ère</sup> (Ecart Type 2010-11 = 0,6 kg/ha/an – Ecart Type sur 2011-12 = 1,89 kg/ha/an).

Site expérimental	Pluviométrie Février à Juin 2010-11(mm)	Pluviométrie Février à Juin 2011-12 (mm)	Pluviométrie Février à Juin Moy. sur 20 ans (mm)
Doignies (62) *	126		265
Cartigny (80) /SOERE ACBB		286	270
Mons (80) *			
St Quentin (51)	141	235	265
Grignon (78)	151	259	224
En Crambade (31)	229	232	274
Nancy (54)	143	231	262
Boigneville (91)	135	266	239
Villedieu (18)	141	258	311
La Jaillière (44)	151	267	267

\* le site de Doignies a été suivi sur la campagne 2010-11 et les sites de Cartigny et l'ORE-ACBB sur la campagne 2011-12 (les sites de Cartigny et du SOERE de MONS étaient situés à 8,3 km).

**Tableau 2:** Comparaison de la pluviométrie cumulée sur les différents sites d'essais sur la période de février à juin en 2010-11, 2011-12 et sur la moyenne des 20 dernières années



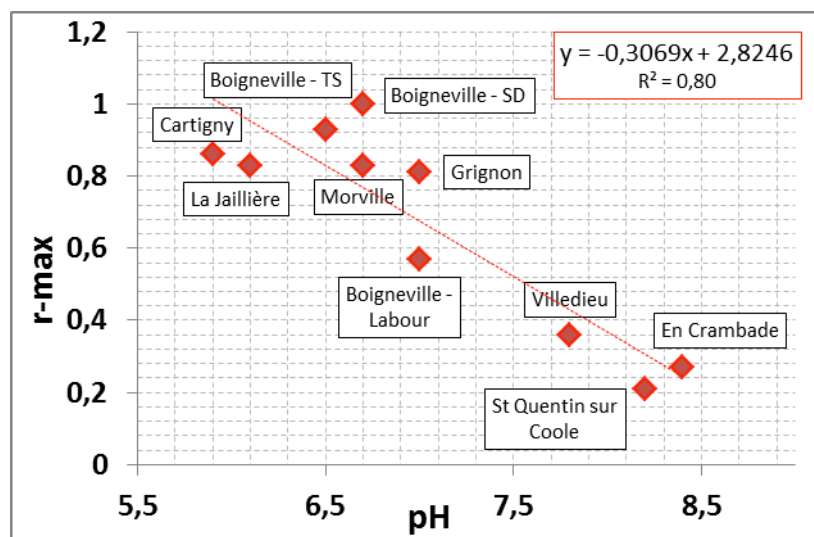
### 2.2.2. Un niveau d'émissions fortement lié au pH et à la teneur en matière organique des sols

Outre la quantité d'azote apportée aux cultures, plusieurs études soulignent l'**effet prépondérant du climat mais aussi des caractéristiques de sol** sur l'intensité des émissions de N<sub>2</sub>O annuelles. Les données collectées sur le réseau de NO GAS, qui couvre une gamme de pédoclimat relativement large, a permis de mettre en relation les flux annuels de N<sub>2</sub>O et différents paramètres caractérisant la texture (% d'argile, de sables et de limons), la porosité (densité apparente sur les 10 premiers cm du sol), la teneur en carbone et en azote organique ainsi que le pH.

Une analyse statistique a été conduite sur ces données à l'aide du logiciel R version 2.14.2 (procédure lm – modèle linéaire). Les résultats obtenus mettent en avant un **effet significatif de la teneur en matière organique du sol et du pH sur les émissions annuelles de N<sub>2</sub>O** estimées sur les différentes parcelles d'essai ; les autres facteurs testés n'ont pas d'effet significatif. Le pH et la teneur en matière organique des sols sont deux facteurs qui avaient aussi identifiés dans la méta-analyse de Stehfest et Bouwman (2006) comme ayant un impact significatif sur les flux annuels de N<sub>2</sub>O ; le pH avait aussi été identifié par Freibauer et al (2003) dans sa méta-analyse à l'échelle européenne.

**Le pH est le facteur qui apparaît le plus contribuer à expliquer la variabilité des flux annuels.** Ces résultats sont à mettre en parallèle avec ceux de Morkved et al. (2007) et Cuhel et al (2010), qui mettent en évidence une relation forte entre pH et r-max (le r-max diminue avec le pH).

Sur les différents sites d'essais, des échantillons de terre ont été collectés afin d'évaluer la capacité du sol à réduire le N<sub>2</sub>O en N<sub>2</sub> au travers du r-max ; chaque site n'a été échantillonné qu'une seule fois au cours du projet, lors de la 1<sup>ère</sup> ou de la 2<sup>ème</sup> campagne de mesure. Le r-max étant jugé dépendant principalement des caractéristiques du sol, la mesure n'a été faite que sur l'une des modalités suivies sur les différents sites sauf sur le site de Boigneville où les trois modalités de travail du sol ont été échantillonnées. Les résultats obtenus (Figure 4) sont tout à fait en accord avec ceux des deux études citées précédemment. On constate que, **plus le pH du sol est faible, plus le r-max est élevé et donc plus le risque d'émissions de N<sub>2</sub>O par le sol est important.**



**Figure 4** : Relation entre le pH et le r-max mesuré sur les différents sites du réseau NO GAS sur les campagnes 2010-11 et 2011-12

Ce dernier résultat tend à montrer que, pour les sols acides, le risque d'émissions de N<sub>2</sub>O serait plus important. Dans ce cas, le chaulage pourrait être un levier à envisager pour réduire les émissions de N<sub>2</sub>O sur ce type de sol.

### 2.3 Un impact du travail du sol variable en fonction des sites

L'effet du travail du sol, et plus précisément du passage à un travail du sol réduit, a été étudié sur trois sites d'essai (cf 1.1).

**Les résultats obtenus ont été très variables:** globalement, aucun effet significatif des différentes modalités de travail du sol n'a été observé au risque de 5%<sup>6</sup>. Sur le site de Villedieu, aucun effet significatif du semis direct n'a pu être mis en évidence sur les deux campagnes de mesures. Pour Morville en revanche, les émissions de N<sub>2</sub>O sont significativement plus élevées en 2010-11 mais pas en 2011-12. Sur le site de Boigneville, on constate que sur les deux années, les flux annuels sont plus élevés sur la modalité « travail du sol superficiel » mais pas sur la modalité « semis direct ».

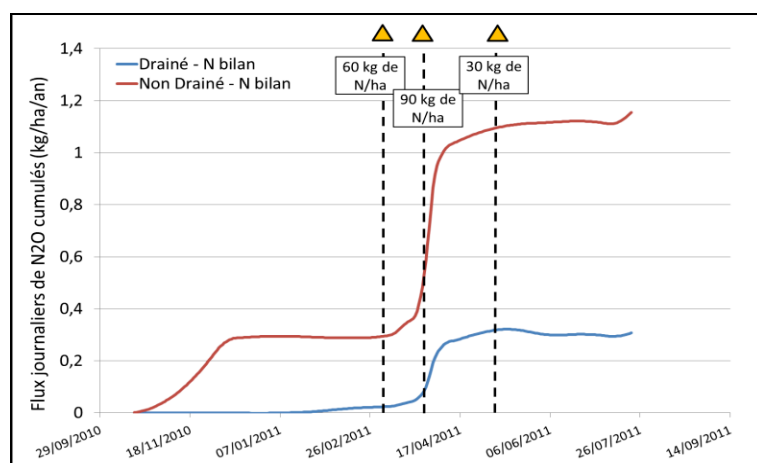
Sites	2010-11			2011-12		
	Boigneville	Nancy	Villedieu	Boigneville	Nancy	Villedieu
Labour	1,63	0,47		2,35	3,1	
SD	0,28	1,13	1,36	2,4	3,18	0,35
TS	2,71		1,07	8,48		0,44

**Tableau 3 :** Emissions de N<sub>2</sub>O annuelles calculées (kg/ha/an) en fonction des modalités de travail du sol

Les différents travaux menés sur l'effet du travail du sol tendent à montrer que la modification des émissions annuelles de N<sub>2</sub>O est beaucoup plus marquée dans les 10 premières années que par la suite, où les différences tendraient à s'estomper (Six et al., 2004). Les résultats obtenus sur les sites de Villedieu et Morville ne sont pas en accord avec cette hypothèse mais il faut prendre en compte que nous ne disposons des résultats que de deux années d'étude. Par ailleurs, le potentiel du sol à réduire le N<sub>2</sub>O en N<sub>2</sub> était assez différent sur les trois sites, en particulier sur le site de Villedieu où il était beaucoup plus bas que ceux de Morville et de Boigneville. Ces résultats sont cohérents avec les niveaux d'émissions observés, qui sont plus faibles sur le site de Villedieu.

#### 2.4 Un impact marqué du drainage sur les émissions de N<sub>2</sub>O en conditions de sol hydromorphes

Les émissions de N<sub>2</sub>O par dénitrification sont intimement liées à l'état hydrique du sol avec un niveau d'émission plus élevés sur les sols plus fréquemment saturés en eau (Hénault et al., 1998). L'hydromorphie est donc un facteur qui favorise les émissions de N<sub>2</sub>O. A contrario, **le drainage, en favorisant la circulation de l'eau, pourrait permettre de réduire ces émissions.**



**Figure 5 :** Emissions journalières cumulées d'azote sous forme N<sub>2</sub>O en fonction de la présence ou non de drainage ; la fertilisation azotée a été fractionnée en trois apports (dates des apports signalés par des triangles jaunes sur le graphique) sur la base d'un bilan azoté prévisionnel. Expérimentation ARVALIS/projet NO-GAS (La Jaillière (44) 2010-2011) sur blé tendre d'hiver, en sol limoneux hydromorphe.

<sup>6</sup> Ces résultats sont issus d'une analyse statistique menée à l'aide du logiciel R version 2.14.2. sur les données regroupées des 3 essais. Le modèle choisi est un modèle linéaire mixte incluant les effets « site » et « campagne de mesure » en effets aléatoires

**Les résultats obtenus sur le site de La Jaillière tendent à confirmer cette hypothèse.** Le flux cumulé de N<sub>2</sub>O sur la parcelle drainée était de 0,31 kg/ha/an en 2010-11 contre 1,15 kg/ha/an et de 1,13 g/ha/an contre 3,03 g/ha/an en 2011-12, soit un écart de 2 à 3 en fonction de l'année. L'effet du drainage sur cet essai est significatif (test statistique : méthode des couples – risque fixé à  $\alpha=10\%$ ).

### 3. Une base de données partagée pour gérer les données expérimentales du projet

L'objectif était en premier lieu de rassembler les données au sein d'une structure commune et accessible facilement par l'ensemble des partenaires. Celle-ci a donc été dotée d'une **interface en ligne** sur laquelle les utilisateurs peuvent se connecter à l'aide d'un login et d'un mot de passe et télécharger les données. Cette interface est accessible à l'adresse suivante :

<https://www-egc.grignon.inra.fr/datum/n2o>.

Si la base de données a été créée au départ pour stocker les données du projet NO GAS, elle a aussi pour vocation d'accueillir des données issues d'autres projets, antérieurs ou à venir. A l'heure actuelle, la base de données dispose déjà de **5 jeux de données supplémentaires mis à disposition par les partenaires**.

Sa conception a été en particulier réfléchi pour **répondre aux besoins de la modélisation**. En effet, l'un des objectifs du projet NO GAS était d'utiliser les données expérimentales collectées pour évaluer les modules d'émissions de N<sub>2</sub>O de modèles mécanistes. Par conséquent, les jeux de données comprennent à la fois les données de flux de N<sub>2</sub>O mais aussi les données caractérisant l'environnement de l'essai (sol, climat) et les pratiques culturales. Par ailleurs, une réflexion est actuellement menée afin d'adapter au mieux le format et le contenu des fichiers extractibles à partir de la base de données, en vue de leur utilisation pour constituer des fichiers d'entrée pour différents modèles (CERES-EGC, STICS et Syst'N sont pour le moment concernés).

### 4. Des données expérimentales utilisées pour tester et calibrer trois modèles d'émissions directes de N<sub>2</sub>O

Au départ du projet, l'analyse des performances des modèles de simulation des émissions de N<sub>2</sub>O devait être menée exclusivement sur les modèles DNDC et CERES-EGC. Cette évaluation a finalement été étendue aux modèles STICS et Syst'N.

#### *4.1 Une analyse de sensibilité menée sur le modèle DNDC pour tester sa validité dans le cadre des systèmes de grandes cultures françaises*

Le modèle DNDC (DeNitrification-DeComposition) a été développé par l'Université du New Hampshire (USA) à partir de données nord-américaines, dont le contexte agronomique et pédoclimatique peut être assez différent du contexte français. L'objectif, dans le cadre du projet NO GAS, était de tester le modèle pour une culture : le colza d'hiver – sur un ensemble de scénarii représentatifs des pratiques culturales des bassins Nord-est de la France. Pour ce faire, **le modèle a tout d'abord été paramétré pour l'adapter aux conditions françaises**, sur la base de données expérimentales collectées par le CETIOM et issues de publications.

#### **4.1.1. Constitution d'un réseau expérimental virtuel**

Un ensemble de 17 scénarii « de référence » ont été définis à dire d'experts sur la base des systèmes de cultures couramment rencontrés dans les régions les plus productrices de colza d'hiver : la Bourgogne, le Centre, la Champagne-Ardenne, la Lorraine, la Picardie et le Poitou-Charentes (qui totalisent 70% de la production du colza en France - Agreste, 2012).

Pour ces régions, les principaux types de sol ont été caractérisés à partir des données de la base de données Epiclès d'InVivo, ANATERRE et la BDAT<sup>7</sup>. Au final, **17 types de sol ont été décrits**. Une station météo de référence a par ailleurs été choisie pour chaque région. Pour chaque situation pédoclimatique (1 sol x 1 climat), un itinéraire technique « type » a été défini sur la base de l'expertise des ingénieurs régionaux du CETIOM ainsi que **plusieurs conduites « alternatives »** (semis direct, apport de produits organiques à l'automne, réduction de la dose d'engrais minéraux apportés). L'objectif était de tester l'impact de la variabilité des pratiques sur les simulations.

#### **4.1.2. L'évaluation met en évidence des lacunes du modèle pour estimer correctement l'impact des pratiques culturales sur les émissions de N<sub>2</sub>O**

A partir des différentes situations « types » constituées (1 situation = 1 sol x 1 climat x 1 itinéraire technique), une analyse de sensibilité du modèle DNDC a été conduite.

Elle a montré que les rendements simulés étaient assez faibles par rapport aux données observées (12 à 20 q/ha) et variaient peu en fonction de la quantité d'azote minéral apportée ou du type de sol (notamment la réserve utile, ce qui est incohérent avec les résultats observés sur le terrain). Par ailleurs, la quantité d'azote absorbé par la culture sur l'ensemble de son cycle était très variable et en deçà des valeurs observées sur les essais du CETIOM.

**Les émissions de N<sub>2</sub>O simulées sont en revanche beaucoup plus sensibles aux variations de pratiques culturales** que les paramètres caractérisant la croissance de la culture. L'impact des pratiques alternatives est cohérent avec les données de la littérature comme par exemple l'augmentation des émissions en semis direct par rapport à un semis conventionnel (Six et al., 2002). En revanche, **l'effet de la dose d'azote apporté est fortement amplifié** dans les simulations de DNDC par rapport aux données expérimentales. Cette surestimation peut être liée au déficit d'absorption d'azote par le colza évoqué plus tôt qui augmente artificiellement les stocks d'azote du sol.

### *4.2 Une analyse comparative de la capacité des modèles à prédire correctement les émissions de N<sub>2</sub>O*

#### **4.2.1. Des capacités prédictives globalement validées**

Les données expérimentales collectées sur le réseau d'essais ont été utilisées pour **évaluer la capacité de trois modèles : STICS, CERES-EGC et Syst'N** – à prédire correctement l'intensité et la dynamique des émissions de N<sub>2</sub>O à partir de données caractérisant l'environnement et les pratiques culturales sur les différents sites d'essais. Cette évaluation portait aussi sur **certaines variables connexes** comme la simulation du stock d'azote minéral du sol, de l'humidité du sol ou encore de la quantité d'azote assimilé par le couvert végétal, qui conditionnent les valeurs de flux de N<sub>2</sub>O calculés par les modèles. Cet exercice n'a malheureusement pu être mené que sur les données de la 1<sup>ère</sup> année d'essai.

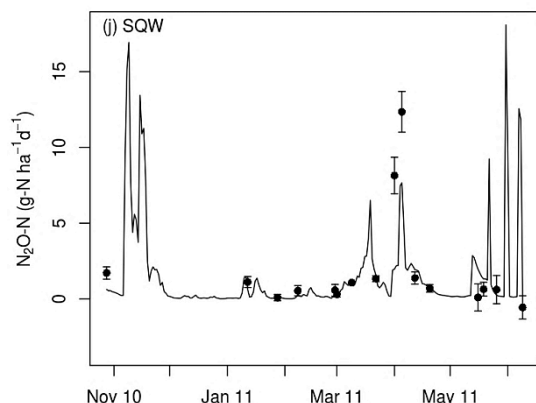
Les résultats obtenus mettent en avant **une bonne capacité des modèles à reproduire globalement la dynamique des émissions de N<sub>2</sub>O** au cours de l'année, notamment celles survenant après un épisode très favorable à l'instar des apports d'azote ou des fortes pluies. En revanche, l'intensité des pics mesurés est plus ou moins bien reproduite par les modèles (Figures 6 et 7).

Les différences observées sur les flux de N<sub>2</sub>O, entre données observées et données simulées, peuvent être expliquées par plusieurs facteurs.

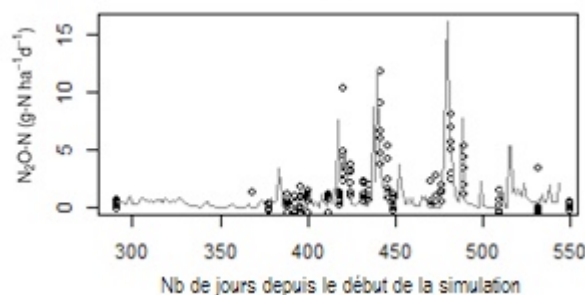
En premier lieu, par une difficulté des modèles à prédire correctement la dynamique d'une ou plusieurs variables dites « de contrôle » des émissions de N<sub>2</sub>O, à savoir principalement le stock d'azote minéral du sol, la température et l'humidité du sol ainsi que la quantité d'azote absorbé par la culture. Pour les trois modèles, la comparaison des données simulées et mesurées sur ces paramètres montrent que les évolutions de la température et l'humidité du sol sont en revanche le plus souvent bien reproduites. En

<sup>7</sup> BDAT : Base de Données d'Analyse de Terre

revanche, pour certaines situations, les modèles ont en effet du mal à reproduire les variations de stock d'azote du sol, en particulier lorsque les données mesurées font état de stocks très importants (mesures réalisées juste après la fertilisation azotée).



**Figure 6:** Comparaison des émissions de N<sub>2</sub>O simulées par le modèle CERES-EGC (trait plein) aux émissions observées (ronds pleins) sur le site de Saint Quentin (51) sur une culture de blé tendre d'hiver



**Figure 7:** Comparaison des émissions de N<sub>2</sub>O simulées par le modèle STICS (trait plein) aux émissions observées (ronds pleins) sur le site d'en Crambade (09) sur une culture de blé tendre d'hiver

En second lieu, un paramétrage ou des formalismes inadaptés. Sur le modèle Syst'N, l'analyse des écarts entre données observées et simulées a conduit à la modification de la vitesse de dénitrification potentielle, au départ trop élevée. Sur le modèle CERES-EGC, un test de calibration sur différents paramètres a été conduit (cf 2.3). Pour le modèle STICS, l'évaluation menée dans le cadre du projet NO GAS a notamment permis de valider le nouveau paramétrage du module NOE et du module de simulation de la circulation de l'eau dans l'horizon superficiel. Cette comparaison des données simulées et observées a aussi fait émerger différentes questions quant aux mesures elles-mêmes.

On a ainsi remarqué que, pour certaines situations, des pics d'émissions pouvaient être prédits par le modèle à des dates où aucun prélèvement n'avait été réalisé. Si ce pic avait bien eu lieu, cela signifiait que le calcul des flux annuels basés sur des flux mesurés pouvait omettre un pic d'émission. Par ailleurs, les différences observées en termes de stock d'azote minéral du sol – notamment au moment des apports d'azote – posent aussi la question de la précision de la mesure au champ. En effet, la variabilité des reliquats azotés mesurés sur cette période en différents points de la parcelle est forte : la comparaison des résultats de la simulation à une valeur moyenne de reliquats peut donc être discutée.

#### 4.2.2. Test d'un nouveau paramétrage pour le modèle CERES-EGC

La qualité de prédiction d'un modèle dépend fortement de la **qualité des données d'entrée** qui sont disponibles pour la réalisation des simulations. Pour les trois modèles évalués dans le cadre du projet, la simulation des émissions de N<sub>2</sub>O est basée sur un modèle mis au point par Hénault et al (2005), le modèle NOE (Nitrous Oxide Emission). Certains paramètres de ce modèle ( $r$ -max, vitesse de dénitrification potentielle  $-D_p$ - et de nitrification potentielle  $-z$ ) peuvent être estimés expérimentalement par le biais de mesures en laboratoires à partir d'échantillons de terre prélevés au champ.

Cependant, ces mesures sont lourdes et coûteuses à mettre en œuvre. Par conséquent, la plupart des modèles proposent un **paramétrage « par défaut »**.

Dans le cadre du projet NO GAS, l'objectif était de tester l'impact de ce paramétrage par défaut – par rapport à un paramétrage basé sur des valeurs mesurées – sur la qualité de prédiction du modèle CERES-EGC. Les données utilisées pour cette étude sont celles issues de la campagne de mesure 2010-11, pour l'ensemble de sites : les différents paramètres cités précédemment ont été mesurés sur l'ensemble des sites, de même que les humidités caractéristiques. Différents scénarii ont été élaborés

combinant des valeurs mesurées et par défaut pour ces différents de paramètres avec notamment deux scénarii les plus extrêmes, « Mn », où le paramétrage est basé uniquement sur des valeurs par défaut et « Mx », où il est basé uniquement sur des mesures expérimentales.

Le test de ce paramétrage sur les données issues de la campagne de mesures 2010-11 **n'a pas permis de mettre en évidence une différence de qualité de prédiction entre ces scénarii de calibration**. En revanche, le scénario Mx a permis d'augmenter la qualité de prédiction de certaines variables de contrôle et notamment l'humidité du sol. Par ailleurs, il faut aussi rappeler que les émissions mesurées sur les différents sites sur cette campagne ont été relativement faibles et peu variables. En revanche, sur une campagne plus pluvieuse avec une gamme d'émissions plus hétérogènes, il est assez probable que les changements de paramétrage auraient eu un effet plus marqué.

## **5. Une évaluation de la faisabilité d'utilisation de CERES-EGC par les organismes du développement et du conseil**

Le travail engagé sur les modèles d'émissions directes de N<sub>2</sub>O dans le cadre du projet concernait à la fois leur calibration mais aussi leur utilisation par les organismes de développement et de conseil pour les aider à identifier des combinaisons de pratiques culturales permettant de réduire les émissions de N<sub>2</sub>O. Les essais au champ constituent les principaux outils utilisés jusqu'à présent par ces organismes pour tester l'effet de certaines pratiques culturales sur les émissions de N<sub>2</sub>O. Cependant, par leur coût, ces expérimentations sont limitées.

Les modèles mécanistes, qui permettent de simuler le fonctionnement global de l'écosystème cultivé, pourraient constituer un outil de choix pour mettre en place un « réseau expérimental virtuel » et tester l'impact des pratiques dans différentes conditions de sol et de climat. Cependant, ces outils sont le plus souvent difficiles à manier pour des néophytes.

Dans le cadre du projet, l'objectif était d'utiliser un modèle, CERES-EGC, pour tester différents scénarii représentatifs des systèmes de cultures présents dans les principaux bassins de production. Comparativement à l'analyse menée sur DNDC, ce sont ici des rotations complètes qui ont été testées. Vingt-trois scénarii de référence ont été définis, répartis sur huit types de sol. Les simulations des rotations ont été conduites sur dix ans afin de pouvoir lisser la variabilité climatique.

Des itinéraires techniques alternatifs ont été testés avec une modification des doses d'azote apporté pour chaque culture (ainsi que du fractionnement des apports) afin d'évaluer l'impact de la modification de la quantité d'azote apportée sur les émissions de N<sub>2</sub>O.

## **Conclusions et Perspectives**

Le projet NO GAS a été mis sur pied pour répondre à un besoin exprimé par les différents acteurs de la recherche, du développement et du conseil qui concernait (i) le manque de données de référence sur les émissions de N<sub>2</sub>O en France et (ii) le manque d'outils adaptés pour les estimer.

Le réseau expérimental mis en place sur les campagnes 2010-11 et 2011-12 a permis de répondre à la première demande. C'est environ 1100 données de flux ponctuels et 50 données de flux annuels qui ont pu être collectées (respectivement estimées) sur ce réseau.

Les données de flux ponctuels ont d'ores et déjà été utilisées pour tester et calibrer certains modèles d'émissions directes de N<sub>2</sub>O dans le cadre du projet. La dynamique créée entre les différents partenaires autour de cette problématique est par ailleurs amenée à perdurer.

Les données de flux annuels sont actuellement utilisées, en complément de données acquises dans des projets antérieurs, pour mettre au point une méthode de niveau 2 d'estimation des émissions de

N<sub>2</sub>O pour la réalisation des inventaires nationaux d'émissions. Ce nouveau projet, piloté par le CITEPA et le CETIOM, est réalisé en partenariat avec l'UMR INRA/AgroParisTech EGC, ARVALIS – Institut du Végétal, l'ITB, InVivo, l'Ademe et le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt. La méthode devrait être validée pour le comité de pilotage du projet courant mars 2014.

Les données recueillies dans le cadre du projet ont permis de confirmer ou de faire émerger de nouvelles pistes de réduction des émissions de N<sub>2</sub>O par le biais des pratiques culturales. Les conclusions des essais sur le travail du sol sont mitigées mais en revanche, l'effet positif du drainage a pu être constaté ; l'intérêt du chaulage, pour les sols acides, a de plus été soulevé et serait donc intéressant à tester.

L'une des forces du projet a été de réunir un partenariat assez diversifié, comportant des représentants de la recherche, du développement et du conseil agricole. La thématique des émissions de N<sub>2</sub>O était portée en France depuis longtemps par la recherche : le projet NO GAS a notamment permis de réaliser un transfert de connaissances mais aussi de compétences (mesures des émissions de N<sub>2</sub>O au champ) entre la recherche et le développement agricole. Le « test » d'un des modèles mécanistes par la coopérative InVivo constitue un autre exemple de transfert qui s'est cette fois-ci opéré entre la recherche et le conseil agricole. La dynamique de travail impulsée sur la thématique du N<sub>2</sub>O s'est par ailleurs prolongée et a donné lieu à la mise sur pied de nouveaux projets, notamment le projet SolGES (porté par l'UR INRA Science du sol et financé par l'Ademe) et le projet Efemair-N<sub>2</sub>O (porté par l'UR INRA AgrolImpact et financé par l'Ademe).

### Références bibliographiques

- Bessou C., Mary B., Léonard J., Roussel M., Gréhan E., Gabrielle B., 2010. Modelling soil compaction impacts on nitrous oxide emissions in arable fields. *European Journal of Soil Science* 61(3), 348-363.
- Bouwman A.F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient cycling in Agroecosystems* 46(1), 53-70.
- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of agronomy* 18(3), 309-332.
- Clayton H., McTaggart I.P., Parker J., Swan L., Smith K.A., 1997. Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. *Biology and Fertility of Soils* 25(3), 252-260.
- Čuhel J., Šimek M., Laughlin R. J., Bru D., Chèneby D., Watson C.J., Philippot L., 2010. Insights into the effect of soil pH on N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> emissions and denitrifier community size and activity. *Applied and environmental microbiology* 76(6), 1870-1878.
- Denmead O., 1979. Chamber systems for measuring nitrous oxide emission from soils in the field. *Soil Science Society of America Journal* 43(1), 89-95.
- Dobbie K.E., Smith K.A., 2003. Impact of different forms of N fertilizer on N<sub>2</sub>O emissions from intensive grassland. *Nutrient cycling in Agroecosystems* 67(1), 37-46.
- Dupas R., Parnaudeau V., Reau R., Gascuel-Oudou C., Durand, P., 2013. Using a semi distributed model to enhance communication with stakeholders and participation for designing nitrogen-efficient cropping systems in a catchment. In *EGU General Assembly Conference Abstracts Vol. 15*, p. 11003.
- FAO, 2001. Chapter 3 Measurement techniques. In: *Global estimates of gaseous emissions of NH<sub>3</sub>, NO and N<sub>2</sub>O from agricultural land*. 106 p. <http://www.fao.org/DOCREP/004/Y2780E/Y2780E00.HTM>
- Freibauer A., 2003. Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *European Journal of Agronomy* 19(2), 135-160.

- Gabrielle B., Laville P., Duval O., Nicoullaud B., Germon J.-C., Henault C., 2006. Modelling nitrous oxide emissions from cropland at the regional scale. *Oléagineux, Corps Gras, Lipides* 13(6), 413-418.
- Germon J.C., Hénault C., Cellier P., Chèneby D., Duval R., Gabrielle B., Laville P., Nicoullaud B., Philippot L., 2004. Les émissions de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) d'origine agricole. Évaluation au niveau du territoire français. *Etude et Gestion des Sols* 10(4), 315-328.
- Grant B., Smith W. N., Desjardins R., Lemke R., Li C., 2004. Estimated N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions as influenced by agricultural practices in Canada. *Climatic Change* 65(3), 315-332.
- Hénault C., Bizouard F., Laville P., Gabrielle B., Nicoullaud B., Germon J.C., Cellier P., 2005. Predicting in situ soil N<sub>2</sub>O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology* 11(1), 115-127.
- Hénault C., Chèneby D., Heurlier K., Garrido F., Perez S., Germon J.C., 2001. Laboratory kinetics of soil denitrification are useful to discriminate soils with potentially high levels of NO emission on the field scale. *Agronomie* 21(8), 713-723.
- Henault C., Devis X., Page S., Justes E., Reau R., Germon J.C., 1998. Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. *Biology and Fertility of Soils* 26(3), 199-207.
- Hutchinson G.L., Mosier A.R., 1981. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Science Society of America Journal* 45(2), 311-316.
- Mørkved P.T., Dörsch P., Bakken L.R., 2007. The N<sub>2</sub>:O product ratio of nitrification and its dependence on long-term changes in soil pH. *Soil Biology and Biochemistry* 39(8), 2048-2057.
- Nicolardot B., Germon J.C., 2008. Emissions de méthane (CH<sub>4</sub>) et d'oxydes d'azote (N<sub>2</sub>O et NO<sub>x</sub>) par les sols cultivés. Aspects généraux et effet du non travail du sol. *Etude et Gestion des Sols* 15, 171-182.
- Philibert A., Loyce C., Makowski D., 2012. Quantifying Uncertainties in N<sub>2</sub>O Emission Due to N Fertilizer Application in Cultivated Areas. *PLoS ONE* 7(11): e50950.doi:10.1371/journal.pone.0050950
- Rochette P., 2008. No-till only increases N<sub>2</sub>O emissions in poorly-aerated soils. *Soil and Tillage Research* 101(1), 97-100.
- Six J., Feller C., Deneff K., Ogle S.M., de Moraes Sa J.C., Albrecht A., 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils--Effects of no-tillage. *Agronomie-Sciences des Productions Végétales et de l'Environnement* 22(7-8), 755-776.
- Six J., Ogle S.M., Breidt F.J., Conant R.T., Mosier A.R., Paustian K., 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology* 10(2), 155-160.
- Stehfest E., Bouwman L., 2006. N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74(3), 207-228.
- Wang L., Du H., Han Z., Zhang X., 2013. Nitrous oxide emissions from black soils with different pH. *Journal of Environmental Sciences* 25(6), 1071-1076.