Le contrôle des émissions de N O par l'état structural des sols

Flavien Poinçot

▶ **To cite this version:**

Flavien Poinçot. Le contrôle des émissions de N O par l'état structural des sols. Sciences de la Terre. Université d'Orléans, 2019. Français. NNT : 2019ORLE2001 . tel-02391030

HAL Id: tel-02391030
https://theses.hal.science/tel-02391030

Submitted on 3 Dec 2019

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

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

UNIVERSITÉ D'ORLÉANS

ÉCOLE DOCTORALE ENERGIE, MATERIAUX, SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'UNIVERS

INRA - UR Science du Sol

THÈSE présentée par :

Flavien POINÇOT

Soutenue le : **05 avril 2019**

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'Université d'Orléans**

Discipline/ Spécialité : Science du Sol

Le contrôle des émissions de N_2O par l'état structural des sols

THÈSE dirigée par :

Isabelle COUSIN	Directrice de recherche, INRA Science du Sol, Orléans
Catherine HÉNAULT	Directrice de recherche, INRA Science du Sol, Orléans

RAPPORTEURS :

Josette GARNIER	Directeur de recherche, CNRS METIS, Paris
Pierre RENAULT	Directeur de recherche, INRA EMMAH, Avignon

JURY :

Vincent CHAPLOT	Directeur de recherche, IRD LOCEAN, Paris
Isabelle COUSIN	Directrice de recherche, INRA Science du Sol, Orléans
Josette GARNIER	Directrice de recherche, CNRS METIS, Paris
Christophe GUIMBAUD	Professeur, Université d'Orléans *(Président du jury)*
Catherine HÉNAULT	Directrice de recherche, INRA Science du Sol, Orléans
Pierre RENAULT	Directeur de recherche, INRA EMMAH, Avignon

REMERCIEMENTS

Souvent la première page lue dans une thèse, parfois la seule, rédiger la partie « remerciements » d'une thèse représente la fin d'un travail de longue haleine dont le doctorant sort toujours grandis. La thèse n'est pas une aventure solitaire et je tiens ici à remercier ceux qui, par leur aide ou leur soutien, m'ont permis de mener à bien ce projet.

Je tiens à commencer mes remerciements par mes deux directrices de thèse, Isabelle Cousin et Catherine Hénault, sans qui ce projet n'aurait jamais eu lieu. Grâce à cette thèse, j'ai pu m'améliorer, gagner en maturité et en méthode, et j'ai appris à davantage affirmer mes choix scientifiques (ce qui n'était pas gagné ! ;)). Isabelle, je te remercie pour ton accompagnement sans faille même en fin de thèse, malgré tes nouvelles responsabilités. Merci également pour le recul que nos échanges m'ont permis de prendre sur mon travail et sur la recherche en général. Catherine, je te remercie pour ta confiance et pour la liberté que tu m'as accordée pendant la thèse.

Je tiens également à remercier Josette Garnier et Pierre Renault, qui ont accepté de rapporter ma thèse, ainsi que Christophe Guimbaud et Vincent Chaplot qui ont accepté de participer à mon jury. Vos retours et nos échanges lors de la soutenance ont été très intéressants et m'ont permis d'apprécier sous de nouveaux angles mon travail et ses perspectives.

Je remercie également François Lafolie, Patricia Garnier et Yves Le Bissonnais pour leur participation à mon comité de pilotage. Un grand merci en particulier à François pour son aide concernant l'utilisation de la plateforme VSOIL. Les formations à Avignon, toujours agréables, ainsi que nos échanges ont été essentiels pour me permettre de réaliser le travail de modélisation présenté dans ce manuscrit. Je remercie également Nicolas Moitrier et toute l'équipe VSOIL pour leur aide et leur accueil lors des formations sur la plateforme.

Je tiens également à remercier toute l'équipe de l'UR Sols pour leur implication dans mon travail, les coups de main occasionnels et leur accueil au sein de l'unité.
Je remercie en particulier Lionel Cottenot pour son aide sur presque toute la partie expérimentale, mais aussi pour son soutien au cours de la thèse et les grandes discussions qu'on a pu avoir au cours de ces trois ans et demi. Un grand merci aussi à Didier Laloua, Pierre Courtemanche, Guillaume Giot, Hervé Gaillard, Adeline Ayzac et Olivier Josière, pour leur aide précieuse tant pour la réalisation des mesures que pour la construction des dispositifs expérimentaux et leurs conseils.

Merci également à Agnès Grossel et Marine Lacoste, ainsi que Hocine Bourennane pour leur aide scientifique au cours de la thèse. Merci Marine pour ton aide inestimable avec toute la partie tomographie à rayon X de ce travail. Et merci d'avoir répondu à mes nombreuses questions ! Merci Agnès pour ton aide toute aussi précieuse et tes conseils sur toutes les questions que je me posais concernant le N_2O, la mesure des émissions et le traitement des flux associé. Merci Hocine pour ton aide avec les exploitations statistiques, et pour tes conseils sur la manière de présenter tout ça. Merci à vous trois pour votre disponibilité, et parce que travailler avec vous était toujours efficace et agréable.
Merci enfin aux gestionnaires d'unité, Fanny Guerrier et Magalie Marolleau, qui m'ont permis de réaliser ma thèse sans la crainte des procédures administratives.

Merci également à toute l'équipe d'Infosol et l'équipe orléanaise du département EA pour leur accueil et leur bonne humeur. Ensemble, avec l'UR, vous formez la carto et mon passage en ces lieux a été très agréable grâce à l'ambiance inégalable qui y règne. Pour ça, je remercie chaleureusement tous ceux que j'ai pu croiser dans ce bâtiment.

Un merci tout particulier à tous les collègues du babyfoot, du jardin, du canoë ADAS et du V&B pour leur bonne humeur, leur soutien, et pour tous ces bons moments ! Merci donc à Vanille, Nico III, Nico IV, Flo, Carole, Seb, Mercedes, Garrett, Ghislain, Manon, Marie, Hakima, Nico So, Laetitia, Benoit et tous les autres.

Toute ma reconnaissance également à mes compagnons de fanfare, les Sapaïous, pour tous ces moments musicaux et ces nouvelles expériences qui m'ont permis de me détendre et de ne pas laisser ma clarinette au placard !

Merci à mes amis de l'ENSAT, Claire, Clément, Lauren, Justine, JL, Justin, Astrid et tous les autres pour leur soutien.

Enfin, je remercie ma famille, mes parents et ma sœur (et mon chien, bien sûr !) pour leur soutien et leur présence.

Table des matières

Remerciements 2
Table des matières 4
Table des illustrations 8
Liste des figures 8
Liste des tableaux 11
Introduction générale 13
1. Chapitre 1 : Déterminismes, caractérisation et représentation de la variabilité spatiale des émissions de N_2O à l'échelle de la parcelle. 17
Introduction et objectifs 18
1. Le déterminisme des émissions de N_2O : des processus caractérisés à différentes échelles 19
1.1. Des processus de production à l'échelle microscopique 19
1.2. Des processus de transports à l'échelle macroscopique 25
2. La variabilité des émissions de N_2O au champ et le rôle de l'état structural du sol .. 27
2.1. Variabilité des émissions de N_2O à plusieurs échelles 27
2.2. Le rôle de la structure du sol dans la variabilité des émissions de N_2O. 29
3. La modélisations des émissions de N_2O et la prise en compte de la variabilité spatiale 35
3.1. La modélisation des processus mis en jeu 36
3.2. La prise en compte de la variabilité spatiale dans la modélisation des émissions de N_2O 39
4. Démarche de recherche et plan du manuscrit 42
4.1. Pistes de recherche 42
4.2. Démarche envisagée 43
2. Chapitre 2 : Evolution structurale d'un sol reconstitué sous simulateur de pluie et variabilités associées : prise en compte de la variabilité structurale dans l'intégration des émissions de N_2O. 45
Introduction et objectifs 46
1. Matériel et méthode 47
1.1. Description du site et prélèvement du sol 47
1.2. Conception du dispositif expérimental 47
1.3. Protocole et suivi expérimental 49
1.4. Analyse des données 53

2. Effet de l'état structural initial sur les émissions de N_2O 55
2.1. Evolution des propriétés physico-chimiques 55
2.2. Emissions de N_2O et corrélations avec les facteurs de contrôle 58
3. Effet de l'hétérogénéité de la masse volumique du sol sur la mesure des émissions de N_2O 62
3.1. Variabilité des émissions de N_2O observés sur 0,3 m² après trois pluies modérées 62
3.2. Estimation des flux à l'échelle d'un bac 63
4. Discussion 65
4.1. Evolution de la masse volumique 65
4.2. Variabilité des teneurs en nitrates 66
4.3. Dynamique des émissions de N_2O 66
4.4. Importance de l'état structural initial dans les émissions de N_2O 68
4.5. Prise en compte de l'hétérogénéité dans la mesure des émissions de N_2O 69
Conclusion 71
3. Chapitre 3 : Conception d'un dispositif expérimental de 10 m² x 0,3 m permettant l'étude de la variabilité spatiale des émissions de N_2O d'un sol reconstitué. 73
Introduction et objectifs 74
1. Construction et historique du dispositif 75
1.1. Infrastructure de la maquette 75
1.2. Site et prélèvement de sol 75
1.3. Remplissage du dispositif 76
1.4. Caractérisation du simulateur de pluie et de la pluie 77
1.5. Estimation du volume d'eau piégé dans le dispositif 79
1.6. Synthèse des principales activités réalisées sur le dispositif expérimental 80
2. Matériel et méthode 81
2.1. Suivi des émissions de gaz 81
2.2. Suivi du fonctionnement hydrique 83
2.3. Caractérisation de la structure du sol 85
2.4. Caractérisation physico-chimique des sols de la maquette 89
2.5. Détermination des espèces azotées dissoutes dans les eaux du système 90
2.6. Analyse des données 90
3. Caractérisation de la structure du sol sur le dispositif expérimental 91
3.1. Masses volumiques mesurées sur le dispositif en position horizontale 91

3.2. Caractérisation de l'état structural sur le dispositif en pente 93
4. Faisabilité expérimentale de la mesure spatialisée des émissions de N_2O sur une maquette de sol : essais sur le dispositif en position horizontale 96
4.1. Teneurs en azote minéral sur le dispositif en position horizontale 96
4.2. Suivi du fonctionnement hydrique 98
4.3. Mesures des émissions de N_2O 101
4.4. Mesures des émissions de CO_2 après la pluie 106
5. Résultats et analyse des expérimentations sur le dispositif en pente 107
5.1. teneurs en azote minéral sur le dispositif en pente 107
5.2. Propriétés hydriques 109
5.3. Mesures des émissions de N_2O 114
5.4. Mesures des émissions de CO_2 116
5.5. Essais prospectifs complémentaires sur le dispositif en pente 117
6. Bilan azote et carbone depuis la construction 118
6.1. Carbone organique et azote total 118
6.2. Bilan azoté depuis la construction du dispositif 119
7. Discussion 121
Conclusion 124
4. Chapitre 4 : Formalisation des processus et de leurs interactions à l'échelle macroscopique dans un système spatial : simulations numériques 127
Introduction et objectifs 128
1. Conception du modèle : Fonctionnement et formalismes 129
1.1. Formalisme de la dynamique hydrique 130
1.2. Production et réduction du N_2O au sein du profil de sol 132
1.3. Diffusion du N_2O au sein du profil de sol, équilibre et réduction associés 133
1.4. Evolution des teneurs en azote minéral 135
2. Application du modèle sur le dispositif expérimental 136
2.1. Analyse des données 136
2.2. Calage et définition des paramètres 137
2.3. Caractéristiques de la simulation et conditions initiales 141
2.4. Comparaison entre simulations et observations 142
3. Simulations d'autres scénarios 148
3.1. Réponse du dispositif à des épisodes de pluies plus intenses 148
3.2. Effet d'une évolution de pente 151

3.3. Rôle de la teneur en eau initiale 151
4. Discussion 153
4.1. Qualité des simulations réalisées 153
4.2. Rôle de la structure du sol et des caractéristiques hydriques dans la variabilité des émissions de N_2O 154
Conclusion 156
5. Chapitre 5 : Discussion générale, conclusion et perspectives 157
Introduction et objectifs 158
1. Un travail expérimental original 159
2. Etat de compaction et émissions de N_2O : Apports et limites d'un approche macroscopique 162
3. Le rôle des caractéristiques hydriques et du ruissellement 164
4. Les perspectives de ce travail 165
4.1. Une utilisation revisitée du dispositif étudié 165
4.2. L'intégration de la caractérisation des micro-organismes et de leur localisation 166
4.3. Une poursuite du développement du modèle 167
4.4. Emissions de N_2O et structure du sol : quelles conséquences possibles pour les pratiques agricoles ? 167
Références 169
ANNEXES 195
Annexe 1 : Photographie des dispositifs expérimentaux utilisés 196
Annexe 2 : Reproduction de la dynamique hydrique par le modèle $NOE_{PREDiHR}$: qualité de simulation de la teneur en eau volumique 198
Annexe 3 : Reproduction de la dynamique hydrique par le modèle $NOE_{PREDiHR}$: qualité de simulation du potentiel matriciel 200
Annexe 4 : Equations et paramètres du modèle 203

TABLE DES ILLUSTRATIONS

LISTE DES FIGURES

Chapitre 1

Figure 1-1 : Les principales voies de production du protoxyde d'azote (N_2O), organismes et enzymes impliqués (modifié d'après Rabot (2014)). 19
Figure 1-2 : Schéma conceptuels des principaux facteurs contrôlant les émissions de N_2O ... 31
Figure 1-3 : Représentation du concept de hotspot microbien dans le sol. Traduit de (Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015). 34

Chapitre 2

Figure 2-1 : Vue en coupe schématique d'un bac expérimental en construction et son découpage théorique en quadrats. 48
Figure 2-2 : Configurations de masses volumiques initiales étudiées et emplacement des sondes de mesures 50
Figure 2-3 : Frise chronologique des principales étapes de l'expérimentation 51
Figure 2-4 : Localisation des emplacements de mesure Q_1-Q_4 et Q_2-Q_3 53
Figure 2-5 : Teneur en eau volumique et part de la porosité remplie d'eau (WFPS) mesurées sur l'ensemble du suivi expérimental pour les trois masses volumiques initiales 1,05, 1,15 et 1,25 $g.cm^{-3}$. 56
Figure 2-6 : Teneurs en NO_3^- mesurées avant reconstitution du sol (Initial) et en fin d'expérimentation pour les 3 masses volumiques initiales étudiées. 57
Figure 2-7 : Teneurs en carbone organique (Corg), azote total (Ntot) et rapport C/N mesurés au début (Initial) et à la fin du suivi expérimental pour les 3 masses volumiques initiales étudiées. 58
Figure 2-8 : Flux de N_2O mesurés au cours du suivi expérimental pour les trois masses volumiques initiales visées. Les lignes en pointillés correspondent aux pluies simulées. 59
Figure 2-9 : Flux de N_2O mesurés les 7, 8 et 9^e jours du suivi expérimental pour les trois masses volumiques initiales visées. La ligne en pointillé correspond à la pluie n°2 simulée (5 $mm.h^{-1}$, 30 mn). 59
Figure 2-10 : Comparaison entre flux cumulés simulés et flux cumulés observés. La ligne tracée représente la droite 1:1. 62
Figure 2-11 : Flux de N_2O mesurés sur les emplacements Q1, Q2, Q3 et Q4 pour chaque bac et flux mesurés sur les emplacements Q1-Q4 et Q2-Q3, au milieu des bacs. 64
Figure 2-12 : Comparaisons de flux observés avec les flux moyens calculés à partir des mesures réalisées sur les emplacements Q1, Q2, Q3 et Q4. 64
Figure 2-13 : Rôle des processus microbiologiques et physiques dans la dynamique des émissions de N_2O : schéma explicatif de l'hypothèse proposée pour expliquer les observations lors du suivi expérimental. 68

Chapitre 3

Figure 3-1 : Infrastructure du dispositif expérimental à vide 75
Figure 3-2 : Représentation schématique du dispositif expérimental : répartition des zones tassées et localisation des zones de récupérations des eaux percolées. Am : amont ; Mi : milieu ; Av : aval. 77
Figure 3-3 : Répartition spatiale de l'intensité d'une pluie simulée. Les points représentent l'emplacement des pluviomètres à l'intérieur de la maquette. 78
Figure 3-4 : Frise chronologique des principales activités réalisées sur le dispositif expérimental 80
Figure 3-5 : Schéma représentant l'emplacement des mesures avec la fast-box lors du test de faisabilité en position horizontale. 82
Figure 3-6 : Schéma représentant les emplacements de mesure avec la fast-box lors du suivi en pente 83
Figure 3-7 : Emplacements des sondes TDR sur le dispositif expérimental. 83
Figure 3-8 : Emplacements d'insertion des tensiomètres lors du suivi en pente. 84
Figure 3-9 : Localisation des prélèvements du 30/11/2017 à la fin des essais sans pente (prélèvements P1). 85
Figure 3-10 : Représentation des points d'échantillonnage sur une zone non tassée du dispositif expérimental de surface 1 m x 0,8 m (prélèvements P2). 86
Figure 3-11 : Localisation des prélèvements après suivi en pente (prélèvements P3). 87
Figure 3-12 : Masses volumiques mesurées le 30/11/2017 à la suite du suivi en position horizontale de la maquette. Un prélèvement par zone (coté x position x tassement) a été réalisé. 92
Figure 3-13 : Masses volumiques mesurées sur les zones non tassées du dispositif à plat 1 mois après la dernière pluie (prélèvements P2). 93
Figure 3-14 : Masses volumiques (1-6 cm) mesurées sur la maquette à l'issue du suivi en pente. 94
Figure 3-15 : Reconstitution de la structure 3D de deux prélèvements de sol scannées par tomographie aux rayons X. 95
Figure 3-16 : Teneurs en NO_3^- mesurées le 30/11/2017 à la suite du suivi en position horizontale du dispositif expérimental. 97
Figure 3-17 : Teneurs en NH_4^+ mesurées le 30/11/2017 à la suite du suivi en position horizontale du dispositif expérimental. 98
Figure 3-18 : Evolution de la teneur en eau à 15 cm et 28 cm de profondeur en trois emplacements 99
Figure 3-19 : Evolution des émissions de N_2O sur les 100 premières heures après la pluie du 13/11/2017 sur la maquette en position horizontale (suivi G1). 102
Figure 3-20 : Evolution des émissions de N_2O sur les 100 premières heures après la pluie (suivi G1) et de 3 semaines à 1 mois après la pluie (suivi G2). 105
Figure 3-21 : Evolution des émissions de CO_2 sur les 100 premières heures suivant la simulation d'une pluie en kgC-CO_2.ha^{-1}.d^{-1}(suivi G1). 106
Figure 3-22 : Teneurs en NO_3^- des prélèvements de sol réalisés le 14/02/2018 (prélèvements P3). 108
Figure 3-23 : Teneurs en NH_4^+ des prélèvements de sol réalisés le 14/02/2018 (prélèvements P3). 108
Figure 3-24 : Evolution de la teneur en eau à 15 cm et 28 cm de profondeur en trois emplacements au cours du suivi en pente (suivi G3) 109

Figure 3-25 : Evolution du potentiel matriciel au cours du suivi en pente (suivi G3) à 7 cm (sol tassé, couleur bleue) et 28 cm (sol non tassé, couleur verte) 111
Figure 3-26 : Evolution du potentiel matriciel au cours du suivi en pente (suivi G3) à 15 cm. La couleur bleue représente un sol tassé. 112
Figure 3-27 : Emissions de N_2O mesurées lors du premier suivi en pente (suivi G3). 114
Figure 3-28 : Emissions de CO_2 mesurées lors du premier suivi en pente. 116
Figure 3-29 : Evolution des teneurs en carbone organique et azote total entre la construction du dispositif et la fin des expérimentations (18 avril 2018, prélèvements P4). 118

Chapitre 4

Figure 4-1: Représentation schématique du fonctionnement du modèle 129
Figure 4-2: Représentation du ruissellement dans le modèle. 130
Figure 4-3 : Frise chronologique des principales activités réalisées sur le dispositif expérimental 136
Figure 4-4 : A) Paramètres hydrodynamiques moyens utilisés lors des simulations dans les conditions expérimentales. B) Variation des paramètres hydrodynamiques entre les emplacements de simulation. 138
Figure 4-5 : Schéma de la méthode utilisée pour caler les paramètres hydrodynamiques aux données expérimentales 139
Figure 4-6 : Comparaison entre mesures et simulations des potentiels matriciels (mH_2O) sur la zone non tassée amont droit, à 15 cm et 28 cm de profondeur, et la zone tassée aval droit à 7 cm et 15 cm de profondeur. 142
Figure 4-7 : Comparaison entre mesures et simulations des teneurs en eau volumiques pour la zone non tassée amont droit à 28 cm de profondeur et la zone tassée aval droit à 15 cm. A noter que les unités diffèrent entre les deux graphiques. 143
Figure 4-8 : Comparaison entre les flux observés et les flux simulés lors du suivi en pente après 30 mn d'une pluie à 16 $mm.h^{-1}$. 144
Figure 4-9 : Flux mesurés (rouge) et simulés (bleu) lors du suivi en pente après 30 mn d'une pluie à 16 $mm.h^{-1}$ 145
Figure 4-10 : Comparaison des flux cumulés calculés à partir des flux mesurés et des flux simulés. 146
Figure 4-11 : Taux de dénitrification simulé dans les 12 premiers centimètres pour la zone aval tassée. 147
Figure 4-12 : Effet d'une modification de l'intensité et de la durée d'une pluie sur les émissions de N_2O simulées par le modèle. 149
Figure 4-13 : Effet d'une variation de pente de 3 % sur les émissions de N_2O simulées 151
Figure 4-14 : Emissions de N_2O simulées pour une pluie de 30 mn à 16 $mm.h^{-1}$ et une pente à 5 % pour trois valeurs d'humidité initiale : 30 %, 50 % et 80 % de la teneur en eau volumique à saturation. 152

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre 2

Tableau 2-1 : Propriétés physico-chimiques du sol étudié. Le chiffre entre parenthèse correspond à l'écart-type associé à la valeur présentée. 47
Tableau 2-2 : Présentation des masses volumiques initiales visées et des masses volumiques finales mesurées. 55
Tableau 2-3 : Emissions de N2O cumulées ($mgN.m^{-2}$) calculées sur l'ensemble de la période expérimentale pour chaque emplacement de mesure en fonction du bac et de la masse volumique initiale associée. 60
Tableau 2-4 : Coefficients de corrélation de Pearson entre les flux de N_2O cumulés et les variables auxiliaires.[1] 60
Tableau 2-5 : Flux moyen journalier des émissions de N_2O ($mgN.m^{-2}.d^{-1}$) observées sur l'ensemble de la période de suivi expérimental*. 63
Tableau 2-6 : NRMSE associé à l'estimation des flux de N_2O des bacs expérimentaux par la moyenne arithmétique des mesures réalisées sur les 4 quadrats de chaque bac*. 65

Chapitre 3

Tableau 3-1 : Propriétés physico-chimiques du sol étudié. Le chiffre entre parenthèses correspond à l'écart-type associé à la valeur moyenne présentée. 76
Tableau 3-2 : Principales statistiques descriptives de l'intensité d'une pluie simulée à l'intérieur du dispositif expérimental. 79
Tableau 3-3 : Volume piégé dans le dispositif expérimental à plat (L), pour chaque compartiment du double fond. 79
Tableau 3-4: Volume piégé dans le dispositif expérimental en pente (L,) pour chaque compartiment du double fond. 79
Tableau 3-5 : Paramètres d'acquisitions des images par tomographie aux rayons X. 88
Tableau 3-6 : Masses volumiques mesurées à 3 cm, 15 cm et 28 cm de profondeur les 30 et 31 mai 2018. [1] 94
Tableau 3-7 : Porosité (%) et constante d'Euler ($1.mm^{-3}$) calculées pour chaque image segmentée. La résolution est de 184 µm. 96
Tableau 3-8 : Water-filled pore space mesuré sur la maquette de sol en position horizontale[1] 100
Tableau 3-9 : Apport en eau par la pluie simulée, apport total en litres et apport calculé pour chaque zone du dispositif expérimental, en $L.m^{-2}$ (mm). 100
Tableau 3-10 : Pertes en eau par percolation rapportée à la surface de la zone de prélèvement (en $L.m^{-2}$ (mm)) et pertes totales par ruissellement (en litres). 101
Tableau 3-11 : Proportion du volume d'eau initial percolée pour chaque zone du dispositif (%) 101
Tableau 3-12 : Quantité d'eau (Q) dans le système pour chaque zone du dispositif (en $L.m^{-2}$) selon le bilan Q = Apport – drainage – ruissellement[1] 101
Tableau 3-13 : Moyennes journalières des émissions de N_2O mesurées (suivi G1), écarts-types et coefficients de variations associés* 103
Tableau 3-14 : Water-filled pore space mesuré sur la maquette de sol en pente[1] 110
Tableau 3-15 : Apport en eau par la pluie simulée lors du suivi en pente : apport total en litres et apport calculé pour chaque zone du dispositif expérimental, en $L.m^{-2}$ (mm). 112

Tableau 3-16 : Pertes en eau par ruissellement (en litres) et percolation (en $L.m^{-2}$) lors du suivi en pente[1]. 113
Tableau 3-17 : Quantité d'eau apportée restant dans le système (Apport-drainage-ruissellement) pour chaque zone du dispositif (en $L.m^{-2}$)[2]. 113
Tableau 3-18 : Moyennes journalières des émissions de N_2O mesurées lors du suivi en pente (suivi G3) en $gN.ha^{-1}.d^{-1}$, écarts-types et coefficients de variations associés*. 115
Tableau 3-19 : Mesures de gaz prélevé à 15 cm de profondeur (Suivi G4). 117
Tableau 3-20 : Bilan des pertes en eau et en azote lors du suivi en position horizontale et du suivi en pente. 119

Chapitre 4

Tableau 4-1 : Paramètres utilisés lors des simulations des processus de dénitrification et nitrification dans les conditions expérimentales. 141
Tableau 4-2 : Comparaison des résultats de simulation obtenus avec d'autres études dans la littérature[1]. 144

INTRODUCTION GENERALE

Le protoxyde d'azote (N_2O) est un puissant gaz à effet de serre et l'un des trois principaux gaz responsables de l'effet de serre additionnel avec le dioxyde de carbone et le méthane (Ciais et al., 2013). Son pouvoir de réchauffement global à 100 ans est 265 fois plus important que celui du CO_2 (IPCC, 2014), et son temps de résidence dans l'atmosphère est de l'ordre de 120 +/- 10 ans (Wuebbles, 2009). Il est également en passe de devenir le principal responsable de la diminution de l'ozone stratosphérique (Myhre et al., 2013). Sa concentration atmosphérique a augmenté de près de 20 % pendant l'ère industrielle passant d'une teneur de 270 ppb dans les années 1800 (10^{-9} molécules de N_2O par molécules d'air) à 322 ppb aujourd'hui (Wuebbles, 2009, Ciais et al., 2013). Chaque année, la concentration en N_2O dans l'atmosphère augmente de 0,2 à 0,3 %.

Les sols en conditions naturelles sont les principaux émetteurs de N_2O et émettent en moyenne 37 % des émissions de N_2O atmosphérique. Si ces émissions sont issues de processus naturels, les activités humaines sont responsables de 38 % des émissions de N_2O totales (Fowler et al., 2009). L'agriculture est la première source anthropique d'émission de N_2O (42 % en moyenne) à travers les pratiques culturales de fertilisation azotée des sols essentiellement (Fowler et al., 2009, Ciais et al., 2013). Le N_2O est issu du métabolisme des micro-organismes du sol. Il est un intermédiaire obligatoire de la dénitrification et peut également être produit lors de la nitrification. De fait, les facteurs influençant l'activité bactérienne nitrifiante et dénitrifiante ont un impact direct sur la production et *a fortiori* les émissions de N_2O (Conrad, 1996, Baggs, 2011). C'est le cas des apports de substrats carbonés ou azotés réalisés lors des fertilisations agricoles par exemple, ou encore de l'oxygénation du sol qui peut être impactée par les pratiques culturales. Cette origine biologique des émissions de N_2O et les nombreux facteurs d'influence expliquent la forte variabilité spatiale et temporelle des émissions du sol (Parkin, 1993, McClain et al., 2003).

Toutefois, notre capacité à appréhender cette variabilité est encore limitée, et les approches quantitatives permettant de la prendre en compte peuvent être améliorées (Chen et al., 2008, Groffman et al., 2009). Les méthodes actuellement utilisées à l'échelle nationale par le GIEC pour calculer une estimation globale des émissions de N_2O peuvent amener à des incertitudes de l'ordre de 150 % (CITEPA, 2018).

Une connaissance approfondie des déterminants des processus en jeu et une quantification fine des émissions de N_2O permettraient de limiter ces émissions par la mise en place de techniques

de mitigation efficaces. Elles permettraient également d'affiner les évaluations de l'impact environnemental des pratiques agricoles favorisant la mise en place de pratiques respectueuses de l'environnement.

Le travail présenté dans ce manuscrit a donc été réalisé dans l'objectif d'apporter de nouveaux éléments de connaissance concernant le déterminisme des émissions de N_2O et la variabilité associée à ces émissions. Il est composé de 6 chapitres.

Le premier chapitre expose une synthèse des connaissances actuelles concernant le déterminisme des émissions, leur variabilité et notre capacité à simuler ces émissions. Ce chapitre est rédigé selon un double objectif qui est (i) de présenter au lecteur les principales notions nécessaires à la compréhension des travaux réalisés et (ii) de permettre une ébauche progressive de la problématique de thèse et de la démarche expérimentale, en mettant en avant le rôle clé de la structure du sol et notamment son état de compaction dans la dynamique des émissions de N_2O.

Le second chapitre présente le site de prélèvement du sol utilisé dans ce travail de thèse et rend compte d'une expérimentation en conditions contrôlées sur une surface de 30 dm² dans un système ne permettant pas le ruissellement de l'eau. L'objectif de ce travail était d'étudier les émissions de N_2O après une pluie faible d'un sol présentant des états de compaction différenciés, en l'absence d'interaction spatiale.

Le chapitre 3 concerne la conception et l'utilisation d'une maquette de parcelle agricole. Il s'agit d'un dispositif expérimental de 10 m² permettant l'étude des émissions de N_2O en conditions contrôlées. Le système est en pente, ce qui permet le ruissellement de l'eau et rend possibles les interactions spatiales. Des zones plus ou moins compactes ont été réalisées de manière alternée dans le sens de la pente. L'objectif était ici d'étudier comment des états de compaction différenciés affectent la variabilité des émissions de N_2O au sein d'un système avec interactions spatiales.

Le chapitre 4 est axé sur un travail de modélisation sur la plateforme VSOIL. L'objectif était de coupler un modèle hydrique, simulant la dynamique hydrique dans le profil de sol et un ruissellement de surface, à un modèle associant les processus de production du N_2O et ceux de transport de ce gaz dans le profil de sol. Le modèle obtenu a été utilisé sur les données expérimentales afin de discuter les hypothèses formulées au cours des expérimentations. Il a également été utilisé pour simuler la réponse du sol à des conditions différentes des conditions expérimentales (teneur en eau initiale, dynamique de la pluie, pente). Ces simulations ont

permis de développer la réflexion concernant le rôle de la structure du sol sur la variabilité des émissions de N_2O.

Enfin, le chapitre 5 constitue une synthèse des résultats obtenus et une discussion globale de ces résultats en regard des objectifs initiaux. Ce chapitre s'attache notamment à présenter les aspects innovants de ce travail et les perspectives qui en découlent.

Chapitre 1

Déterminismes, caractérisation et représentation de la variabilité spatiale des émissions de N_2O à l'échelle de la parcelle.

INTRODUCTION ET OBJECTIFS

Ce premier chapitre a pour objectif de **détailler les processus à la fois microbiologiques et physiques à l'origine des émissions de N_2O, en précisant les principaux facteurs** influents et en mettant l'accent sur les échelles d'études impliquées dans le déterminisme de ces émissions.

Une discussion sera menée sur **la prise en compte des interactions entre facteurs physiques et biogéochimiques** dans l'explication de la variabilité des émissions, en mettant en avant la place centrale de la structure du sol. En particulier, nous nous intéresserons à la variabilité spatiale des émissions de N_2O, c'est-à-dire à la répartition des flux de N_2O sur une surface.

Enfin, les **principales méthodes de modélisation et les principaux modèles** utilisés seront présentés. L'ensemble de ces éléments permettra **l'ébauche progressive de la problématique de thèse** et une compréhension des choix adoptés pour la démarche expérimentale.

1. LE DETERMINISME DES EMISSIONS DE N_2O : DES PROCESSUS CARACTERISES A DIFFERENTES ECHELLES

Nous allons dans cette première partie nous intéresser aux processus mis en jeu dans les émissions de N_2O et aux facteurs influents. Nous commencerons par traiter des processus de production, essentiellement biologiques et définis à l'échelle microscopique, avant de nous intéresser aux processus physiques de transport décrits à l'échelle macroscopique.

1.1. DES PROCESSUS DE PRODUCTION A L'ECHELLE MICROSCOPIQUE

Garcia (1975) rappelle dans un bulletin de l'Institut Pasteur que les émissions de N_2O par les sols sont connues et étudiées depuis la fin du XIXe siècle. Les travaux de Déhérain et Maquenne (1882) ont en effet mis en évidence la capacité d'un sol arable à réduire les nitrates en N_2O et N_2 en conditions d'anaérobiose et en présence de matière organique. A la même période, deux autres chercheurs français, Gayon et Dupetit, ont mis en évidence l'origine microbiologique de la réduction des nitrates dans le sol (Gayon et Dupetit, 1882a, 1882b).

Ces chercheurs se sont ici intéressés aux émissions de N_2O associées à la dénitrification dans le sol, principale voie de production de N_2O dans le sol, mais d'autres processus peuvent également être impliqués notamment la nitrification (Stevens et al., 1997). Plus généralement, les processus du sol liés à des réactions d'oxydo-réduction de l'azote dans le sol peuvent contribuer de manière plus ou moins importante à la production de N_2O. Les principaux processus responsables des émissions de N_2O sont détaillés ci-après (Figure 1-1).

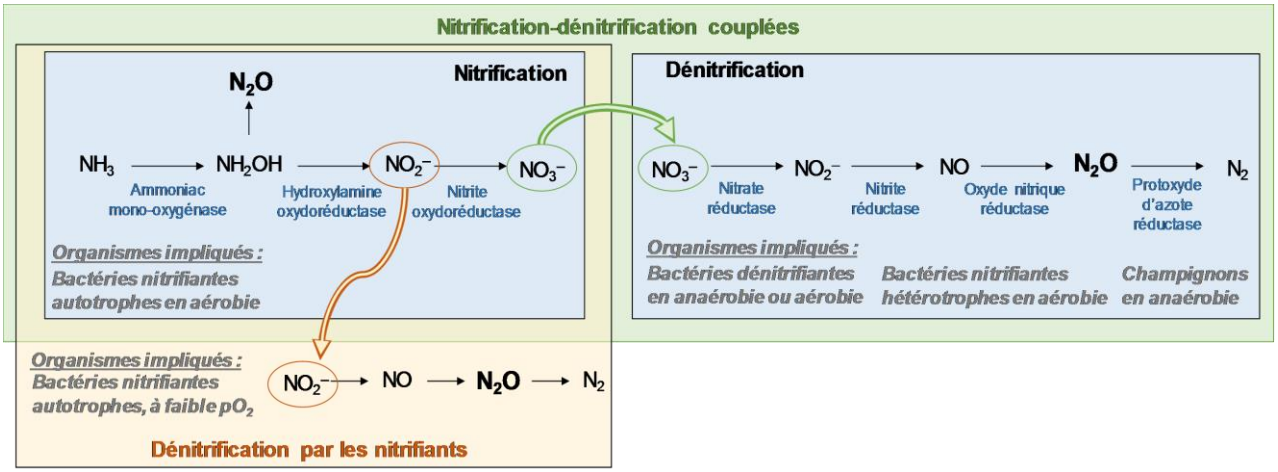


Figure 1-1 : Les principales voies de production du protoxyde d'azote (N_2O), organismes et enzymes impliqués (modifié d'après Rabot (2014)).

1.1.1. La dénitrification

La dénitrification est un processus respiratoire réalisé par les organismes dénitrifiants dans des milieux appauvris en dioxygène. La dénitrification se compose en fait de 4 réactions d'oxydo-réduction successives dans lesquelles les composés azotés jouent le rôle d'accepteurs d'électrons tandis que le donneur d'électrons est le plus souvent le carbone organique. Il existe néanmoins des organismes dénitrifiants capables d'utiliser des espèces minérales comme donneurs d'électrons. Ces 4 réactions vont ainsi entrainer la réduction successive des nitrates (NO_3^-) en nitrites (NO_2^-) puis en oxyde nitrique (NO), en N_2O et enfin en N_2. Au cours de ce processus, les oxydes d'azote solubles (NO_3^-, NO_2^-) sont donc réduits en composés gazeux (NO, N_2O, N_2). Ces réactions successives vont permettre la production d'adénosine tri-phosphate (ATP), au cœur du métabolisme énergétique des micro-organismes dénitrifiants (Robertson et Groffman, 2015).

Les 4 réductions successives mentionnées sont catalysées par 4 types d'enzymes spécifiques, à savoir dans l'ordre la nitrate réductase, la nitrite réductase, l'oxyde nitrique réductase et la protoxyde d'azote réductase (N_2O-réductase) (Cavigelli et Robertson, 2000).

Les organismes dénitrifiants sont le plus souvent des bactéries anaérobies facultatives qui utilisent les oxydes d'azote comme accepteur d'électrons plutôt que le dioxygène lorsque celui-ci est peu présent dans le milieu (Tiedje, 1988, Williams et al., 1992, Zaman et al., 2012). Les genres de bactéries capables de dénitrifier sont nombreuses, on peut notamment citer *Alcaligenes, Pseudomonas, Paraccocus* etc. (Firestone, 1982). Si la dénitrification est un processus décrit comme anaérobie, certaines bactéries possèdent la capacité de réduire les nitrates en présence d'O_2 à concentration atmosphérique. Elles peuvent alors utiliser simultanément le dioxygène et les nitrates comme accepteurs d'électrons. C'est notamment le cas de *Pseudomonas denitrificans* (Robertson et al., 1989). Si les bactéries sont les principaux acteurs de la dénitrification, celle-ci résulte d'une activité microbienne variée. Plus de 60 genres de micro-organismes peuvent intervenir dans la dénitrification. En plus des bactéries, des archées et des champignons peuvent aussi être impliqués (Conrad, 1996, Philippot et al., 2007). Ces derniers ne possèdent pas de N_2O-réductase (Zhou et al., 2001, Maeda et al., 2015), aussi le N_2O est le produit final de leur processus de dénitrification. D'une manière générale, les micro-organismes impliqués ne sont pas tous capables de réaliser l'ensemble des réductions associées à la transformation des nitrates en diazote. Cela peut engendrer une accumulation des

intermédiaires dans le sol notamment le N_2O. Philippot et Germon (2005) estiment par exemple qu'entre 10 et 50 % des bactéries du sol sont capables de réduire les nitrates tandis que moins de 5 % seraient capables de réduire le N_2O en N_2.

1.1.2. La nitrification

La nitrification est un processus aérobie en deux étapes qui transforme les ions ammonium de la solution du sol en nitrates (Robertson, 1989, Williams et al., 1992).

La première étape, appelée nitritation, consiste en l'oxydation du NH_4+ en NO_2-. Elle est catalysée par deux enzymes : l'ammoniac mono-oxygénase qui intervient lors de l'oxydation du NH_4+ en hydroxylamine (NH_2OH), et l'hydroxylamine oxydoréductase qui permet l'oxydation de NH_2OH en nitrite (Heil et al., 2016). Une des voies possibles de production de N_2O par la nitrification est la décomposition chimique de l'hydroxylamine. La réaction exacte est encore mal connue car la rapidité des isomérisations successives et des transferts de protons entre NH_2OH et N_2O limite nos capacités d'études (Stüven et al., 1992, Heil et al., 2016).

La seconde étape, la nitratation, est l'oxydation des nitrites en nitrates. Elle est catalysée par la nitrite oxydoréductase. La nitrification est essentiellement réalisée par des bactéries et des archées autotrophes qui utilisent les composés azotés (NH_4 et NO_2) comme donneurs d'électrons. Taxonomiquement parlant, ces bactéries appartiennent à une même famille, les Nitrobacteraceae (Robertson et Groffman, 2015). *Nitrosomonas* est le genre le plus étudié de bactéries réalisant la nitritation, tandis que *Nitrobacter* réalise la nitratation (Heil et al., 2016).

Certains organismes hétérotrophes peuvent également réaliser la nitrification (bactéries, archées, champignons). C'est-à-dire qu'ils peuvent oxyder une forme réduite de l'azote, généralement de l'azote organique, en nitrate (Wrage et al., 2001, Zaman et al., 2012). La nitrification par des hétérotrophes est habituellement associée à des sols acides. Néanmoins il a déjà été observé en zone humide à pH neutre une part importante des hétérotrophes dans l'activité nitrifiante du milieu. La nitrification hétérotrophe est relativement peu connue car il est difficile de distinguer l'origine autotrophe ou hétérotrophe des composés formés. La nitrification autotrophe serait toutefois le processus majeur dans les sols cultivés (Zhang et al., 2011, De Boer et Kowalchuk, 2001).

Une autre voie de production de N_2O par les micro-organismes nitrifiants est la dénitrification par les nitrifiants. De nombreux micro-organismes nitrifiants sont en effet capables de dénitrifier dans certaines conditions. Lorsque les teneurs du milieu en azote sont élevées et

celles en O_2 et CO_2 sont faibles, ces micro-organismes vont oxyder l'ammonium en nitrite puis réduire les nitrites en NO et N_2O. Cette voie de production de N_2O est la principale source du N_2O issu de la nitritation (Wrage et al., 2001, Kool et al., 2011, Butterbach-Bahl et al., 2013). Il est à noter que l'activité nitrifiante consomme du dioxygène. Ainsi l'activité des micro-organismes nitrifiants peut entrainer la diminution de la teneur en O_2 du microsite dans lequel ils se trouvent et favoriser leur activité dénitrifiante (Zaman et al., 2012).

1.1.3. Couplage et autres voies de production

La nitrification et la dénitrification sont les principaux processus responsables de la production de N_2O. Si nous avons mentionné le cas où un même organisme nitrifie puis dénitrifie un composant azoté, il arrive aussi que ces processus soient réalisés de manière distincte par des organismes différents. Dans ce cas, des organismes dénitrifiants en anaérobie vont réduire des composés azotés qui ont été oxydés par les organismes nitrifiants dans des microsites aérobies adjacents (ou dans des microsites dont l'état d'oxygénation varie rapidement). On parle alors de nitrification-dénitrification couplée (Heil et al., 2016).

D'autres mécanismes entrainant la production de N_2O dans le sol existent. Des revues complètes décrivent ces différentes voies de production de N_2O (Wrage et al., 2001, Butterbach-Bahl et al., 2013)). Nous allons ici évoquer de manière synthétique les autres mécanismes existant décrits par ces deux revues.

1.1.3.1. Formation de N2O par chémodénitrification.

La chémodénitrification est une réaction abiotique qui décrit la réduction des nitrites par des molécules organiques ou inorganiques pour former du NO, N_2O ou N_2. Les nitrites formés par nitrification et dénitrification s'accumulent toutefois rarement dans le sol, hormis dans des conditions d'acidité très spécifiques.

1.1.3.2. Formation de N_2O par la réduction dissimilatrice des nitrates en ammonium (RDNA)

La RDNA est la réduction dissimilatrice des nitrates en nitrite puis en ammonium. C'est un processus strictement anaérobie. Le N_2O est ici un intermédiaire produit par les micro-organismes réalisant la RDNA. Sa quantité dépend du ratio C/N et n'est pas proportionnelle à la quantité de NH_4.

1.1.3.3. Co dénitrification

Le N_2O peut être formé dans le sol par une réaction microbienne du NO avec un co-substrat azoté, tel que l'ammonium, l'hydroxylamine ou des monomères azotés organiques. Cette réaction a lieu en même temps que la dénitrification et est réalisée par les mêmes micro-organismes, ou des micro-organismes similaires. Comme pour la dénitrification, les bactéries et les champignons sont capables de co-dénitrifier. Néanmoins, cette capacité n'a pas encore été mise en évidence chez les Archées. L'existence de la co-dénitrification dans les sols a été mise en évidence, et le potentiel de production de N_2O est plus important que pour la dénitrification conventionnelle. Toutefois, il n'y a actuellement pas de certitudes quant à l'importance de ce processus sur les émissions globales de N_2O.

1.1.4. Les facteurs régulant la production de N_2O

La production de N_2O étant liée à l'activité des micro-organismes du sol capables de réaliser la nitrification et la dénitrification, les facteurs régulant l'existence et l'intensité de cette activité sont également ceux qui auront le plus d'impact sur la production de N_2O. Robertson (1989) qualifie les facteurs ayant un effet direct sur les micro-organismes de facteurs « proximaux ». C'est le cas des concentrations en substrat (azote, carbone) et de la pression en dioxygène. On peut également citer la température, bien que l'auteur ne l'ait pas inclus dans les 3 facteurs les plus proximaux. Les autres facteurs auront un effet indirect sur les micro-organismes et impacteront leur activité en modifiant les conditions du milieu et, de fait, les facteurs proximaux. L'auteur les qualifie de facteurs « distaux ». Une hiérarchie est ainsi définie en fonction de l'effet plus ou moins direct de ces facteurs de contrôle sur les micro-organismes. Cette hiérarchie se retrouve également liée à l'échelle à laquelle s'applique ces facteurs de contrôle. Les facteurs les plus distaux comme le climat étant généralement définis à une échelle globale, l'échelle du paysage par exemple, tandis que les facteurs les plus proximaux se caractérisent plutôt à une échelle très localisée, comme celle du microsite.

1.1.4.1. Disponibilité en substrats, aération du sol et teneur en eau

Les principaux facteurs qui vont impacter sur les activités de nitrification et de dénitrification des micro-organismes sont donc l'aération du sol et la disponibilité en substrats, à la fois en substrat azoté et en carbone organique. Ces 3 facteurs sont à relier à la teneur en eau, ce qui rend l'activité des organismes nitrifiants et dénitrifiants très sensible à celle-ci. L'humidité du sol va en effet participer à la décomposition de la matière organique et permettre l'apport des composés chimiques essentiels aux micro-organismes ainsi que la mobilité de ces derniers (Borken et Matzner, 2009). L'eau dans le sol va également jouer sur le degré d'aération du sol.

Lorsqu'on s'intéresse aux phénomènes microbiologiques du sol, la teneur en dioxygène est d'ailleurs souvent évaluée par l'estimation de la part de porosité occupée par l'eau (PPOE, ou plus communément WFPS qui découle de la dénomination anglaise water-filled pore space). La dénitrification est considérée comme active et prépondérante dans la production de N_2O lorsque la part de porosité emplie d'eau (WFPS) est supérieure à un seuil de l'ordre de 60 % (Linn et Doran, 1984, Davidson, 1992, Beare et al., 2009), pouvant varier selon les auteurs entre 50 % (Smith et al., 1998), et 70 % (Dobbie et al., 1999). La nitrification, elle, est considérée comme prépondérante en dessous de ce seuil (Linn et Doran, 1984, Davidson, 1992, Beare et al., 2009) et jusqu'à des WFPS de l'ordre de 20 %. Les émissions de N_2O pour des WFPS inférieurs à 20 % sont très faibles et limitées par la diffusion du substrat et la disponibilité de l'eau pour l'activité des micro-organismes (Stark et Firestone, 1995, Bateman et Baggs, 2005).

En tant que réactif indispensable des chaînes de réaction menant à la production de N_2O, la disponibilité en substrat azoté et en particulier en azote minéral, est bien sûr un facteur très influent sur la production de N_2O. De nombreuses études font état d'une augmentation des émissions de N_2O au champ après une fertilisation azotée (Ambus et Christensen, 1994, Kaiser et al., 1998, Bouwman et al., 2002, López-Fernández et al., 2007).

Le carbone organique étant indispensable à la survie des organismes hétérotrophes, sa disponibilité dans le sol joue également un rôle important sur la production de N_2O, en particulier pour le N_2O issu de la dénitrification. Harrison-Kirk et al. (2013) ont ainsi montré que les émissions de N_2O augmentaient avec la teneur en carbone organique du sol plus ou moins fortement selon la texture des échantillons étudiés.

1.1.4.2. Température et pH du sol

Comme pour toute réaction chimique et biochimique, la température a également une forte influence sur la production de N_2O. La température optimale de dénitrification est de l'ordre de 35°C (Stanford et al., 1975, Braker et al., 2010, Bureau, 2017). Stanford et al. (1975) ont également montré que le taux de dénitrification chute fortement en dessous de 11°C.

La nitrification dépend elle aussi de la température et tend à augmenter avec la température entre 5°C et 20°C (Russell et al., 2002).

Plusieurs études mettent en avant un pH optimal pour la dénitrification et la nitrification proche de la neutralité ou légèrement alcalin et une étendue de pH compatibles comprise entre 5 et 8.

Pour le pH comme pour la température, il reste néanmoins difficile de proposer une valeur optimale ou une relation générale universelle entre ces paramètres et l'activité microbienne nitrifiante ou dénitrifiante car les microorganismes s'adaptent à leur environnement (Farquharson et Baldock, 2008). ŠImek et Cooper (2002) avancent par exemple que le pH naturel du sol va favoriser le développement de populations microbiennes adaptées à ce pH, et que l'activité dénitrifiante de ce sol sera alors optimale pour ces valeurs de pH, qui peuvent différer avec d'autres sols.

1.2. DES PROCESSUS DE TRANSPORTS A L'ECHELLE MACROSCOPIQUE

L'émission de N_2O gazeux en surface implique l'existence d'un transfert physique du N_2O depuis les microsites de production à la surface. Plusieurs mécanismes existent.

1.2.1. La diffusion

En l'absence de forces extérieures (variations de températures, évolution du niveau de nappe souterraine, vent fort à la surface du sol), la diffusion est le principal mécanisme associé au transport du gaz dans le sol (Masís-Meléndez et al., 2015). La loi de Fick peut être utilisée pour décrire la diffusion du N_2O dans le sol (Clough et al., 2005) :

$$Flux = -D_s \times \frac{\partial C_g}{\partial z} \quad (1)$$

Avec C_g la concentration du gaz, z la distance sur laquelle le gaz diffuse et D_s le coefficient de diffusion du gaz dans le sol. Ce terme a été développé en modifiant la diffusivité du gaz dans l'air (D_a) par un facteur ξ représentant l'effet de la tortuosité du sol sur ce coefficient :

$$D_s = D_a \times \xi \quad (2)$$

En effet le réseau poral du sol, tortueux, augmente la distance réelle parcourue par le gaz pour atteindre l'atmosphère. Aussi le coefficient de diffusion du gaz dans le sol est-il plus faible que dans l'air. Le coefficient D_s peut être mesuré en laboratoire en utilisant des cylindres de sol non perturbé ou *in situ* en injectant un traceur dans le sol (van Bochove et al., 1998, Werner et al., 2004, Eden et al., 2012, Shcherbak et Philip Robertson, 2014). Il existe également de nombreux modèles permettant d'estimer la valeur de ce coefficient pour des sols non perturbés ou des échantillons reconstitués (Moldrup et al., 2013).

La vitesse de diffusion d'un gaz dépend de sa masse molaire (loi de Graham) ; ainsi le N_2O diffusera plus lentement dans le sol que le NO ou le CH_4. La diffusion d'un gaz peut être impactée par la composition du mélange gazeux dans lequel il se trouve, néanmoins la diffusion

d'un gaz trace tel que le N_2O dans un mélange gazeux se fait selon la loi de Fick (Jaynes et S. Rogowski, 1983, Clough et al., 2005).

1.2.2. La convection

La convection résulte d'une différence de pression qui entraine une mise en mouvement de l'air du sol et par conséquent un déplacement des gaz présents. Les effets de la pression barométrique, du vent et de la température sont assez faibles et contribuent peu aux changements de pression de l'air du sol (Jury et al., 1991). Les possibles effets de l'infiltration de l'eau sur les potentialités de convection font encore débat, néanmoins l'effet de la convection a déjà été utilisé pour expliquer une part de variabilité dans les mesures de flux de N_2O comme une conséquence du mouvement d'une nappe phréatique ou de changement de la pression du gaz dues aux conditions météorologiques (Velthof et al., 1996a, Clough et al., 2003, Clough et al., 2005).

1.2.3. Le piégeage du N_2O dans le sol en lien avec l'évolution du WFPS

Lors d'une pluie ou d'un apport en eau par irrigation, l'eau qui s'infiltre peut occuper des pores et bloquer l'accès du N_2O gazeux à la surface. Une partie de ce N_2O peut se dissoudre dans l'eau et diffuser plus lentement vers l'atmosphère puisque le coefficient de diffusion du N_2O dans l'air est de $1{,}42.10^{-5}$ $m^2.s^{-1}$ (Pritchard et Currie, 1982) tandis qu'il est de $2{,}11.10^{-9} m^2.s^{-1}$ dans l'eau (Lide, 2005). Une autre partie du gaz peut se retrouver bloquée temporairement dans des pores isolés. Ce phénomène peut avoir un rôle important sur la dynamique des émissions observées, en retardant les émissions de N_2O, mais aussi en augmentant la probabilité que ce N_2O soit réduit en N_2 (Clough et al., 2005, Harter et al., 2016). La reconnexion de la phase gazeuse à l'atmosphère et le relargage du N_2O piégé qui s'ensuit peut se faire de façon progressive ou bien très brusquement, après une perturbation du sol comme lors d'un labour (Clough et al., 2005, Rabot et al., 2015b).

2. LA VARIABILITE DES EMISSIONS DE N_2O AU CHAMP ET LE ROLE DE L'ETAT STRUCTURAL DU SOL

2.1. VARIABILITE DES EMISSIONS DE N_2O A PLUSIEURS ECHELLES

2.1.1. Ordres de grandeur et méthodes de mesures

Les émissions de N_2O sont très variables entre différents écosystèmes, avec des valeurs moyennes pouvant varier de 82 g N-N_2O.ha^{-1}.d^{-1} au niveau d'une bande riveraine à 0,6 gN-N_2O.ha^{-1}.d^{-1} pour des prairies tempérées (van den Heuvel et al., 2009). Il faut noter que cette forte variabilité n'existe pas seulement à l'échelle du paysage entre écosystèmes différents mais également au sein de ces écosystèmes avec une variabilité des émissions de N_2O à toutes les échelles d'étude, de l'hectare (McDaniel et al., 2017) au microsite (Parkin, 1987) en passant par l'are (Mathieu et al., 2006), quelques mètres carrés (Grossel et al., 2014) ou quelques centimètres carrés (van den Heuvel et al., 2009). Les coefficients de variation des flux mesurés en climat tempéré reportés dans la littérature sont généralement élevés et majoritairement compris entre 40 % et 200 % (Folorunso et Rolston, 1984, Ambus et Christensen, 1994, Yanai et al., 2003, Hénault et al., 2012, Chadwick et al., 2014, Grossel et al., 2014). Les valeurs reportées peuvent cependant être très variables et les surfaces de mesures impliquées dans chaque étude ne sont pas toujours les mêmes, ce qui peux rendre les comparaisons délicates. Ainsi, lors d'observations au champ sur des surfaces de 0,012 m² réparties sur des transects d'environ 100 m², Folorunso et Rolston (1984) ont calculé des coefficients de variation compris entre 282 et 379 %. Yanai et al. (2003) ont pour leur part calculé un coefficient de variation moyen de 217 % après avoir étudié 100 parcelles de 100 m² à partir de mesures impliquant des surfaces de 0,071 et 0,088 m². A une échelle spatiale comparable, l'étendue des coefficients de variation calculés par Chadwick et al. (2014) était plus grande. A partir de plusieurs mesures réalisées sur 0,16 m², ils ont étudié la variabilité des émissions de 33 parcelles de 72 m² et ont calculé pour chaque parcelle un coefficient de variation moyen, compris entre 11.1 % et 2240 %. Néanmoins la majorité des parcelles de cette étude (23 parcelles sur 33 étudiées) ont montré un coefficient de variation moyen compris entre 30 % et 200 %. L'échelle d'étude joue également un rôle dans la variabilité des émissions de N_2O, comme l'ont observé van den Heuvel et al. (2009). Ils ont en effet étudié des flux de N_2O sur des surfaces variant de 0,0013 m² à 0,31 m² et ont observé que la variabilité était d'autant plus importante que l'échelle d'étude était réduite. Il est ainsi difficile de présenter des ordres de grandeurs des émissions de N_2O, d'autant plus que leur variabilité temporelle et spatiale au sein d'un même écosystème est élevée et dépend

fortement des conditions du milieu. S'appuyant sur la base de données proposée par Stehfest et Bouwman (2006), Hénault et al. (2012) présentent une étendue des émissions de N_2O mesurées sur des sols agricoles en climat tempéré variant entre -2 gN-N_2O.ha^{-1}.d^{-1} à 5400 gN-N_2O.ha^{-1}.d^{-1}.

Les émissions de N_2O au champ sont actuellement mesurées selon deux grands types de techniques : les techniques micro-météorologiques et les chambres au sol. Ces techniques sont couplées à des analyseurs en spectrométrie infrarouge ou en chromatographie en phase gazeuse. Les techniques micro-météorologiques permettent des mesures intégrées sur l'ensemble du parcellaire ou du paysage, toutefois leur coût et les compétences techniques qu'elles requièrent limitent fortement leur utilisation généralisée (Skinner et Wagner-Riddle, 2012, Smith, 2017). Ces techniques visent à estimer le flux d'un gaz contenu dans l'air en fonction de sa concentration, de la vitesse et de la direction du vent. Ces mesures sont réalisées par l'intermédiaire d'un mât ou d'une tour, située dans la zone d'intérêt et dont la hauteur va en partie conditionner la surface de mesure. Les conditions du vent au niveau du mât ont donc une forte influence sur les mesures obtenues (Denmead, 2008, Skinner et Wagner-Riddle, 2012, Bureau, 2017). Les mesures par chambres ont l'avantage d'un coût abordable et d'une facilité d'utilisation. Le principe mis en jeu est de mesurer l'accumulation du gaz émis par la surface du sol dans une enceinte fermée afin de calculer la vitesse d'émission au sein de la chambre. Contrairement aux méthodes micro-météorologiques, les mesures par chambres sont limitées à des surfaces faibles correspondant à la taille de la chambre, généralement inférieure au mètre carré (Rochette, 2011, Smith, 2017). Les chambres peuvent être statiques, c'est-à-dire posées de manière hermétique sur des bases légèrement enfoncées dans le sol (Laville et al., 1997, Rochette, 2011). Elles peuvent aussi être mobiles, et posées directement à la surface du sol, une matière telle que de la mousse étant généralement utilisée afin d'assurer une bonne jonction avec la surface. Cette deuxième possibilité permet de changer rapidement d'emplacement de mesure et d'augmenter la surface échantillonnée à moindre coût (Flechard et al., 2007, Grossel et al., 2014) ; néanmoins, le risque de fuite de gaz à la base est plus élevé et leur utilisation nécessite la présence d'opérateur sur place. Estimer les émissions à l'échelle du champ voire au-delà nécessite alors d'extrapoler ces observations localisées et ponctuelles, ce qui entraine nécessairement de fortes incertitudes sur les estimations finales (Chadwick et al., 2014, Smith, 2017).

2.2. LE ROLE DE LA STRUCTURE DU SOL DANS LA VARIABILITE DES EMISSIONS DE N_2O.

2.2.1. Principaux facteurs de contrôle observés

D'une manière générale, on observe le plus souvent une corrélation entre l'intensité des émissions de N_2O et les caractéristiques hydriques ou la teneur en azote (Ambus et Christensen, 1994, Clemens et al., 1999, Gu et al., 2011, Itoh et al., 2012, Cowan et al., 2015, Keating Jr et al., 2016, Turner et al., 2016).

Par exemple, Cowan et al. (2015) ont montré que les émissions de N_2O étaient liées à la concentration en azote, dans des conditions relativement sèches avec des WFPS inférieurs à 50 % et des concentrations en azote dans le sol très variables. Toutefois cette variabilité des teneurs en azote était spécifique au contexte d'élevage du site, l'existence de zones d'ombre davantage occupées par le bétail que les zones ensoleillées recevant beaucoup plus de déjections. Turner et al. (2016), eux, ont observé qu'une variation dans la topographie entrainait l'apparition de hotspots dans les zones favorables à l'accumulation d'eau et de nutriments de manière partiellement prévisible. Selon eux, l'utilisation d'un modèle prédictif permettrait de concentrer les actions de mitigation sur les zones les plus émettrices et d'atteindre ainsi une baisse de 17 % des émissions de N_2O mesurées sur leur site d'étude. Gu et al. (2011) ont également étudié les effets de la topographie sur les émissions de N_2O le long d'une pente sur 3 sites d'une région agricole du centre de la France. Ils ont montré que les effets de la teneur en azote minéral sur les émissions de N_2O dépendaient des valeurs du WFPS. En revanche ils n'ont pas mis en évidence de relation directe entre le WFPS et les émissions de N_2O observées, au contraire de Corre et al. (1999). Ces derniers ont étudié une région canadienne présentant à la fois des sites cultivés, des prairies et des forêts, et ils ont observé que le WFPS était la variable la plus corrélée aux émissions de N_2O. Gu et al. (2011) ont déduit que dans leur étude, les processus hydrologiques étaient le facteur principal expliquant la variabilité des émissions de N_2O à l'échelle du paysage, mais que la topographie seule ne suffisait pas à reproduire cette variabilité.

Une des difficultés pour prédire la variabilité des émissions de N_2O au sein d'une surface réside dans le fait que la hiérarchie entre les différents facteurs n'est pas fixe : elle peut évoluer en fonction de l'échelle d'étude et des conditions du milieu. Ambus et Christensen (1994) ont par exemple montré que la teneur en eau, en lien avec la topographie, était le facteur prépondérant pour expliquer la variabilité des émissions sur des distances supérieures à 7.1 m. En revanche, la variabilité inférieure à 1 m était contrôlée par la répartition des microsites dénitrifiants.

Des études en conditions contrôlées comme celle de Jahangir et al. (2011) mettent en évidence d'autres facteurs de contrôle comme la teneur en carbone total, la taille des agrégats ou le ratio champignons/bactéries. Néanmoins dans cette étude, l'azote était apporté en quantité égale et non limitante et le WFPS était maintenu constant à 65 %, limitant de fait leur impact sur la variabilité des émissions observées.

Ainsi, de nombreux paramètres peuvent avoir un impact sur la production et les émissions de N_2O, de manière plus ou moins directe, et certains facteurs comme la teneur en eau ou la disponibilité du substrat azoté jouent un rôle prépondérant dans de nombreux cas. Or, nombre de ces facteurs vont dépendre en partie de l'état structural du sol.

2.2.2. Structure du sol : définition et influence sur les émissions de N_2O

Le terme de structure du sol est une notion très large qui peut regrouper un nombre important de variables et de propriétés. La définition proposée par Dexter (1988) définit la structure du sol comme « l'hétérogénéité spatiale des différentes composantes ou propriétés du sol ». On précise ici cette définition en se limitant à la composante physique du sol et en considérant que l'état structural du sol se réfère à l'arrangement des solides et des vides à différentes échelles (Cousin, 2007, Rabot et al., 2018). L'état structural correspond ainsi à un réseau poral qu'il est difficile de caractériser finement mais qui aura une influence non négligeable sur des propriétés essentielles telles que la capacité de diffusion du gaz dans le sol, les propriétés de rétention d'eau ou la conductivité hydraulique du sol. La structure du sol impacte ainsi les propriétés hydrodynamiques du sol, et par conséquent la dynamique hydrique et la répartition des zones anoxiques dans le profil de sol (Nawaz et al., 2013). L'état structural du sol ayant un effet sur les conditions d'aération du milieu, il influe également sur les populations microbiennes présentes dans le sol (Tan et Chang, 2007, Frey et al., 2009) ainsi que sur la minéralisation des composés carbonés et azotés (Douglas et Crawford, 1993, De Neve et Hofman, 2000).

Plusieurs études se sont intéressées à l'impact de l'état de compaction du sol sur les émissions de N_2O, que ce soit en laboratoire sur des échantillons remaniés ou non perturbés (Beare et al., 2009, Balaine et al., 2013, Hamonts et al., 2013, Harrison-Kirk et al., 2015), ou sur le terrain (Ball et al., 2000, Yamulki et Jarvis, 2002, Ball et al., 2008). Ces études ont montré que les conditions physiques du sol impactent fortement sur l'aération du sol et les échanges gazeux et que la compaction d'un sol tend généralement à augmenter l'activité dénitrifiante et les émissions de N_2O.

Nous venons donc de voir que de nombreux facteurs sont impliqués dans les processus liés aux émissions de N_2O et qu'un certain nombre de ces facteurs sont en interaction. Nous proposons le schéma conceptuel ci-après afin de synthétiser les interactions entre les processus de production et de transport du N_2O et les principaux facteurs influents (Figure 1-2).

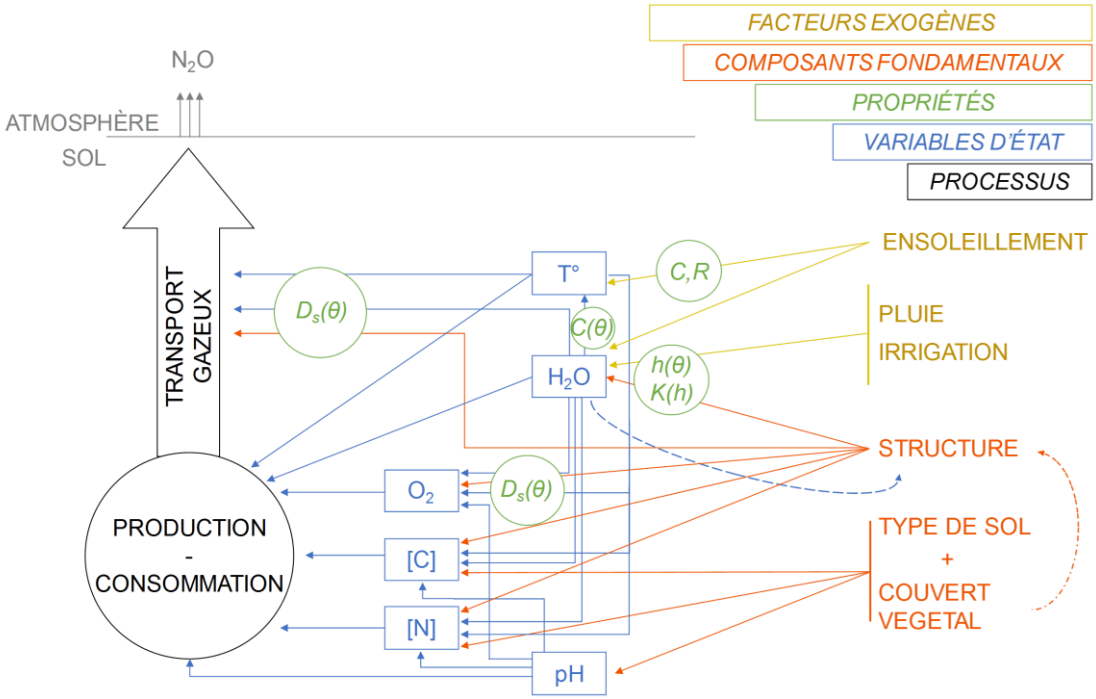


Figure 1-2 : Schéma conceptuels des principaux facteurs contrôlant les émissions de N_2O

Lorsqu'on parle de facteurs de contrôle au sens large, il convient donc de distinguer plusieurs éléments :

- Des facteurs qui correspondent à des grandeurs mesurables pouvant être théoriquement définies en chaque point d'un volume de sol à l'échelle microscopique. Ces facteurs sont qualifiés de variables d'état et sont représentés en bleu dans le schéma. Ces variables définissent les conditions physico-chimiques du sol à un instant t. Notons ici que ces facteurs influent sur et dépendent de la population microbienne (micro-organismes présents, leur répartition dans l'espace, leur activité) mais ces interactions n'ont pas été représentées ici. Ces variables ne sont pas indépendantes les unes des autres et des interactions existent entre elles. La teneur en eau va par exemple impacter la teneur en dioxygène, la température, les concentrations en substrat ;

- Des facteurs qui représentent des constituants fondamentaux du système qui ne s'appréhendent pas à l'échelle du microsite, comme le type de sol étudié, la structure ou la présence d'un couvert végétal et le type de végétaux qui le constitue ;

- Des facteurs exogènes, extérieurs et non influencés par le système étudié.

L'influence de certains de ces facteurs sur les autres est représentée sur le schéma par des flèches pleines, les flèches en pointillé représentant des rétroactions connues. Ces facteurs vont déterminer les propriétés du sol, dont certaines sont représentées en vert sur le schéma. Dans les faits, ces propriétés sont fréquemment mesurées et utilisées comme indicateurs caractérisant les facteurs qui les conditionnent.

Ce schéma fait ressortir le rôle essentiel de la structure du sol, et du facteur hydrique qu'elle conditionne, dans les émissions de N_2O. Il permet ainsi de mettre en lumière l'intérêt de mieux comprendre le lien entre structure et émissions de N_2O.

2.2.3. Structure du sol : limites associées à l'estimation des émissions de N_2O

Plusieurs paramètres caractérisent partiellement l'état structural d'un sol et peuvent être utilisés pour estimer son impact sur les propriétés du sol. C'est le cas de la masse volumique, de la porosité, de la courbe de distribution des tailles de pores, de l'état de compaction du sol, du degré d'agrégation du sol, du coefficient de diffusion, des caractéristiques hydriques telles que la teneur en eau volumique, le WFPS, le potentiel matriciel, etc. (Smith, 2017). Néanmoins ces paramètres ne sont pas toujours simples à mesurer et les caractériser finement au champ peut s'avérer difficile ou coûteuse (en temps ou en argent). La littérature ne permet pas de faire ressortir un indicateur idéal et unique permettant de caractériser l'état structural du sol et de rendre compte de son effet sur les émissions de N_2O. Les indicateurs utilisés intègrent généralement une information sur l'état structural du sol, et une information sur le facteur hydrique. Les plus utilisés sont le WFPS et la teneur en eau volumique, car ils sont plus facilement mesurables au champ. De plus, les exemples d'une relation forte entre les valeurs de WFPS et les émissions de N_2O sont nombreux dans la littérature (Dobbie et al., 1999, Smith et al., 1998, Bateman et Baggs, 2005, Ruser et al., 2006, Beare et al., 2009). Néanmoins plusieurs auteurs ont émis des limites quant à l'utilisation de ces paramètres (Smith, 2017). En particulier, Farquharson et Baldock (2008) avancent que le WFPS est adapté pour décrire les processus d'un sol de masse volumique constant et homogène mais qu'il ne l'est plus pour des sols de masses volumiques variables. Certains auteurs préconisent d'utiliser d'autres paramètres tels

que le coefficient de diffusion ou le potentiel matriciel (Petersen et al., 2008, van der Weerden et al., 2012, Balaine et al., 2013, Hamonts et al., 2013), néanmoins ces paramètres sont difficiles à mesurer au champ.

La masse volumique est un paramètre relativement facile à mesurer sur le terrain et qui donne une information sur l'état structural du sol. Plusieurs fonctions permettent d'estimer le coefficient de diffusion à partir de la porosité et de la part des pores remplie d'air ou remplie d'eau, de la tortuosité ou du potentiel matriciel (Deepagoda et al., 2012, Moldrup et al., 2013). Or, la masse volumique est utilisée pour calculer le WFPS, la porosité, et *a fortiori* estimer des valeurs de tortuosité ou de coefficients de diffusion. De plus, des fonctions de pédo-transfert existent également pour estimer certaines propriétés hydrodynamiques à partir de la masse volumique et de la texture du sol (Jabro, 1992, Zhang et Schaap, 2017), et ainsi estimer l'évolution du potentiel matriciel. De fait, la facilité d'obtention de la masse volumique, en comparaison à d'autres indicateurs, sa large utilisation dans la littérature et les nombreuses exploitations possibles montrent l'intérêt d'utiliser ce paramètre comme proxy de l'état de compaction du sol.

2.2.4. Variabilité temporelle et spatiale des émissions de N_2O : notions de hotspots et hot-moments

Le développement des méthodes de mesures automatisées, en rendant possible l'acquisition de données en continu et sur des pas de temps très courts, a permis d'améliorer nos connaissances de la variabilité temporelle des émissions de N_2O et des principaux facteurs qui la conditionne (Smith et Dobbie, 2001, Savage et al., 2014, McDaniel et al., 2017). Ces études ont montré l'importance des flux épisodiques dans les émissions de N_2O par les sols. Ces flux correspondent à des périodes courtes présentant une activité émettrice beaucoup plus intenses que les émissions mesurées le reste du temps. Molodovskaya et al. (2012) ont par exemple relevé des pics d'émissions d'intensité plus de six fois supérieure à celle des émissions mesurées par ailleurs. Ces périodes d'activité intense sont qualifiées de hot-moment (McClain et al., 2003, Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015). Ces évènements épisodiques peuvent durer de l'ordre d'une journée, ou plusieurs jours. Ces pics d'émissions sont généralement engendrés lors d'une augmentation rapide de la température ou de la teneur en eau comme cela peut être le cas en période de dégel ou après un évènement pluvieux. Des pics d'émissions de N_2O brefs et intenses peuvent également apparaitre après un évènement pluvieux intense, au moment de la désaturation, du fait d'un relargage du gaz piégé dans le sol (Rabot, 2014, Congreves et al., 2018). L'intensité des émissions lors de ces périodes tend à fortement augmenter après un

apport de fertilisation azotée (Molodovskaya et al., 2012). Notons que le terme de « hot-moment » peut être appliqué à différentes échelles temporelles, le terme désignant des évènements de courte durée (ou une succession d'évènements de courte durée) par rapport à un temps de référence (mois, année, siècle…), au cours desquels les émissions de N_2O sont plus intenses.

Malgré les avancées technologiques concernant les méthodes de mesures, il n'existe pas encore de méthodes bon marché qui permettent le suivi fin des émissions de N_2O sur une grande surface et quantifier ou prédire la variabilité spatiale des émissions de N_2O reste un défi d'actualité. De nombreuses études utilisant des outils de la géostatistique font état d'une absence de dépendance spatiale des émissions de N_2O observées à l'échelle de la parcelle même à courtes distances ou d'une dépendance faible (Ball et al., 1997, Röver et al., 1999, Mathieu et al., 2006, Arias-Navarro et al., 2017, Clemens et al., 1999). Néanmoins certains travaux ont permis d'observer une dépendance spatiale pouvant aller jusqu'à 75 m (Yanai et al., 2003) ou 112 m (McDaniel et al., 2017). Quelle que soit l'échelle d'étude, une zone dans laquelle le taux de réactions biogéochimiques est plus élevée que le milieu environnant est qualifiée de « hotspot » (McClain et al., 2003). Comprendre le déterminisme des hotspots permet de mieux appréhender les challenges liés à l'évaluation et la prise en compte de la variabilité spatiale des émissions de N_2O par le sol. Dans le cas des émissions de N_2O au champ, ces hotspots peuvent être définis comme de petits volumes de sol dans lesquels l'activité des micro-organismes producteurs de N_2O est plus intense, et plus particulièrement celle des micro-organismes dénitrifiants (Figure 1-3) (Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015).

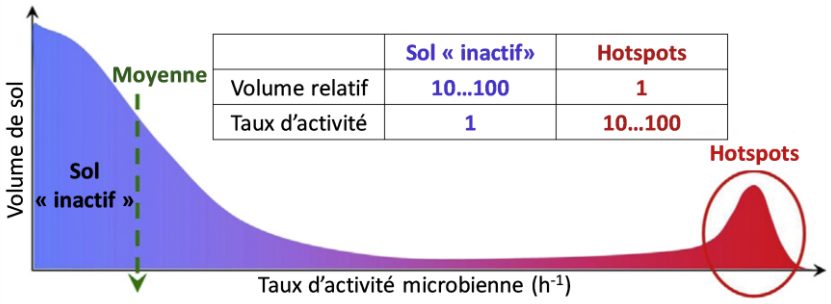


Figure 1-3 : Représentation du concept de hotspot microbien dans le sol. Traduit de (Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015).

Kuzyakov et Blagodatskaya (2015) soulignent que les hot-moments et hotspots microbiens sont définis par des caractéristiques dynamiques et que ces deux concepts sont liés. Bien que deux termes soient employés, il convient donc de ne pas opposer hotspots et hot-moment en les

considérant séparément (Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015, Bernhardt et al., 2017). Le sol est en effet un milieu très hétérogène et l'un des écosystèmes les plus complexes qui soit (Young et Crawford, 2004). Cette complexité se traduit par une hétérogénéité vis-à-vis notamment de la structure du sol, de la répartition des nutriments ou encore de la répartition des micro-organismes, ces différents éléments étant bien sûr en interaction. Par exemple, les micro-organismes dénitrifiants présents au champ vont suivre une répartition sous forme de plusieurs groupes ou « pools » plus ou moins gros de micro-organismes répartis dans la parcelle agricole selon les conditions du milieu (Parkin, 1987) et constituent des sortes de hotspots potentiels. Une majorité de cette biomasse microbienne a une activité dénitrifiante réduite du fait de conditions du milieu limitantes (Blagodatskaya et Kuzyakov, 2013). Les évolutions des facteurs abiotiques (humectation/dessiccation, gel/dégel, variations de températures etc.) ou biotiques (exsudation racinaire, dépôt de litière organique, développement racinaire etc.) en impactant sur les conditions du milieu telles que la distribution de l'eau dans le profil de sol ou la distribution du substrat dans le sol et sa disponibilité peuvent entrainer l'apparition localisée de conditions très favorables à l'activité microbienne dénitrifiante (teneur en dioxygène faible, disponibilité en carbone organique et en azote minéral). Les pools microbiens dans ces zones vont devenir très actifs entrainant ainsi l'apparition de hot-moments (Borken et Matzner, 2009, Rasa et al., 2012, Kuzyakov et Blagodatskaya, 2015, Yan et al., 2018). L'existence de ces hotspots et hot-moments est responsable de la grande variabilité spatiale et temporelle observée pour les émissions de N_2O. L'une des difficultés pour appréhender cette variabilité est qu'il est difficile de prévoir l'apparition de ces hotspots et leur durée de vie. On sait néanmoins que certaines conditions peuvent favoriser leur apparition comme nous allons le voir dans le paragraphe suivant.

3. LA MODELISATIONS DES EMISSIONS DE N_2O ET LA PRISE EN COMPTE DE LA VARIABILITE SPATIALE

Comme nous venons de le présenter, les émissions de N_2O présentent une forte variabilité à la fois temporelle et spatiale. Velthof et al. (1996b) énoncent également que la mesure des variables du sol sur des échantillons prélevés au champ ne rend pas correctement compte de l'effet intégré des interactions entre les facteurs contrôlant la production de N_2O à l'échelle du microsite. De ce fait, l'estimation des émissions de N_2O sur le terrain par des mesures directes est soumise à une incertitude élevée, et le développement et l'utilisation de modèles prédictifs s'avèrent ainsi essentiels pour estimer finement les émissions de N_2O sur le terrain et

identifier les zones fortement émettrices avec un nombre de mesures réduit. Le développement de modèles permet également de tester rapidement différents scénarios de mitigation des émissions de N_2O.

Nous allons ici nous intéresser aux principaux modèles existants et à leur fonctionnement avant de nous concentrer sur la façon dont est représentée la variabilité spatiale des émissions de N_2O.

3.1. LA MODELISATION DES PROCESSUS MIS EN JEU

Ces 40 dernières années, le nombre de modèles permettant de simuler les émissions de N_2O a fortement augmenté. Aujourd'hui, de nombreux modèles ont été développés parmi lesquels peuvent être cités le modèle de Focht (1974), Century (Parton et al., 1987), DNDC (Li et al., 1992), Expert-N (Engel et Priesack, 1993), APSIM (Probert et al., 1998), NGAS-DAYCENT (Parton et al., 2001), Ecosys (Grant et Pattey, 2003) ou encore NOE (Hénault et al., 2005) et ECOSSE (Bell et al., 2012). A l'heure actuelle de nouveaux modèles continuent à être proposés à la communauté scientifique (Gallejones et al., 2016, Yue et al., 2018) et les modèles existants continuent à être améliorés ou modifiés pour les adapter à des contextes d'utilisation plus larges.

3.1.1. Différents types de modèles

Certains modèles comme NGAS (Parton et al., 1996) ou NOE sont des modèles autonomes permettant de simuler les émissions de N_2O à partir de la nitrification et de la dénitrification. D'autres comme DNDC modélisent les émissions de N_2O à partir de la nitrification et de la dénitrification, mais également d'autres processus du système sol-plante-atmosphère comme la dynamique de l'eau dans le sol, le transport et la spéciation de l'azote et du carbone. Les modules autonomes peuvent être intégrés à des modèles de culture existants (CERES-NOE (Gabrielle et al., 2006), NGAS-DAYCENT).

Beaucoup de travaux réalisés sur les émissions de N_2O ont donné lieu à la formalisation de modèles très empiriques, c'est-à-dire à un formalisme basé sur les observations réalisées sans une représentation explicite des mécanismes impliqués. Ils se distinguent des modèles mécanistes qui vont représenter les processus mis en jeu et formaliser de façon plus ou moins précise les mécanismes sous-jacents sur la base de nos connaissances actuelles. Les modèles les plus répandus et les plus utilisés dans la littérature de nos jours distinguent dans leur représentation conceptuelle les différents processus impliqués. Ils sont souvent qualifiés de modèles orientés processus (« process-based » model). Il s'agit plutôt de modèles mixtes, en ce

sens où ils représentent certains processus de manière empirique et d'autres de manière mécaniste.

Les modèles peuvent également être classés selon leur caractère déterminé ou aléatoire (on parle de modèles déterministes ou stochastiques). Ils se distinguent également par l'échelle ou les échelles auxquelles ils ont vocation à être appliqués, du laboratoire à l'échelle du monde dans sa globalité. Nous nous intéresserons dans la suite de cette partie aux modèles les plus répandus dans la littérature et nous nous limiterons par conséquent aux modèles déterministes mixtes. Nous reviendrons toutefois sur les modèles stochastiques dans la partie suivante.

3.1.2. La représentation des processus de production

La représentation dans les modèles des processus liés à la production du N_2O passe majoritairement par une représentation des activités de nitrification et dénitrification associées à une ou des fonctions formalisant la quantité de N_2O produit par chacun de ces processus (Chen et al., 2008).

3.1.2.1. La nitrification

La nitrification est formalisée dans la majorité des modèles selon une cinétique d'ordre un dépendant de la concentration en NH_4 comme dans le cas de Daycent, Expert-N, WNMM ou encore NOE. Notons que dans certaines conditions non limitantes, Expert-N considère une cinétique d'ordre zéro, la vitesse de nitrification étant alors indépendante de la concentration en NH_4. L'activité nitrifiante peut également être formalisée comme une fonction de la croissance des micro-organismes nitrifiants. Ce formalisme est moins fréquent mais on le retrouve notamment dans les modèles Ecosys, NLOSS, et DNDC, ce dernier étant très largement utilisé dans la littérature.

Le N_2O issus de la nitrification est presque exclusivement simulé comme une proportion de l'azote nitrifié. Le plus souvent cette proportion est fixe, comme dans NOE, mais elle peut également dépendre des conditions du milieu. Pour DNDC par exemple, cette proportion évolue avec la température tandis que pour d'autres modèles comme celui présenté par Bessou et al. (2010), c'est l'aération du sol qui intervient. A notre connaissance, Ecosys est le seul modèle à faire exception et à simuler la production de N_2O de manière dynamique en tenant compte de l'activité des micro-organismes nitrifiants.

3.1.2.2. La dénitrification

De même que dans le cas précédent, deux formalismes se distinguent dans la représentation de la dénitrification : (i) une représentation dynamique des micro-organismes ; c'est le cas de DNDC, Ecosys ou NLOSS. (ii) Une représentation selon une loi cinétique, ici une cinétique d'ordre 1 dépendant de la concentration en nitrates, lorsque la teneur en eau dépasse une valeur seuil (Daycent, NOE, ECOSSE, APSIM…). Le plus souvent ce seuil et les calculs associés à la prise en compte du facteur hydrique sont basés sur les valeurs de WFPS (Daycent, NOE, APSIM).

La production de N_2O issue de l'activité dénitrifiante est modélisée dans la majorité des cas soit comme une proportion de la dénitrification (fixée selon un ratio N_2O/N_2 mesuré en laboratoire comme dans NOE, parfois dépendante de la teneur en eau comme pour la version de NOE modifiée par Bessou et al. (2010)) soit de manière dynamique en tenant compte de l'activité bactérienne dénitrifiante comme pour DNDC ou Ecosys.

3.1.3. La représentation des processus de transport

La distinction entre processus de production et processus de transport n'a pas toujours été réalisée de manière explicite lors de la formalisation de modèles prédictifs (Chen et al., 2008). Certains modèles ne vont pas formaliser les processus de transport du gaz et les émissions simulées correspondent alors au N_2O produit dans le sol (NOE, FASSET). D'autres modèles vont utiliser un formalisme empirique simple et considérer qu'une proportion seulement du N_2O produit sera émis dans l'atmosphère. Cette proportion peut varier en fonction de l'aération du sol comme dans le cas de DNDC. Enfin, certains modèles utilisent un formalisme plus mécaniste et simulent le transport du N_2O gazeux produit selon une loi de diffusion, généralement la loi de Fick (GAS-DAYCENT, NOE_{GTE}). Les formalismes les plus mécanistes résolvent également les équations de convection dispersion du N_2O dans le sol (Ecosys, Expert-N).

3.1.4. Représentation des transferts hydriques et des transferts de solutés au sein du profil de sol.

Lorsqu'ils sont formalisés, les processus de transferts hydriques peuvent être représentés soit par l'utilisation des équations associées aux écoulements en milieu poreux à savoir les équations de Richards, soit en utilisant des modèles dits capacitifs (Beaujouan, 2001, Chen et al., 2008). Ces modèles utilisent un formalisme moins mécaniste et représentent le profil de sol par une succession de compartiments. Les transferts hydriques sont représentés par des transferts de masse successifs de compartiment en compartiment. La représentation des transferts de solutés

suit la même logique, les équations de transferts en milieu poreux étant dans ce cas les équations de convection dispersion. (Beaujouan, 2001).

3.2. LA PRISE EN COMPTE DE LA VARIABILITE SPATIALE DANS LA MODELISATION DES EMISSIONS DE N_2O

3.2.1. L'utilisation de modèles stochastiques

Un modèle stochastique utilise un formalisme aléatoire pour tenir compte de la variabilité spatiale des processus simulés. Dans ce contexte, il est davantage question de simuler la distribution statistique des flux d'une surface donnée plutôt que de simuler la répartition des flux individuels au sein de cette surface. Parkin (1987) a ainsi modélisé dans un champ artificiel la variabilité spatiale de l'activité de dénitrification. Il a pour cela simulé des sites dénitrifiants répartis aléatoirement sous forme de points individuels ou sous forme de « patch ». A chaque site a été associé un taux de dénitrification défini à partir de la distribution log-normale des taux d'activité enzymatique obtenue sur des échantillons prélevés sur le terrain. Les taux de dénitrifications ainsi simulés ont montré une distribution, une moyenne et un écart-type comparables aux flux observés. L'auteur explique néanmoins que son modèle n'a vocation à être utilisé que dans un fonctionnement descriptif tant que les lois régissant la dispersion des hotspots dans le sol et leur évolution dans le temps ne seront pas mieux connues. Bien que peu nombreux, il existe d'autres exemples d'auteurs ayant utilisé des modèles stochastiques pour simuler la variabilité spatiale du taux de dénitrification ou des émissions de N_2O. C'est le cas de Parry et al. (2000) par exemple, mais aussi de Grossel et al. (2014) qui ont utilisé le modèle NOE dans un contexte probabiliste. Pour cela, ils ont déterminé à partir des mesures de terrain une densité de probabilité pour l'un des paramètres du modèle, à savoir le taux de dénitrification maximal, ainsi que pour les variables d'entrée. Ils ont ensuite réalisé un grand nombre de simulations en définissant les valeurs prises par les variables de manière aléatoire selon les lois de distributions obtenues.

L'utilisation de modèles stochastiques permet de simuler la variabilité des flux en reproduisant leur distribution statistique. De tels modèles peuvent permettre une meilleure estimation des flux totaux mais leur utilisation pour prédire l'apparition et la localisation des pics d'émissions sur le terrain, nécessaire à la mise en place de pratiques de mitigation des émissions, reste limitée. Les modèles déterministes utilisés dans des systèmes spatiaux se prêtent davantage à cet exercice.

3.2.2. La variabilité spatiale dans les modèles déterministes : une spatialisation via la formalisation du ruissellement et des flux latéraux

A une échelle donnée, la prise en compte de la variabilité spatiale d'une variable de sortie simulée peut être réalisée de plusieurs manières (Beaujouan, 2001) : (i) Cette variabilité peut ne pas être prise en compte et le modèle simule alors un fonctionnement global, intégré sur l'ensemble de la surface étudiée. (ii) La spatialisation peut être réalisée par une distinction de compartiments fonctionnels. Cette méthode est plutôt employée pour des échelles d'étude assez grande comme celles d'un bassin versant (ex : terres cultivées/prairies/forêts ; zones inondées ; zones de lessivages...). (iii) La surface étudiée peut être divisée en unités de simulations plus petites considérées homogènes dans lesquelles les processus sont simulés. Dans ce dernier cas, il faut distinguer les modèles définis à l'échelle d'une unité de simulation – utilisés sur une zone plus vaste par découpage de ces zones – des modèles définis à l'échelle de la zone étudiée. Certains modèles vont par exemple prendre directement en compte l'ensemble des unités de simulation. C'est le cas de STREAM qui simule le ruissellement et l'érosion dans un petit bassin versant en s'appuyant notamment sur le modèle numérique de terrain de ce bassin (Souchere et al., 2005). D'autres modèles sont conçus de manière spatialisée. Le modèle HYDRUS 2D/3D simule par exemple les transferts d'eau, de solutés et de chaleur en 3 dimensions (Simunek et al., 2008). Enfin pour les modèles conçus à l'échelle d'une unité de simulation, par exemple la colonne de sol, la spatialisation des sorties sur l'ensemble de la zone modélisée se fait par des simulations successives dans chaque unité de simulation. Ces modèles ne sont donc pas des modèles spatialisés à proprement parler, mais leurs sorties sont spatialisées. C'est par exemple le cas du modèle STICS (Brisson et al., 1998). Selon les modèles, les simulations successives peuvent être formalisées de manière indépendante, ou couplées via des transferts d'éléments d'une unité à l'autre. Généralement, ce couplage se fait en prenant en compte le ruissellement hydrique (prise en compte de la dynamique ou bilan de masse) en considérant également ou non la composition de l'eau ruisselée.

Dans le cas des émissions de N_2O, il n'y a pas, à notre connaissance, de modèle spatialisé représentant les transferts gazeux en 2D ou 3D. La spatialisation des émissions dans les modèles existants est liée à la variabilité spatiale des propriétés hydriques et biogéochimiques modélisées. A notre connaissance, il existe peu de modèles spatialisés modélisant les émissions de N_2O. Les modèles existants représentent les flux hydriques latéraux dans l'espace. C'est par exemple le cas d'Ecosys et de CNMM-DNDC (Grant et Pattey, 2003, Zhang et al., 2018). Ecosys a été utilisé à des résolutions de l'ordre de 1000m², tandis que Zhang et al. (2018) ont

appliqué CNMM-DNDC à une résolution de 25m². L'utilisation du facteur hydrique dans les conditions d'applications utilisées dans ces deux études a montré une bonne correspondance entre simulations et observations. En particulier Zhang et al. (2018) ont obtenu une bonne représentation des émissions de N_2O de base (le « bruit de fond » de leur zone d'étude) et des pics d'émissions liées aux pratiques agricoles à l'échelle annuelle. En revanche les résultats étaient moins bons à l'échelle journalière, notamment du fait d'un décalage temporel de quelques jours au niveau de certains pics d'émissions.

3.2.3. Limites et points de développement

La qualité des résultats de simulation d'un modèle et leur caractère satisfaisant dépend des objectifs pour lesquels ce modèle est utilisé et des conditions d'application.

Dans le cas de bilans globaux annuels, l'utilisation de modèles mécanistes précis définis à une échelle très localisée et une haute résolution temporelle n'est pas pertinente, notamment du fait d'incertitudes lors des changements d'échelles sur les paramètres utilisés dans les modèles (Beaujouan, 2001). Des modèles empiriques simples ou de simples bilans entrée-sortie peuvent donner des résultats satisfaisants voire meilleurs. En revanche, si l'objectif est de comprendre le fonctionnement de notre système (transferts hydriques au sein du profil de sol, évolution de l'aération du sol) ou d'étudier sa réponse à des scénarios nouveaux (nouvelle technique de mitigation, réchauffement climatique), l'utilisation de formalismes plus mécanistes devient intéressante voire nécessaire.

L'amélioration des modèles prédictifs passe par des validations sur des jeux de données mesurées sur le terrain. Chen et al. (2008) expliquent justement qu'une des limites à l'amélioration de nos capacités à modéliser les émissions de N_2O est le caractère limité des résolutions temporelles et spatiales des mesures disponibles.

Blagodatsky et Smith (2012) avancent pour leur part que l'une des difficultés est le manque de coordinations entre les modèles issus de disciplines différentes en particulier les modèles issus des sciences physiques du sol et les modèles biologiques. Selon eux, le facteur essentiel pour réaliser des simulations de qualité est d'utiliser des modèles couplant processus de transport et réactions biochimiques et d'équilibrer le niveau de détail des formalismes associés aux différents processus modélisés.

Groffman et al. (2009) avancent que la prise en compte des hot-moments dans les modèles est plus facilement appréhendable, notamment du fait de l'augmentation de la disponibilité des

données à haute résolution temporelle. En revanche, la pris en compte des hotspots est plus délicate du fait des difficultés à simuler à une haute résolution spatiale l'évolution des facteurs favorisants les émissions de N_2O.

4. DEMARCHE DE RECHERCHE ET PLAN DU MANUSCRIT

4.1. PISTES DE RECHERCHE

La synthèse bibliographique réalisée dans ce premier chapitre a permis de définir les principales notions utilisées dans ce travail de recherche, d'appréhender la complexité du contrôle des émissions de N_2O et de **mettre en avant le rôle essentiel de l'état structural du sol dans le déterminisme de ces émissions.** Rappelons ici que l'état structural du sol influe sur la dynamique hydrique dans le sol et la formation des zones anoxiques ainsi que sur la minéralisation des composés carbonés et azotés. Elle influe également sur la population microbienne présente. Le développement des plantes et en particulier la croissance racinaire sont également dépendants de la structure du sol (Horn et al., 1995, Lipiec et Hatano, 2003). La prise en compte de la structure pour expliquer ou prédire les émissions de N_2O apparait donc comme un point essentiel. **Le choix des indicateurs à privilégier pour caractériser l'état structural du sol en lien avec les émissions de N_2O fait encore débat** car une caractérisation fine peut s'avérer difficile et coûteuse à réaliser, en particulier à l'échelle du champ. La masse volumique est un paramètre relativement facile à mesurer au champ et intervient dans de nombreuses fonctions de pédo-transfert utilisées dans l'estimation des propriétés du sol. Elle intervient directement dans le calcul du WFPS qui est, comme nous l'avons vu, beaucoup utilisé dans la littérature consacrée aux émissions de N_2O et les modèles prédictifs.

Cette synthèse a également permis de situer l'état actuel des connaissances quant à la **variabilité spatiale des émissions de N_2O et son intégration dans les modèles prédictifs existants**. La prise en compte de la **variabilité à l'échelle intra-parcellaire reste un challenge actuel** important du fait de la difficulté à réaliser des mesures à une haute résolution spatiale. L'échelle intra-parcellaire est celle de l'agriculture de précision, et **améliorer notre compréhension et notre capacité à prédire la répartition des zones les plus émettrices de N_2O à l'échelle intra-parcellaire pourrait permettre de développer des techniques de mitigations efficaces**. Une compréhension de la variabilité à l'échelle locale pourrait également permettre de mieux comprendre la variabilité à une échelle plus globale (Pringle et al., 2008, Grossel et al., 2014).

Nous dégageons ici deux pistes de recherches visant à explorer à des échelles sub-parcellaires. La première concerne le **rôle de l'état de compaction du sol sur les émissions de N_2O. La seconde concerne la possibilité de représenter la variabilité des émissions de N_2O au sein d'un système spatialisé à travers une représentation dynamique des transferts hydriques en surface et dans le profil de sol à une résolution temporelle fine**.

Nous avons vu que la structure du sol jouait un rôle essentiel dans le contrôle des émissions de N_2O, mais que la caractérisation fine de l'état structural du sol faisait intervenir un nombre élevé de paramètres pouvant être difficiles à obtenir sur le terrain. Nous avons également vu qu'une compaction différenciée du sol pouvait amener à de fortes différences d'émissions de N_2O dans un contexte hydrique favorable. Les études disponibles dans la littérature qui s'intéressent à la compaction du sol sont généralement réalisées soit en laboratoire, en conditions finement contrôlées mais sur des cylindres de sol indépendants présentant une surface de mesure réduite, soit sur le terrain à des échelles variables où les processus spatiaux peuvent s'exprimer mais dans des conditions moins contrôlables. **Nous proposons ici de travailler au laboratoire, dans des conditions contrôlées mais à des échelles supérieures à celle du cylindre de sol afin d'étudier le rôle de l'état de compaction du sol sur la variabilité des émissions de N_2O en utilisant la masse volumique comme indicateur de cet état de compaction.**

La deuxième piste de recherche s'oriente vers la possibilité d'**utiliser le facteur hydrique, conditionné par l'hétérogénéité structurale et en particulier l'état de compaction du sol, comme conditionneur de la variabilité des émissions de N_2O à petite échelle**. Nous proposons donc de travailler en laboratoire sous un simulateur de pluie sur un système de 10m² en pente, permettant ainsi à l'eau de ruisseler.

4.2. DEMARCHE ENVISAGEE

Nous proposons une **approche expérimentale associant des expérimentations à deux échelles à un travail de modélisation intégrant plusieurs processus physiques, chimiques et biologiques et permettant la prise en compte d'un processus spatial, le tout à une résolution temporelle fine.**

Tout d'abord, un suivi expérimental sur des volumes de sol de 30 L afin d'étudier les émissions de N_2O à court terme après une pluie sur un sol présentant initialement des états de compaction différenciés. Ce suivi vise à **identifier les principaux facteurs de contrôle de la variabilité des émissions de N_2O en l'absence d'écoulement latéraux, à étudier comment**

l'hétérogénéité structurale d'un volume de sol influe sur les émissions globales de ce sol et à analyser comment la localisation des mesures de gaz peut impacter l'estimation de ces émissions. Ce travail sera l'objet du chapitre 2. Après avoir étudié les émissions de N_2O en l'absence de processus spatiaux, nous chercherons à **développer un dispositif expérimental permettant l'expression de ces processus à travers le ruissellement**. Ce dispositif et les résultats des expérimentations associées sont présentés dans le chapitre 3. L'objectif étant de **comprendre comment la distribution des états de compaction au sein du dispositif en pente influe sur l'intensité et la dynamique des émissions de N_2O observées**.
Enfin, un travail de modélisation présenté dans le chapitre 4 viendra compléter les observations expérimentales afin (ii) de tester la vraisemblance des hypothèses de fonctionnement du sol formulées suites aux expérimentations en laboratoire et (ii) **d'apporter des éléments de discussion supplémentaires sur le rôle de la structure du sol et des caractéristiques hydriques sur les émissions de N_2O associées.**

L'ensemble de cette démarche devrait nous permettre de proposer une réflexion renouvelée sur le rôle de la structure du sol et des caractéristiques hydriques dans la distribution des flux de N_2O dans l'espace et leur évolution dans le temps. Nous faisons notamment l'hypothèse que l'état de compaction du sol aura une double influence sur les émissions de N_2O : d'une part sur l'intensité des émissions avec des flux plus élevés au niveau des zones compactées, ensuite via une dynamique hydrique différenciée selon l'état de compaction qui va modifier la dynamique des flux de N_2O en conséquence. La répartition spatiale des zones émettrices serait, selon ces hypothèses, dépendante du temps.

Chapitre 2

Evolution structurale d'un sol reconstitué sous simulateur de pluie et variabilités associées : prise en compte de la variabilité structurale dans l'intégration des émissions de N_2O.

INTRODUCTION ET OBJECTIFS

Dans le cadre de notre thématique de recherche, nous désirons étudier l'influence de la structure du sol et des flux hydriques qu'elle conditionne sur la variabilité spatiale des émissions de N_2O. Nous travaillerons pour cela en conditions contrôlées sur un sol reconstitué sous simulateur de pluie.

Nous avons dans un premier temps **étudié le comportement et la dynamique des émissions de N_2O d'un sol reconstitué à différentes masses volumiques amené à capacité au champ par simulation de pluie.**

Ce chapitre est consacré à la restitution de cette expérimentation. Les principaux objectifs visés étaient les suivants :

- **Etudier le comportement structural d'un sol reconstitué sous simulateur de pluie**
- Déterminer les **facteurs de contrôle prédominants sur les émissions de N_2O** dans les conditions d'une expérimentation sous simulateur de pluie, lorsque la concentration initiale en nitrates est non limitante.
- Evaluer la qualité d'une **estimation des émissions** de N_2O à partir de plusieurs **emplacements de mesure répartis sur la surface** du sol étudié.

Une version anglaise de ce chapitre fait l'objet d'un article soumis à la revue PEDOSPHERE.

1. MATERIEL ET METHODE

1.1. DESCRIPTION DU SITE ET PRELEVEMENT DU SOL

Le sol a été prélevé en octobre 2016 dans un horizon de surface (0-30 cm) d'un sol limoneux situé près de Chartres, dans le nord-ouest de la France. Le colza précédemment en place avait été retiré peu de temps avant la date du prélèvement et les résidus de cultures enfouis.
Le sol a été conservé à 4°C jusqu'au début des expérimentations en janvier 2017.
Le sol utilisé est un sol limoneux dont les propriétés physico-chimiques sont présentées dans le Tableau 2-1. Les propriétés présentées dans ce tableau ont été mesurées sur l'ensemble du volume de sol prélevé (4 m^3) lors de la construction du dispositif présenté dans le chapitre 3 en juillet 2017.

Tableau 2-1 : Propriétés physico-chimiques du sol étudié. Le chiffre entre parenthèse correspond à l'écart-type associé à la valeur présentée.

Sable $g.kg^{-1}$	**Limon** $g.kg^{-1}$	**Argile** $g.kg^{-1}$	**Carbone organique** $g.kg^{-1}$	**Azote total** $g.kg^{-1}$	**Matière organique** $g.kg^{-1}$	**ratio C/N**
53	819	128	10,21 (0,6)	1,05 (0,06)	17.66 (1.11)	9.74 (0,07)

1.2. CONCEPTION DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL

L'expérimentation a consisté à mesurer les flux de N_2O émis par des bacs de sol reconstitué à 3 masses volumiques différentes de 1,05, 1,15 et 1,25 $g.cm^{-3}$.

On définit dans chaque bac 4 quadrats « Q1 », « Q2 », « Q3 » et « Q4 », identifiant chaque quart de ce bac (Figure 2-1).

1.2.1. Construction d'un bac

Les bacs expérimentaux ont été construits en tamisant le sol à l'aide d'un tamis à mailles carrées de 1 cm de côté. Un apport en azote sous forme de KNO_3 pulvérulent a été réalisé afin d'atteindre une concentration finale supérieure à 200 $mgN.kg^{-1}$sol. Cet apport d'azote en excès a été réalisé afin que l'azote ne devienne pas un facteur limitant de la dénitrification au cours de l'expérimentation. Le choix d'un apport sous forme pulvérulente et non sous forme de solution enrichie visait à (i) limiter l'apport en eau à un apport par simulateur de pluie et (ii) se rapprocher des pratiques de fertilisation au champ où l'apport d'engrais est réalisé sous forme de granules.

Le sol a ensuite été mélangé de manière à considérer une répartition homogène des tailles d'agrégats et de la terre fine, ainsi que de l'azote apporté.
Une aliquote séchée à 105°C pendant 48h a été prélevée pour mesurer la teneur en eau réelle du sol lors de la construction.

Le sol a ensuite été reconstitué à une ou deux masses volumiques spécifiques dans des bacs carrés (0,3 m² sur 0,1 m d'épaisseur) en séparant chaque bac en deux parties par une plaque métallique amovible de 2 mm d'épaisseur afin d'atteindre la masse volumique visée dans chaque portion du bac (Figure 2-1). On obtient ainsi deux volumes composés des quadrats Q1 et Q2 pour l'un et Q3 et Q4 pour l'autre. La plaque métallique a ensuite été retirée avant humectation. La base des bacs était constituée d'une plaque de plexiglass percée surmontée d'un géotextile de conductivité de $8.5.10^{-2}$ m.s^{-1}, permettant à l'eau de s'écouler librement. Lors des périodes de suivi des émissions de gaz, les bacs étaient posés sur des supports imperméables à l'air afin d'empêcher les pertes gazeuses par le bas.

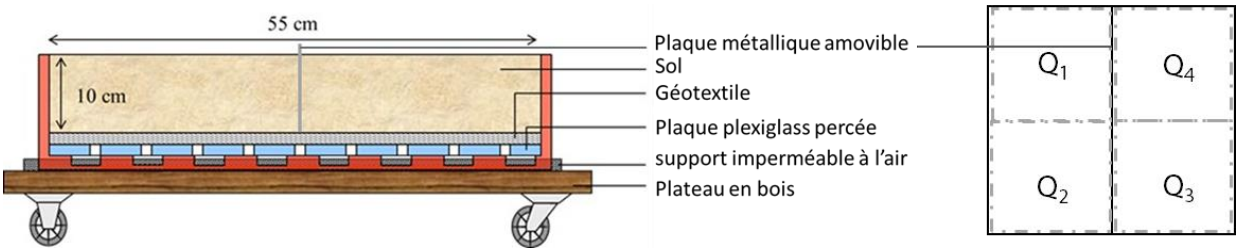


Figure 2-1 : Vue en coupe schématique d'un bac expérimental en construction et son découpage théorique en quadrats.

Le sol était travaillé superficiellement avant chaque simulation de pluie.

1.2.2. Simulateur et caractéristique des pluies simulées

Les pluies ont été réalisées grâce à un simulateur de pluie composé de 4 pulvérisateurs oscillants alignés et séparés de 1,1 m. Les pulvérisateurs étaient placés à 7,1 m au-dessus des bacs et étaient équipés de deux buses à jet plat Veejet 65-10 et deux buses à jet plat Veejet 65-20. La pression en sortie de buse était de 0,85 bar. La fréquence des oscillations était de 9 ou 18 battements par minute selon les pluies, correspondant respectivement à des intensités théoriques de l'ordre de 5 mm.h^{-1} ou 10 mm.h^{-1}. Les intensités moyennes exactes sont de 5.1 ±1.3 mm.h^{-1} et 9.4±2.9 mm.h^{-1}, respectivement. Le diamètre moyen des gouttes lors de cette expérimentation était de 0,68 mm soit un peu plus de la moitié de ce qui a été observé sur une pluie naturelle de Belgique, d'intensité 12.1 mm.h^{-1}, pour laquelle un diamètre de goutte moyen de 1.27 mm avait

été observé (Assouline et al., 1997). Cette taille réduite a été choisie pour limiter la battance et la perturbation du sol en surface lors de la pluie.

1.2.3. Humectation des bacs jusqu'à capacité au champ

Une fois construits aux masses volumiques visées, les bacs ont été amenés à capacité au champ. Pour cela, une pluie a été réalisée jusqu'à observer la percolation de l'eau et l'humectation complète du géotextile à la base des bacs. Cette étape a nécessité la réalisation d'une pluie de 5 $mm.h^{-1}$ sur une période d'environ 6h Cet évènement pluvieux est identifié en tant que « Pluie n°0 ». Une période de drainage passif de 48h a ensuite été respectée afin d'atteindre pour tous les bacs un état d'humidité initial égal, par définition, à la capacité au champ.

1.3. PROTOCOLE ET SUIVI EXPERIMENTAL

1.3.1. Masses volumiques étudiées, configuration et emplacements de mesures

Six bacs ont été réalisés (Figure 2-2). Trois bacs ont été réalisés selon une configuration qualifiée d'homogène à l'échelle du bac, c'est-à-dire qu'ils ont été reconstitués à une même masse volumique initiale pour l'ensemble du volume. Les trois autres bacs ont été réalisés selon une configuration qualifiée d'hétérogène, c'est-à-dire qu'ils ont été reconstitués selon deux masses volumiques initiales spécifiques, différentes et juxtaposées dans le bac expérimental.

Au total, 8 emplacements de mesures sont associés à une masse volumique donnée.

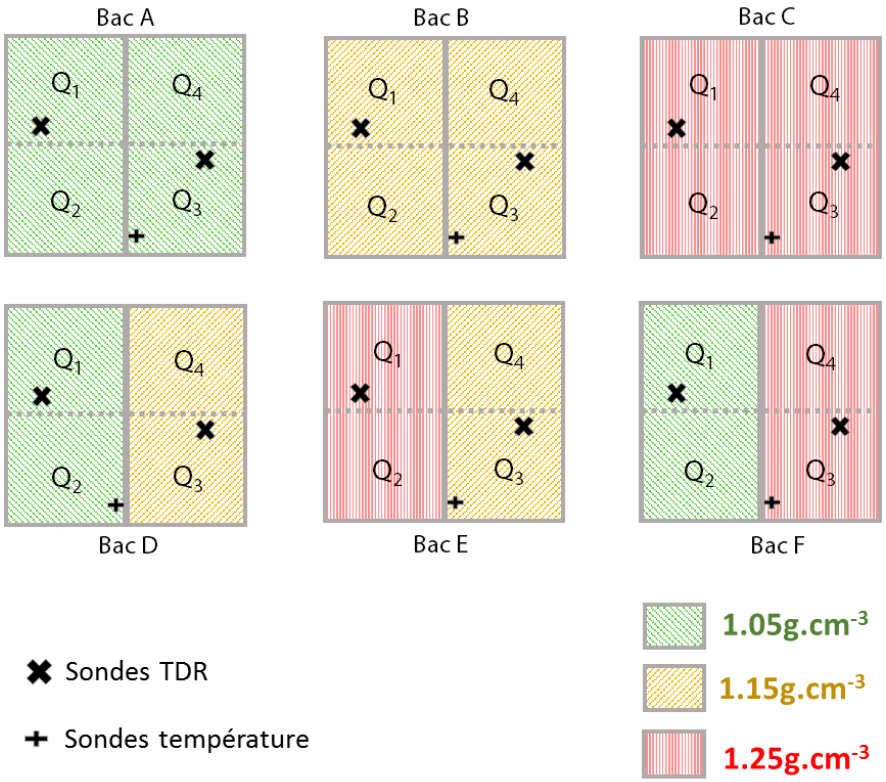


Figure 2-2 : Configurations de masses volumiques initiales étudiées et emplacement des sondes de mesures

Pour des raisons logistiques, nous avons répartis les bacs en 2 groupes. Le premier groupe était composé des bacs B, D et F, le second groupe des bacs A, C et E. L'expérimentation a d'abord été réalisée sur le premier groupe, puis le second.

1.3.2. Simulations de pluie lors de la période de mesures

Plusieurs pluies ont été réalisées au cours du suivi expérimental (Figure 2-3) comme expliqué ci-après.

Une première pluie, d'une intensité de 5 $mm.h^{-1}$, a été réalisée sur les bacs pendant 30 min, ce qui est comparable à la pluviométrie journalière moyenne observée sur le site de prélèvement. Cette pluie est identifiée en tant que « Pluie n°1 ». Les bacs étaient ensuite laissés en drainage libre pendant 7 jours au cours desquels les émissions de N_2O étaient mesurées. Cette période pluie + drainage libre constitue la première semaine de l'expérimentation.

Les bacs ont ensuite été humectés par une seconde pluie à 5 $mm.h^{-1}$ pendant 30 min appelée « Pluie n°2 ». Ils ont ensuite drainé librement pendant 3 jours, puis une troisième pluie de 2 h à 10 $mm.h^{-1}$ a été réalisée (« Pluie n°3 ») suivi de 2 jours en drainage libre. Cette période constitue la deuxième semaine de l'expérimentation.

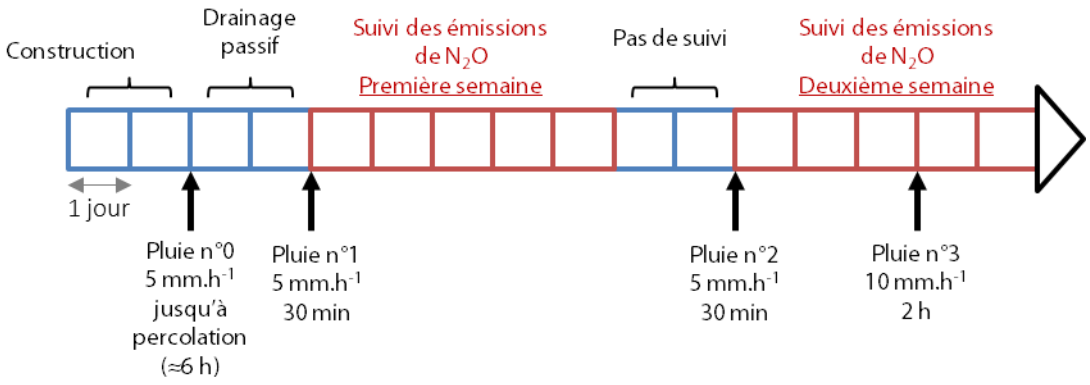


Figure 2-3 : Frise chronologique des principales étapes de l'expérimentation

1.3.3. Caractérisation des variables auxiliaires

1.3.3.1. Prélèvements

Les mesures initiales (teneurs en eau, pH, teneurs en nitrates) ont été réalisées sur des aliquotes prélevées avant reconstitution du sol aux masses volumiques visées. Il n'y a donc pas de mesure pour vérifier les valeurs de masses volumiques initiales.

Les mesures finales ont été réalisées sur des prélèvements effectués à la fin de la deuxième semaine de suivi. Les prélèvements ont été réalisés pour chaque bac de la manière suivante :

La masse volumique a été mesurée à partir de cylindres de 5,0 cm de hauteur. Pour les bacs A, C et E, 2 cylindres de sol de 250 cm^3 (8,0 cm de diamètre) ont été prélevés à chaque position Qi. Pour les bacs B, D et F, 1 cylindre de sol de 134 cm^3 (5,3 cm de diamètre) a été prélevé à chaque emplacement Qi et utilisé pour mesurer la masse volumique.

Le sol restant a ensuite été mélangé pour chaque moitié Q1-Q2 et Q3-Q4 afin de créer deux composites. 3 prélèvements ont été réalisés sur chacun de ces composites afin de mesurer les teneurs finales en nitrates et ammonium, en carbone organique et en azote total ainsi que le pH final.

1.3.3.2. Mesures des propriétés physico-chimiques

La masse volumique sèche est calculée pour chaque prélèvement à partir de la mesure de l'humidité gravimétrique, elle-même obtenue par séchage à 105°C pendant 48h.

Les teneurs en NO_3^- et NH_4^+ dans le sol ont été déterminées par analyse colorimétrique (appareil Hach Lange, DR 2800). Les solutions analysées sont issues d'une extraction de l'azote par agitation des échantillons de 8 g de sol (30 min, 60 rpm, 20°C) dans 40 mL d'une solution de K_2SO_4 à 0,5 $mol.L^{-1}$.

Le pH (pH eau) a été mesuré sur des échantillons séchés à l'air et tamisés à 2 mm après mise en suspension dans l'eau (rapport sol/eau de 1/5).

Les teneurs en carbone total et en azote total ont été mesurées par combustion sèche (échantillon broyés à 250 µm chauffé à 1000 °C en présence d'O_2). La teneur en carbone organique est obtenue à partir des teneurs en carbone total corrigées des teneurs en carbone minéral. Ces dernières sont estimées par mesure du CO_2 émis suite à une acidification des échantillons dans une solution d'HCl.

1.3.3.3. Température

Les expérimentations ont été réalisées à température ambiante égale à 17.7 ± 2.3 °C.

1.3.4. Suivi de la dynamique hydrique et des émissions de N_2O

1.3.4.1. Suivi de la dynamique hydrique

La teneur en eau volumique θv a été mesurée lors de chaque simulation de pluie et deux fois par jour lors du suivi des émissions de N_2O par réflectométrie en domaine temporel (Modèle Trase I polyvalent, Sols Mesures). La position des sondes est indiquée sur la Figure 2-2.

Le *WFPS* de chaque bac a été calculé à partir de la teneur en eau volumique mesurée et de la masse volumique (ρ) mesurée à la fin de l'expérimentation selon l'expression (1).

$$WFPS = \frac{\theta_v}{1-\frac{\rho}{d_p}} \quad (1)$$

Avec d_p la densité particulaire fixée ici à 2.65 g.cm^{-3}.

1.3.4.2. Suivi des émissions de N_2O

Les mesures ont été réalisées à l'aide d'une fast-box carrée de 0,24 x 0,24 m et 0,17 m de hauteur, branchée en série à un spectromètre à corrélation infra-rouge (l'analyseur de N_2O modèle 46i, Thermo Scientific) pour mesurer la concentration en N_2O dans la fast-box. Les bords de la chambre, larges de 2 cm, étaient surmontés d'une mousse souple.

A chaque mesure, la chambre était placée à la surface du sol, évent ouvert. Deux masses de 2,5 kg étaient positionnées de manière à s'assurer que la surface de la mousse soit bien en contact avec le sol. Les spectromètres étaient ensuite reliés à la fast-box, refermant l'évent.

Le temps de concentration était de 5 minutes.

Dans ces conditions, la limite de détection de flux d'azote du dispositif de mesure est de 0,75 mgN.m^{-2}.d^{-1}.

Pour chaque bac, les emplacements de mesure de gaz sont définis de la manière suivante :

- 4 emplacements situés sur les quadrats Q1, Q2, Q3 et Q4 présentés précédemment (Figure 2-2).
- Afin d'étudier l'effet d'une hétérogénéité de structure sur les flux mesurés, 2 emplacements supplémentaires ont été définis (Figure 2-4). Ces emplacements sont positionnés sur l'axe central du dispositif et chevauchent les emplacements Q1 et Q4 d'une part et Q2 et Q3 d'autre part. Ils sont identifiés en tant qu'emplacements « Q1-Q4 » et « Q2-Q3 » respectivement.

Les mesures ont été réalisées dès que possible après les pluies simulées (Pluies n°1, 2 et 3) puis deux fois par jour pendant les périodes de drainage passif.

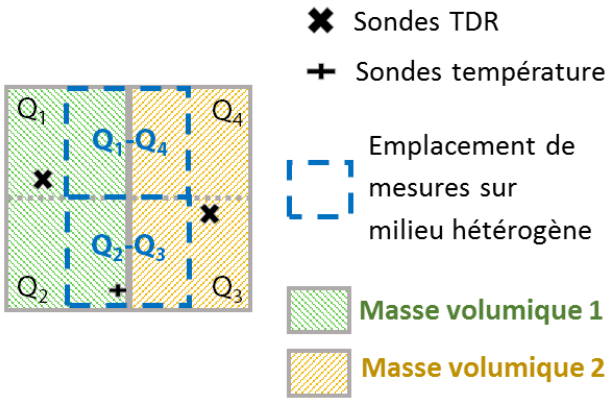


Figure 2-4 : Localisation des emplacements de mesure Q_1-Q_4 et Q_2-Q_3

1.4. ANALYSE DES DONNEES

1.4.1. Calcul des flux et des flux cumulés

Les flux de N_2O ont été calculés en suivant la procédure HMR (Pedersen et al., 2010). 100 % des flux ont été calculés par interpolation linéaire des concentrations mesurées.

Pour chaque bac, les flux cumulés ont été calculés par interpolation linéaire des flux mesurés sur l'ensemble de la période de suivi expérimental, c'est-à-dire sur la première ET la deuxième semaine. L'aire sous la courbe a été calculée selon la méthode composite des trapèzes. Le calcul numérique a été réalisé via la fonction « auc » du package « MESS » de C. Thorn Ekstrøm.

1.4.2. Tests statistiques utilisés

L'analyse statistique a été réalisée à l'aide du logiciel R, version 3.4.1 (R Core Team, 2017). Le seuil de significativité a été fixé à 0,05 sauf mention contraire dans le manuscrit.

La normalité et l'homoscédasticité des variables mesurées ont été testées à l'aide du test de Shapiro et du test de Bartlett, respectivement. Les mêmes tests ont été employés pour vérifier les hypothèses associées aux résidus des ANOVA et de la régression linéaire réalisée.

Une ANOVA était réalisée pour tester l'effet des traitements sur la moyenne des émissions de N_2O et celle des teneurs en nitrates. Lorsque le résultat était significatif, la comparaison des moyennes a été réalisée en utilisant le test de la plus grande différence significative (HSD) de Tukey.

Un test non paramétrique de Kruskall-Wallis a été employé pour tester l'effet des traitements sur les variables auxiliaires (autres que la teneur en nitrates). Le test proposé par Siegel et Castellan (1988) et disponible dans le package R « pgirmess » de P.Giraudoux était alors utilisé comme test post hoc.

Les écarts-types moyens journaliers des bacs homogènes et hétérogènes ont été comparés à l'aide du test non paramétrique de Mann-Whitney Wilcoxon pour échantillons indépendants.

1.4.3. Etude des relations entre variables auxiliaires et flux cumulés

Afin d'étudier les relations entre paramètres du sol et émissions de N_2O cumulées, on attribue à chaque variable auxiliaire présentée précédemment une valeur égale à la moyenne arithmétique des mesures réalisées en fin d'expérimentation, et ce pour chaque emplacement Q1, Q2, Q3 et Q4.

Afin de tenir compte de l'effet de la teneur en eau sur les émissions cumulées de N_2O, on définit une variable renseignant pour chaque emplacement le nombre de jours pendant lesquels le *WFPS* était supérieur au seuil de 65 %.

Ce calcul a été réalisé de deux façon : (i) en utilisant des valeurs de *WFPS* calculées à partir de la masse volumique initiale, la variable résultante étant nommée *WFPS65i* et (ii) en utilisant des valeurs de *WFPS* calculées à partir de la masse volumique finale, la variable résultante étant alors nommé *WFPS65f*.

Les corrélations entre les variables caractérisant le sol et les émissions cumulées de N_2O ont été testées par le test de corrélation de Pearson. Une analyse par régression linéaire multiple progressive (ascendante et descendante) a également été réalisée à l'aide de la fonction « train » du package « caret ». Le modèle sélectionné est celui qui minimise la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE).

1.4.4. Comparaison de deux estimateurs des émissions globales

Une méthode simple pour estimer les émissions d'une surface est de calculer la moyenne des mesures réalisées à certains emplacements de cette surface. Nous avons cherché à identifier l'estimateur le plus adapté pour renseigner sur les émissions globales de nos bacs expérimentaux.

Nous avons pour cela comparé deux estimateurs : la moyenne arithmétique, et la moyenne harmonique. Ces moyennes ont été calculées à partir des mesures réalisées sur les emplacements Q1, Q2, Q3 et Q4. Afin d'évaluer la qualité de l'estimation finale, nous avons comparé ces moyennes aux flux mesurés aux emplacement Q1-Q4 et Q2-Q3 (Figure 2-2).

La qualité de l'estimation a été évaluée par le calcul du NRMSE, c'est-à-dire le calcul de la racine de l'erreur quadratique moyenne divisée par la moyenne des flux mesurés.

2. EFFET DE L'ETAT STRUCTURAL INITIAL SUR LES EMISSIONS DE N_2O

2.1. EVOLUTION DES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

2.1.1. Evolution de la masse volumique

Les mesures de masses volumiques ont montré une augmentation entre les masses volumiques initiales visées et les masses volumiques finales (Tableau 2-2). Ceci est particulièrement le cas lorsque la masse volumique visée était de 1,05 g.cm^{-3} et dans une moindre mesure lorsqu'elle était de 1,15 g.cm^{-3}. Le sol reconstitué à une masse volumique initiale de 1,25 g.cm^{-3} est resté stable au cours de l'expérimentation. Les masses volumiques finales de tous les quadrats ne présentent pas de différence significative.

Tableau 2-2 : Présentation des masses volumiques initiales visées et des masses volumiques finales mesurées.

Masse volumique initiale	Nombre de prélèvements	Masse volumique finale moyenne	Ecart-type	Médiane
1,05	12	1,25	0,067	1.23
1,15	10	1.24	0,057	1,25
1,25	14	1,25	0,043	1.26

Plusieurs travaux de la littérature, qui traitent de l'impact d'un évènement pluvieux sur l'état de compaction du sol, montrent que les principales évolutions de l'état de compaction sont observées en moins de 30 minutes pour des pluies d'intensités variant entre 30 et 80 $mm.h^{-1}$ (Slattery et Bryan, 1992, Bedaiwy et Rolston, 1993, Rousseva et al., 2002, Augeard et al., 2008). Bien que la masse volumique n'ait été mesurée qu'à la fin du suivi expérimental, nous faisons l'hypothèse que l'essentiel de la compaction du sol a eu lieu lors de l'apport d'eau le plus important, à savoir au tout début de l'expérimentation lors de l'humectation des bacs jusqu'à percolation via une pluie de 6 h et d'intensité 5 $mm.h^{-1}$. Par conséquent, nous avons utilisé la masse volumique finale mesurée pour le calcul du WFPS.

2.1.2. Dynamique hydrique et propriétés biogéochimiques

2.1.2.1. Dynamique hydrique

La teneur en eau volumique a diminué lors de la première semaine du suivi expérimental, puis est restée stable jusqu'à la Pluie n°3, le dernier évènement pluvieux. La teneur en eau a alors légèrement augmenté, sauf pour les mesures réalisées sur le bac A qui n'ont pas montré de tendance nette (Figure 2-5).

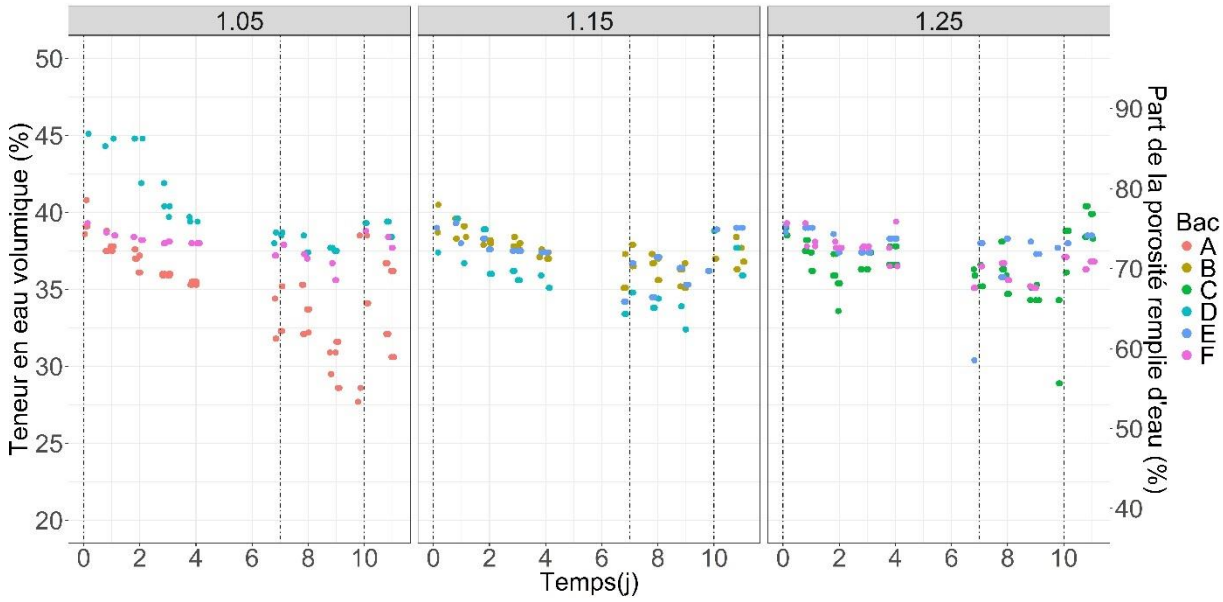


Figure 2-5 : Teneur en eau volumique et part de la porosité remplie d'eau (WFPS) mesurées sur l'ensemble du suivi expérimental pour les trois masses volumiques initiales 1,05, 1,15 et 1,25 $g.cm^{-3}$.

On observe que les valeurs de WFPS sont comprises entre 0,60 et 0,80 pour la quasi-totalité des mesures hormis quelques valeurs sur des sols reconstitués à 1,05 $g.cm^{-3}$ en début de suivi

(5 mesures entre 0,80 et 0,90 pour le bac D) et pendant la deuxième semaine de suivi (4 mesures entre 0,55 et 0,60 pour le bac A).

2.1.2.2. Propriétés biogéochimiques

Le pH initial du sol est de 6,00 ± 0,05 pour l'ensemble des échantillons. Il est en moyenne de 6.17 à la fin des expérimentations et varie entre 5.82 et 6.75, indépendamment de la masse volumique initiale.

En considérant l'ensemble des échantillons, la teneur initiale en nitrate variait entre 183.5 $mgN.kg^{-1}$ (Bac D) et 227 $mgN.kg^{-1}$ (Bac A), la valeur moyenne étant de 219.7 $mgN.kg^{-1}$ (Figure 2-6). Les teneurs en nitrates finales présentaient une très forte variabilité avec des valeurs comprises entre 2.0 $mgN.kg^{-1}$ (Bac A, masse volumique initiale de 1,05 $g.cm^{-3}$) et 328 $mgN.kg^{-1}$ (Bac D, masse volumique initiale de 1,15 $g.cm^{-3}$). Les sols reconstitués à une masse volumique initiale de 1,05 $g.cm^{-3}$ présentaient une teneur moyenne en nitrates en fin d'expérimentation de 101.8 $mgN.kg^{-1}$, significativement plus faibles que pour les sols reconstitués à 1,15 et 1,25 $g.cm^{-3}$ (présentant des teneurs moyennes finales de 170,5 et 187.9 $mgN.kg^{-1}$ respectivement).

Les teneurs moyennes en carbone organique (Corg) et en azote total (Ntot) mesurées au début et à la fin du suivi expérimental ne présentent pas de différence significative entre l'état initial et l'état final (Figure 2-7). Les mesures finales présentent une variabilité semblable quelle que soit la masse volumique initiale du sol.

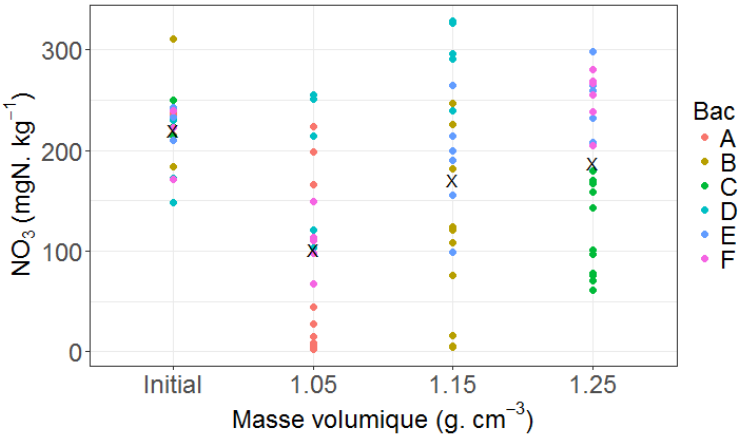


Figure 2-6 : Teneurs en NO_3^- mesurées avant reconstitution du sol (Initial) et en fin d'expérimentation pour les 3 masses volumiques initiales étudiées.

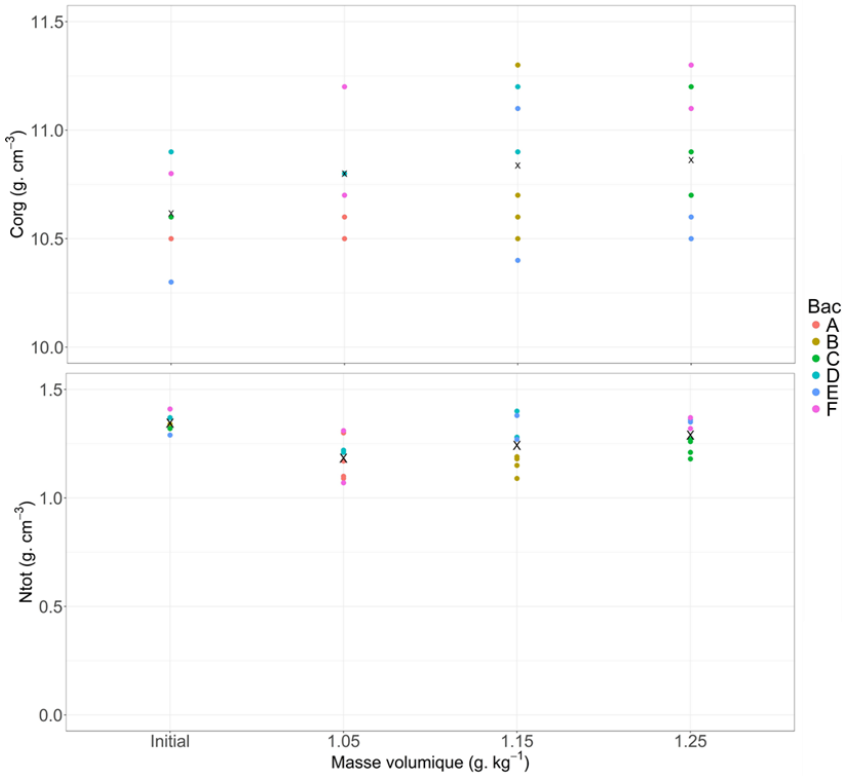


Figure 2-7 : Teneurs en carbone organique (Corg), azote total (Ntot) et rapport C/N mesurés au début (Initial) et à la fin du suivi expérimental pour les 3 masses volumiques initiales étudiées.

2.2. EMISSIONS DE N_2O ET CORRELATIONS AVEC LES FACTEURS DE CONTROLE

2.2.1. Description des flux et impact de la masse volumique initiale

Les émissions de N_2O mesurées ont montré une même dynamique gaussienne la première semaine (Figure 2-8), à savoir une augmentation des émissions jusqu'à un maximum atteint entre 24 et 48 h après la pluie n°1 (5 mm.h^{-1}, 30 min), puis une diminution et une stabilisation jusqu'au dernier évènement pluvieux (pluie n°3, 2 h à 10 mm.h^{-1}) où les émissions augmentent à nouveau. Les émissions de N_2O augmentent donc fortement après la pluie n°1 jusqu'à un maximum compris entre 50 et 150 gN.m^{-2}.d^{-1} , mais très peu après la pluie n°2. L'observation des flux lors de cette seconde semaine lors de la pluie n°2 montre une faible diminution des émissions de N_2O juste après la pluie (inférieure à 1 mgN.m^{-2}.d^{-1}) (Figure 2-9).

Sur l'ensemble de la période expérimentale, une différence significative a été observée entre la moyenne des flux mesurés sur les sols reconstitués à 1,25 g.cm^{-3} et celles mesurées sur les sols reconstitués à 1,05 et 1,15 g.cm^{-3}. Cette différence provient des flux mesurés au cours de la

première semaine de suivi, aucune différence significative n'ayant été mise en évidence lorsque seules les observations de la deuxième semaine sont prises en compte.

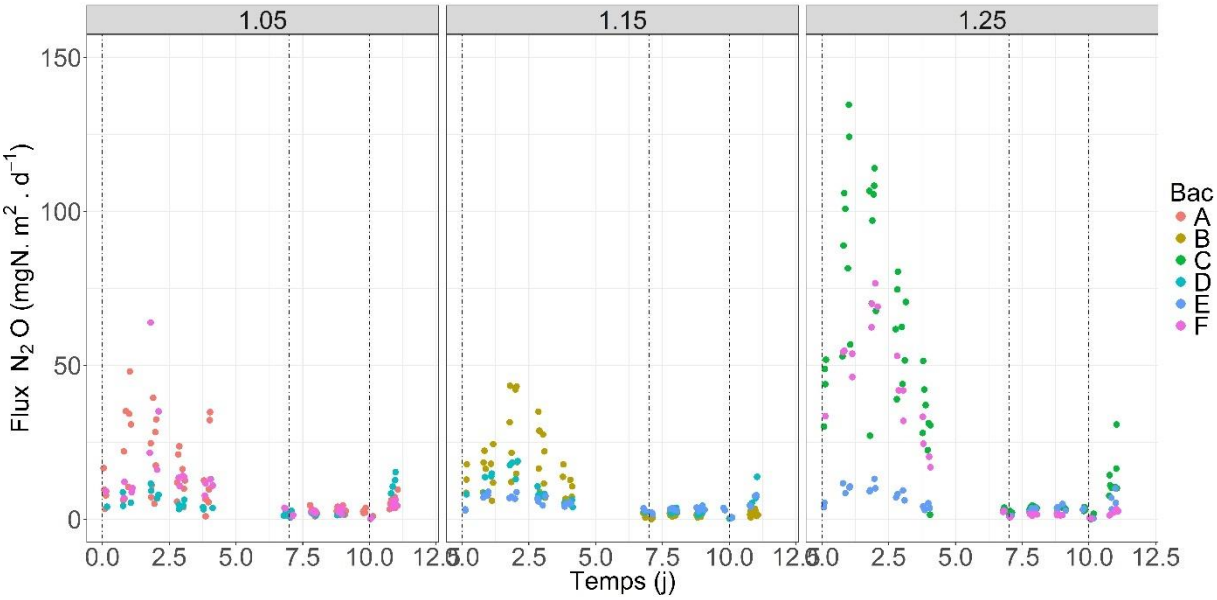


Figure 2-8 : Flux de N_2O mesurés au cours du suivi expérimental pour les trois masses volumiques initiales visées. Les lignes en pointillés correspondent aux pluies simulées.

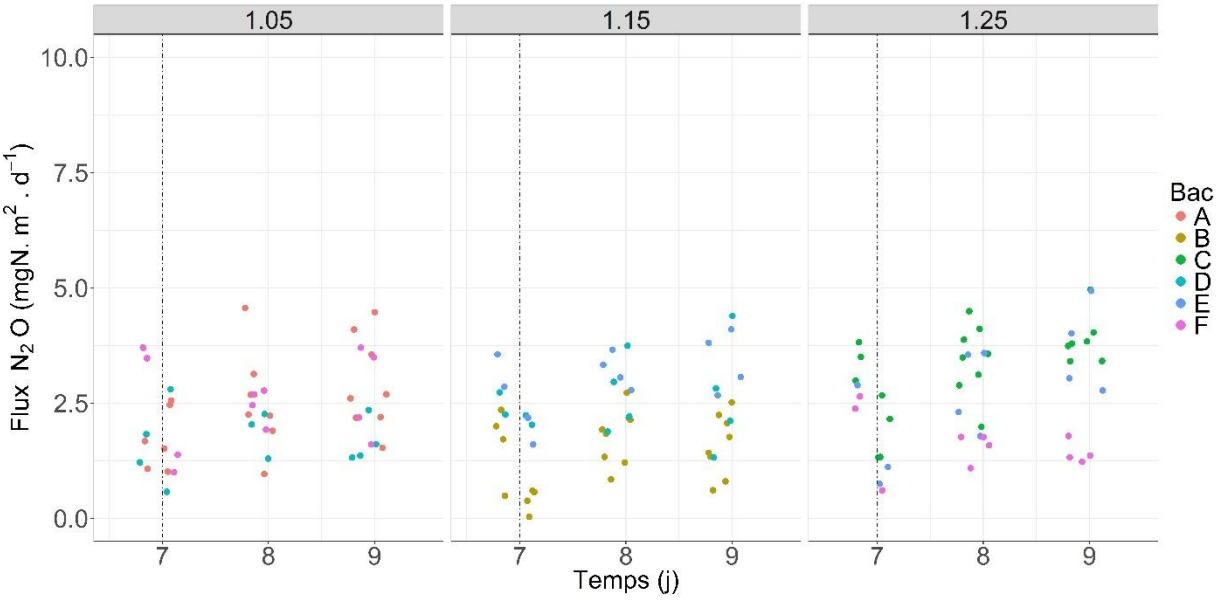


Figure 2-9 : Flux de N_2O mesurés les 7, 8 et 9^e jours du suivi expérimental pour les trois masses volumiques initiales visées. La ligne en pointillé correspond à la pluie n°2 simulée (5 mm.h^{-1}, 30 mn).

Le bac E a montré de faibles émissions tout au long de l'expérimentation, quelle que soit la masse volumique initiale. Bien que les flux soient plus faibles que pour les autres bacs, la moyenne des flux émis la première semaine par le sol du bac E reconstitué à 1,25 g.cm^{-3} est significativement plus élevée que celle pour le sol reconstitué à 1,15 g.cm^{-3}.

La différence significative observée sur les flux journaliers pour les sols reconstitués à 1,25 g.cm^{-3} reste significative lorsqu'on s'intéresse aux émissions cumulées sur l'ensemble de la période de suivi expérimental (Tableau 2-3).

Tableau 2-3 : Emissions de N2O cumulées (mgN.m^{-2}) calculées sur l'ensemble de la période expérimentale pour chaque emplacement de mesure en fonction du bac et de la masse volumique initiale associée.

Bac A				Bac B				Bac C			
1,05 g.cm^{-3}		1,05 g.cm^{-3}		1,15 g.cm^{-3}		1,15 g.cm^{-3}		1,25 g.cm^{-3}		1,25 g.cm^{-3}	
Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4
101,5	98,6	84,8	135,5	133,9	115,2	39,2	78,1	389,6	241,8	348,5	321,0
Bac D				Bac E				Bac F			
1,05 g.cm^{-3}		1,15 g.cm^{-3}		1,15 g.cm^{-3}		1,25 g.cm^{-3}		1,05 g.cm^{-3}		1,25 g.cm^{-3}	
Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4
56,5	36,3	50,8	71,8	50,7	48,2	53,7	51,8	76,4	111,6	188,6	228,2

2.2.2. Facteurs de contrôle et corrélation

Les principales variables auxiliaires ne sont pas mesurées en continu mais en fin d'expérimentation. Afin d'évaluer leur importance dans la variabilité des émissions de N_2O, nous avons étudié leur influence sur les émissions cumulées présentées dans le Tableau 2-3 précédent.

Nous avons d'abord étudié l'existence d'une relation linéaire entre les variables auxiliaires et les émissions de N_2O cumulées (Tableau 2-4).

Tableau 2-4 : Coefficients de corrélation de Pearson entre les flux de N_2O cumulés et les variables auxiliaires.[1]

Variables explicatives	Masse volumique initiale	Masse volumique finale	N total	C organique	NO_3^- final	pH final	WFPS 65 i	WFPS 65 f
Emissions de N_2O cumulées	0,47*	0,26	0,03	0,11	-0,18	-0,1	0,3	0,01

[1]*WFPS65i* est le nombre de jours où le WFPS mesuré était supérieur à 0,65, le WFPS utilisé ayant été calculé à partir de la masse volumique initiale (*MV initiale*). *WFPS65f* est la même variable avec un WFPS calculé à partir de la masse volumique finale (*MV finale*). Ces trois variables ont été calculées sur les deux semaines de suivi expérimental.

* Corrélation significative au seuil de 0,05

Une corrélation significative est observée entre la masse volumique initiale et les émissions de N_2O cumulées. Dans le test de corrélation réalisé ici, à savoir un test paramétrique de Pearson, les variables explicatives sont supposées être des variables quantitatives continues. Cette hypothèse peut être discutée vis-à-vis de la masse volumique initiale, puisque seules 3 valeurs sont testées. La relation mise en évidence reste significative au seuil de 10 % lorsqu'on utilise un test des rangs de Spearman non paramétrique, moins puissant mais qui ne nécessite pas d'hypothèse sur les variables explicatives.

Ainsi, une relation linéaire existe entre les émissions de N_2O cumulées mesurées et la masse volumique initiale. L'analyse par régression linéaire progressive nous permet d'identifier si l'ajout d'autres variables apporte une information supplémentaire. Cette analyse permet de mettre en évidence un modèle linéaire significatif (seuil <0,01) qui explique 45 % (R^2) de la variance totale à partir de la masse volumique initiale et de la concentration finale en nitrates (Figure 2-10).

Les coefficients standardisés sont 0,67 pour la masse volumique initiale et -0,46 pour la teneur en nitrates finale. La masse volumique initiale a ici un poids important dans l'explication de la variabilité des émissions de N_2O cumulées. Le RMSE du modèle linéaire est 76.7, soit 59.1 % de la valeur moyenne des flux cumulés mesurés. L'ajout des nitrates dans le modèle entraine une augmentation du R^2 de 29 % à 45 % et une diminution du RMSE de 86.7 à 76.7.

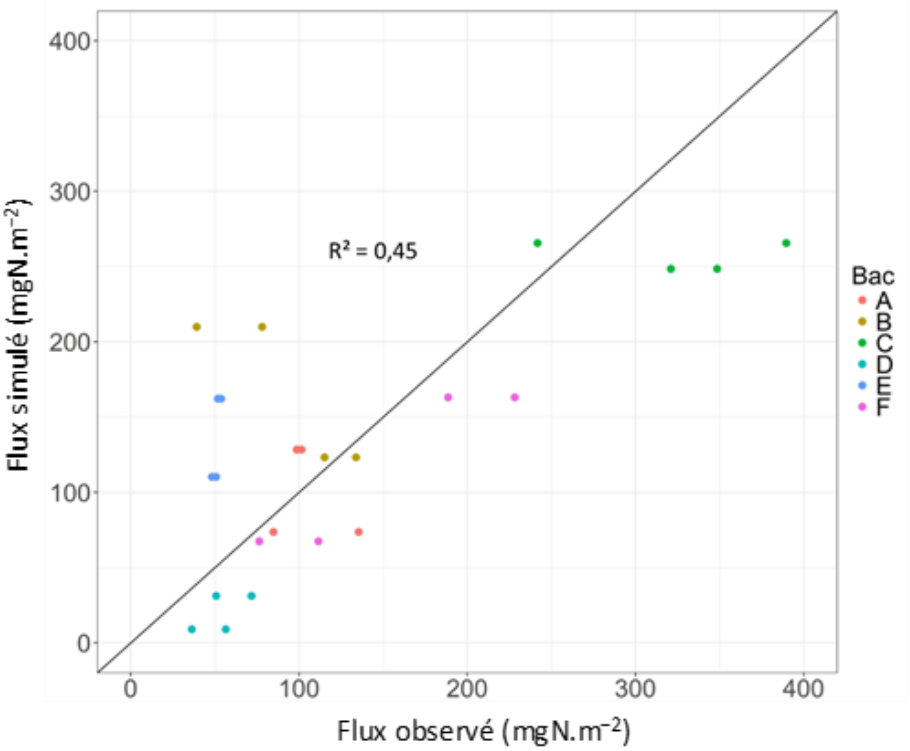


Figure 2-10 : Comparaison entre flux cumulés simulés et flux cumulés observés. La ligne tracée représente la droite 1:1.

3. EFFET DE L'HETEROGENEITE DE LA MASSE VOLUMIQUE DU SOL SUR LA MESURE DES EMISSIONS DE N_2O

3.1. VARIABILITE DES EMISSIONS DE N_2O OBSERVES SUR 0,3 M² APRES TROIS PLUIES MODEREES

Les écarts-types associés aux moyennes journalières calculées pour les différents emplacements de mesure n'ont pas montré de différence significative entre les bacs qualifiés d'homogènes, c'est-à-dire construits avec une seule masse volumique initiale, et les bacs qualifiés d'hétérogènes c'est-à-dire construits avec deux masses volumiques initiales (Tableau 2-5). Les flux cumulés présentés dans le Tableau 2-3 montrent également une forte variabilité quelle que soit le statut homogène ou hétérogène des bacs. En particulier, les bac B et F montrent tous deux une forte variabilité avec des flux cumulés pouvant tripler d'un emplacement de mesure à l'autre.

Tableau 2-5 : Flux moyen journalier des émissions de N_2O ($mgN.m^{-2}.d^{-1}$) observées sur l'ensemble de la période de suivi expérimental.*

Bac	A	B	C	D	E	F
Statut**	Homogène	Homogène	Homogène	Hétérogène	Hétérogène	Hétérogène
Day 0	13,4 (10,7)	15,0 (5,2)	65,4 (28,7)	7,9 (3,5)	6,3 (3,0)	28,43 (22,3)
Day 1	22,6 (13,0)	21,1 (12,1)	89,3 (34,0)	13,0 (4,6)	8,8 (1,4)	42,1 (25,0)
Day 2	18,2 (10,1)	25,9 (13,1)	78,0 (26,2)	9,0 (4,7)	8,3 (2,4)	39,5 (25,4)
Day 3	8,7 (5,1)	14,0 (7,9)	48,4 (13,7)	5,5 (1,7)	5,5 (2,1)	22,3 (12,4)
Day 4	20,6 (15,1)	8,9 (3,6)	21,4 (13,9)	6,8 (4,4)	4,9 (0,9)	15,3 (4,2)
Day 6	2,2 (1,4)	1,6 (0,8)	3,4 (0,4)	2 (0,62)	3,1 (0,4)	3,1 (0,6)
Day 7	2,5 (1,1)	0,9 (0,7)	2,8 (1,2)	2,1 (0,8)	2,4 (1,1)	1,4 (0,9)
Day 8	2,3 (1,0)	1,6 (0,7)	3,4 (0,7)	2,1 (0,8)	3,1 (0,8)	2,0 (0,8)
Day 9	2,8 (0,9)	2,1 (0,4)	3,7 (0,7)	2,7 (1,5)	3,5 (0,7)	2,2 (1,2)
Day 10	3,1 (2,4)	0,8 (1)	5,6 (5,8)	3,7 (4,2)	2,6 (2,5)	1,7 (1,9)
Day 11	6,2 (2,7)	2,1 (1,1)	17 (9,7)	11,2 (3,9)	7,7 (1,9)	3,8 (1,6)

*Les valeurs entre parenthèses correspondent à l'écart-type associé.

** informe sur le caractère homogène (une masse volumique initiale) ou hétérogène (2 masses volumiques initiales) du bac lors de sa construction.

3.2. ESTIMATION DES FLUX A L'ECHELLE D'UN BAC

Pour l'ensemble des bacs étudiés, les mesures réalisées aux emplacements Q1-Q4 et Q2-Q3 montrent une intensité des flux comprise dans l'étendue des mesures réalisées sur les emplacements Q1, Q2, Q3 et Q4 et une dynamique semblable (Figure 2-11). Nous avons calculé pour chaque bac une estimation globale moyenne des émissions à partir des mesures réalisées sur les emplacements Q1, Q2, Q3 et Q4. Nous avons ensuite comparé cette estimation aux flux observés aux emplacements Q1-Q4 et Q2-Q3, intégrant l'hétérogénéité structurale initiale. Les résultats montrent que les flux observés sont mieux représentés par une moyenne arithmétique que par une moyenne harmonique (Figure 2-12).

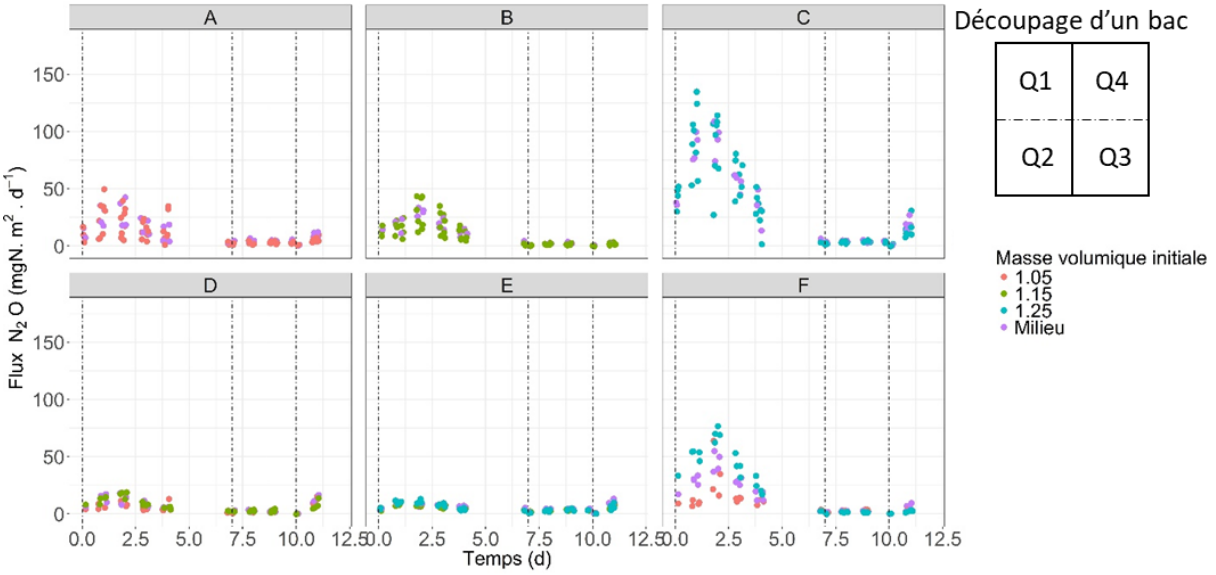


Figure 2-11 : Flux de N_2O mesurés sur les emplacements Q1, Q2, Q3 et Q4 pour chaque bac et flux mesurés sur les emplacements Q1-Q4 et Q2-Q3, au milieu des bacs.

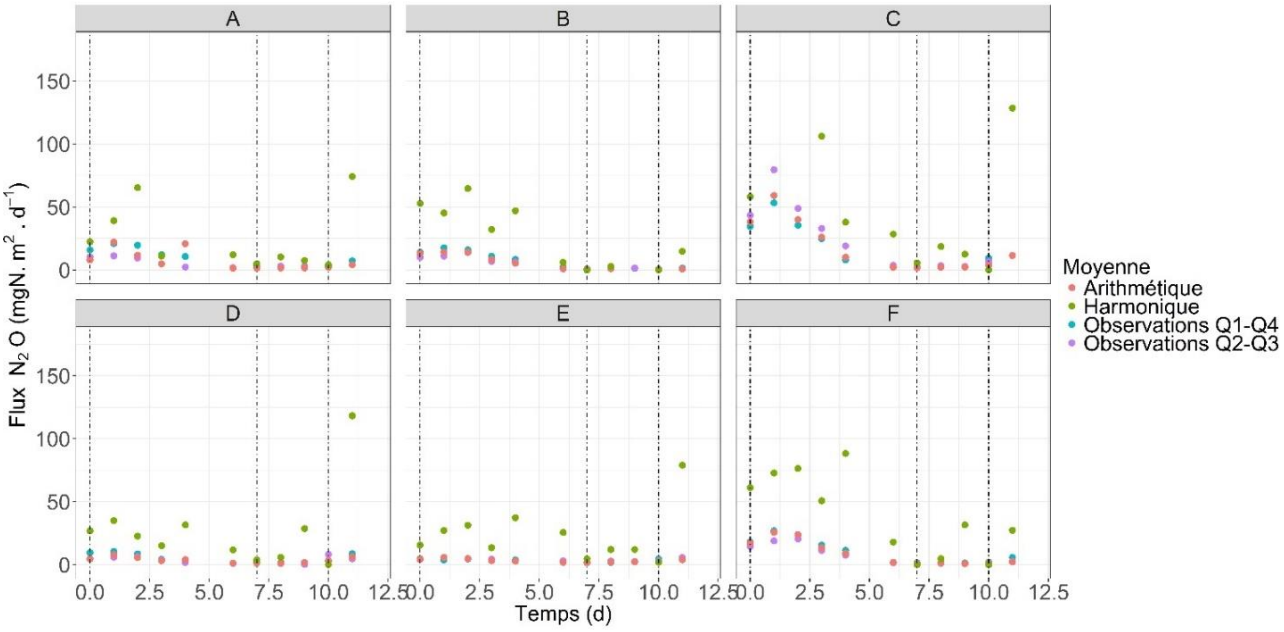


Figure 2-12 : Comparaisons de flux observés avec les flux moyens calculés à partir des mesures réalisées sur les emplacements Q1, Q2, Q3 et Q4.

Le NRMSE calculé pour quantifier la qualité de représentation des émissions via la moyenne arithmétique (Tableau 2-6) montre un NRMSE inférieur à 0,5 pour l'ensemble des bacs sauf pour le bac A. Il est inférieur à 0,25 dans la moitié des cas.

Tableau 2-6 : NRMSE associé à l'estimation des flux de N_2O des bacs expérimentaux par la moyenne arithmétique des mesures réalisées sur les 4 quadrats de chaque bac.*

Bac	A	B	C	D	E	F
NRMSE Q1-Q4	0,53	0,28	0,16	0,38	0,20	0,1
NRMSE Q2-Q3	1,29	0,22	0,25	0,31	0,16	0,34

**NRMSE représente la racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) normalisée, c'est-à-dire divisée par la moyenne arithmétique des émissions de l'échantillon.*

4. DISCUSSION

4.1. EVOLUTION DE LA MASSE VOLUMIQUE

L'augmentation de la masse volumique d'un sol après une pluie, attribuée à une prise en masse du sol et au phénomène de battance en surface, a déjà été observée (Kemper et Rosenau, 1984, Mullins et al., 1987, Augeard et al., 2008, Hao et al., 2011). La plupart des auteurs ont observé que l'augmentation de la masse volumique d'un sol après une pluie était négativement corrélée à la masse volumique initiale de ce sol, ce qui était également le cas dans notre étude (Slattery et Bryan, 1992, Bedaiwy et Rolston, 1993, Rousseva et al., 2002, Augeard et al., 2008).

Slattery et Bryan (1992) ainsi que Bedaiwy et Rolston (1993) ont observé que la majorité des changements mesurables sur la masse volumique intervenaient respectivement après 10 mn d'une pluie à 76 $mm.h^{-1}$ ou en moins de 30 mn pour une pluie à 32 $mm.h^{-1}$. Les masses volumiques initiales étaient 1.22, 1.35 et 1.44 $g.cm^{-3}$ dans l'expérience de Bedaiwy et Rolston et de 1.26 $g.cm^{-3}$ dans celle de Slattery et Bryan. Dans leur étude sur un sol limoneux reconstitué à 1.065 $g.cm^{-3}$, Augeard et al. (2008) ont observé que la prise en masse du sol n'était pas corrélée avec la durée de pluie, et qu'après 30 minutes d'une pluie à 30,5 $mm.h^{-1}$, cette durée avait un impact limité sur la compaction du sol résultant de la battance en surface.

Ainsi, les observations de la littérature montrent que l'augmentation de la masse volumique se fait rapidement après le début d'une pluie. Il est donc pertinent de supposer que l'essentiel de la prise en masse observée sur nos échantillons a eu lieu après la pluie n°0, qui représente l'apport en eau le plus important.

De plus, le dispositif expérimental utilisé est un dispositif sans pente qui ne permet pas la perte de particules de sol par érosion. De fait, l'augmentation de la masse volumique associée à une diminution de l'épaisseur du sol a été interprétée comme une diminution du volume poral. Cette

hypothèse est cohérente avec les observations de Rousseva et al. (2002) qui ont également observé une densification du sol après une pluie et ont montré que cette densification était associée à une perte de la macroporosité verticale.

4.2. VARIABILITE DES TENEURS EN NITRATES

Les concentrations en nitrates mesurées en fin d'expérimentation sont très variables. Cela suggère une forte variabilité de la concentration en nitrate à l'échelle à laquelle les prélèvements ont été réalisés. Cela peut être dû à l'apport azoté réalisé sous forme pulvérulente et non sous la forme d'une solution enrichie en azote. Néanmoins, les mesures réalisées à l'état initial, c'est-à-dire avant reconstitution du sol à une masse volumique définie, montrent que la variabilité est moindre. Les pluies simulées ont donc engendré ou amplifié la variabilité des concentrations en nitrates au sein du profil de sol. Notons également que certaines mesures sont étonnamment faibles, inférieures à 10 $mgN.kg^{-1}$ pour des concentrations de départ supérieures à 150 $mgN.kg^{-1}$.

Une hypothèse possible pour expliquer ces faibles concentrations est que l'apport en eau important réalisé lors de la pluie n°0 ait été suivi d'un fort lessivage des nitrates pour certaines zones de nos bacs expérimentaux.

4.3. DYNAMIQUE DES EMISSIONS DE N_2O

Dans notre expérimentation, des émissions ont été observées et le WFPS était généralement compris entre 60 % et 80 %. Ces résultats sont cohérents avec la littérature qui mentionne que les émissions de N_2O augmentent fortement avec le WFPS à partir d'un certain seuil. Ce seuil est généralement de l'ordre de 60 % (Linn et Doran, 1984, Davidson, 1992, Beare et al., 2009) comme nous l'avons présenté dans le chapitre 1 (Chapitre 1, §1.1.4.1). Bateman et Baggs (2005) ont notamment avancé que tout le N_2O émis provenait de la dénitrification pour des WFPS supérieurs à 70 %. L'hypothèse selon laquelle les émissions observées sont majoritairement issues de la dénitrification est donc cohérente avec les valeurs de WFPS mesurées dans notre étude. Les conditions biochimiques lors de notre suivi expérimental étaient favorables aux émissions de N_2O par dénitrification. En effet, la forte teneur en nitrates favorise l'activité dénitrifiante dans le sol ainsi qu'un ratio $N_2O/(N_2+N_2O)$ élevé (Blackmer et Bremner, 1978, Scholefield et al., 1997, Senbayram et al., 2012). Les valeurs de pH légèrement acides correspondent aux valeurs favorables pour les émissions de N_2O présentées dans la littérature (ŠImek et Cooper, 2002, Hénault et al., 2012), notamment dû au fait que le ratio $N_2O/(N_2+N_2O)$

augmente lorsque le pH diminue (Koskinen et Keeney, 1982, Stevens et al., 1998, Cuhel et al., 2010), en lien avec un effet inhibiteur accru d'une forte concentration en nitrates sur la réduction du N_2O en N_2 lorsque le milieu s'acidifie (Blackmer et Bremner, 1978).
Bien qu'ils se soient intéressés à un sol de texture différente (40 % de sable et 33 % d'argile), Liu et al. (2007) ont observé des émissions du même ordre de grandeur que celles de cette étude sur des cylindres de sol non remanié de 10 cm de long pour des conditions de température et de concentrations en nitrates et carbone organique proches de nos conditions expérimentales.

Bien que les pluies n°1 et n°2 aient les même caractéristiques (30 min, 5 $mm.h^{-1}$), les émissions de N_2O ont fortement augmenté après la pluie n°1 alors qu'elles n'ont que peu évolué après la pluie n°2. Une augmentation des émissions a également été observée après la pluie n°3, apportant près de 10 fois plus d'eau que les deux autres pluies. Cette pluie a été suivie d'une augmentation du WFPS, contrairement aux pluies n°1 et n°2. Ces résultats suggèrent que la quantité d'eau apportée par ces deux pluies était trop faible pour stimuler la production de N_2O, ce qui semble contradictoire avec les valeurs de WFPS mesurées supposées favorables à la dénitrification, comme mentionné précédemment.
Notons que la deuxième semaine, lorsque les émissions de N_2O sont plus faibles, le WFPS est inférieur à 70 % contrairement aux valeurs mesurées au début de la première semaine ou après la pluie n°3. La pluie n°1 a été réalisée sur un sol considéré être à capacité au champ et dont la teneur en eau était comprise entre la saturation et la capacité au champ pendant deux jours. Il est possible que la pluie n°1, bien que peu intense, ait limité les émissions de N_2O pendant une courte période du fait de l'accumulation d'eau en surface et dans le sol, ce qui aurait piégé le N_2O produit dans le profil de sol. Cet effet physique de l'eau sur les émissions gazeuses a été observé chez Rabot et al. (2015b). L'eau apportée par la pluie se serait ensuite infiltrée dans le sol permettant au N_2O d'être émis dans l'atmosphère. Les émissions auraient ensuite diminué après 48 h car les conditions n'étaient plus favorables à la dénitrification.
Il semble que dans notre étude, les émissions de N_2O aient été fortement stimulées lorsque le WFPS du sol était supérieur ou égal à 70 % pendant plusieurs heures. Tel était le cas avant la pluie n°1 et après la pluie n°3.
Ainsi, nous émettons ici l'hypothèse que les émissions de N_2O observées durant cette expérimentation étaient liées à une évolution différenciée de la dynamique des processus en jeu au cours du suivi expérimental, les processus en question étant les processus microbiologiques, contrôlant la production de N_2O, et les processus physiques, contrôlant la diffusion du gaz vers l'atmosphère. Cette évolution aurait entrainé une alternance entre des périodes où la dynamique

des émissions de N_2O est conditionnée par les processus physiques et d'autres où cette dynamique est conditionnée par les processus microbiologiques de production (Figure 2-13).

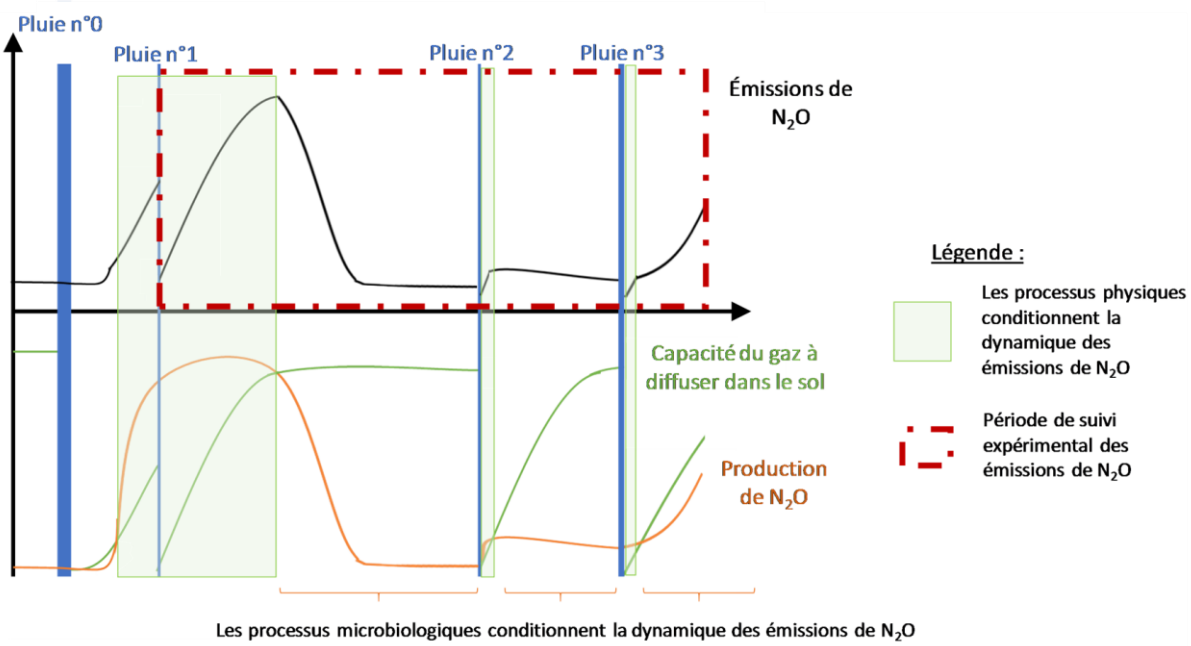


Figure 2-13 : Rôle des processus microbiologiques et physiques dans la dynamique des émissions de N_2O : schéma explicatif de l'hypothèse proposée pour expliquer les observations lors du suivi expérimental.

4.4. IMPORTANCE DE L'ETAT STRUCTURAL INITIAL DANS LES EMISSIONS DE N_2O

Nos mesures nous ont permis d'expliquer 45 % de la variance totale observée sur les émissions de N_2O cumulées en considérant deux paramètres dans un modèle linéaire à savoir la masse volumique initiale et la teneur en nitrates finale. Considérée seule, la teneur en nitrates n'était pas significativement corrélée aux émissions de N_2O cumulées. Les deux paramètres du modèle, à savoir la masse volumique initiale et la teneur en nitrates finale, étaient modérément corrélés entre eux. La corrélation de variables explicatives peut affecter les résultats d'une régression linéaire, néanmoins cette tendance se vérifie surtout lorsque les corrélations sont fortes, ce qui n'était pas le cas ici (Kutner et al., 2005). De plus les résidus de la régression linéaire vérifient les conditions de normalité et d'homoscédasticité et l'ajout de la teneur en nitrates finale au modèle linéaire a entrainé simultanément une augmentation du R^2 et une diminution du RMSE, donc une amélioration du modèle et non un sur-ajustement. Les coefficients associés à chaque paramètre sont également cohérents avec ce qui pouvait être attendu. La faible relation entre la teneur en nitrates finale et les émissions de N_2O peut être expliquée par le fait que la

concentration initiale a été fixée afin d'être non limitante pour la dénitrification et similaire pour chaque échantillon. En partant d'une même teneur initiale en excès, les sols qui émettent le plus seraient également ceux ayant le plus fort taux de réduction des nitrates, et une relation négative entre nitrates et émissions de N_2O peut donc être attendue. La relation positive entre la masse volumique et les émissions de N_2O est également cohérente avec d'autres résultats de la littérature ayant relevé une corrélation positive entre masse volumique et émissions de N_2O (Yamulki et Jarvis, 2002, Balaine et al., 2013)

La masse volumique initiale reste le principal facteur expliquant la variabilité des émissions cumulées observées, malgré notre hypothèse que le sol s'était tassé avant les premières mesures de gaz.

Pour expliquer l'absence de relation entre la masse volumique finale et les émissions de N_2O au cours de l'expérimentation, on peut émettre l'hypothèse qu'une même masse volumique finale englobait des états structuraux différents. Ces différences seraient dues à une compaction plus ou moins forte, au cours des pluies, en fonction de l'état de compaction initial. Ces états structuraux différenciés n'auraient pas eu d'impact visible sur la masse volumique elle-même mais auraient eu un impact sur les émissions de N_2O à court terme après la pluie. Ces différences n'ont toutefois pas été observables à l'échelle de nos prélèvements. Il est possible que ces différences structurales aient fait intervenir des paramètres non caractérisés lors du suivi expérimental, tels que la connectivité du réseau poral. Elles pourraient également être définies à une échelle plus fine que celle étudiée, en impactant par exemple le nombre et la répartition des microsites dénitrifiants au sein du profil de sol.

4.5. PRISE EN COMPTE DE L'HETEROGENEITE DANS LA MESURE DES EMISSIONS DE N_2O

Nous n'avons pas observé de variabilité plus forte des émissions de N_2O au sein des bacs construits avec une même masse volumique initiale ou deux masses volumiques initiales. Notre méthode de construction ne nous permettait qu'un contrôle macroscopique de la structure du sol, et les valeurs de masses volumiques initiales sont des valeurs calculées à partir de la quantité de sol utilisé pour construire les bacs. De fait, des hétérogénéités non caractérisées ont pu apparaître à une échelle plus petite et être amplifiées par les pluies réalisées, engendrant ainsi de la variabilité au sein des bacs expérimentaux.

Peu d'études se sont attachées à comparer plusieurs méthodes de calcul de la moyenne des flux de N_2O mesurés sur le terrain. Parmi celles existantes, la moyenne arithmétique apparaît être

l'estimateur le plus approprié (Velthof et Oenema, 1995, Giltrap et Godfrey, 2016). Nos résultats sont donc en accord avec ceux de la littérature.

Les valeurs de NRMSE calculées sont comprises entre 0,1 et 1.29, ce qui montrent que même en conditions contrôlées sur un volume de sol réduit, l'estimation des flux d'une surface totale via la moyenne arithmétique de mesures ponctuelles peut entrainer des erreurs d'estimation non négligeables.

Un parallèle peut être fait avec les travaux de Samouëlian et al. (2011) qui ont étudié la conductivité hydraulique effective d'un sol hétérogène. Ils ont notamment montré lorsque l'hétérogénéité se présentait de manière parallèle au sens d'écoulement de l'eau, la moyenne arithmétique permettait une bonne estimation de la conductivité hydraulique effective, tandis que la moyenne harmonique était à privilégier lorsque l'hétérogénéité se présentait perpendiculairement au sens d'écoulement. Dans notre cas, même si la diffusion du gaz a lieu dans toutes les directions de l'espace comme dans tout milieu poreux, la mesure des émissions en surface des bacs est liée à la composante verticale ascendante de la diffusion dans le profil de sol. La construction des bacs sous la forme de deux volumes juxtaposés correspondrait à une hétérogénéité parallèle au sens d'écoulement, et le résultat obtenu dans notre expérience est donc semblable à celui de Samouëlian et al. (2011).

Ce résultat montre que la représentation de la diffusion gazeuse dans le profil de sol sous forme d'un flux vertical en 1D, généralement utilisée dans les travaux de modélisation, est cohérente avec les observations sur notre sol reconstitué.

CONCLUSION

Cette expérimentation avait pour objectif premier d'étudier la réponse d'un sol reconstitué à un épisode pluvieux en l'absence d'écoulements latéraux pouvant entrainer l'expression de processus spatiaux. Elle visait d'autre part à évaluer l'effet de la masse volumique sur les émissions de N_2O à court terme après une pluie ainsi que l'effet d'une hétérogénéité de structure sur ces émissions. Les résultats ont montré que **la masse volumique mesurée à la fin des expérimentations ne permettait pas d'expliquer la variabilité des émissions de N_2O mesurées**. La masse volumique initiale en revanche a permis à elle seule d'expliquer 29 % des émissions cumulées observées, et 45 % lorsqu'elle était associée à la teneur en nitrates mesurée en fin d'expérimentation. Dans nos conditions, **l'état initial du sol a donc eu un impact important sur les émissions mesurées au cours de l'expérimentation. Il serait donc intéressant pour les chercheurs de considérer l'état initial du sol, en particulier l'état structural, pour expliquer la variabilité des émissions de N_2O émises juste après une pluie par un sol d'apparence homogène.** En allant plus loin, nous pouvons également nous demander si l'état initial d'un sol, ainsi que son histoire, n'aurait pas un impact sur la réponse du sol aux pratiques agricoles.

Sur le plan technique, nous cherchions également à qualifier la qualité des mesures des émissions en fonction de leur position sur le bac. Les mesures réalisées montrent que **la moyenne arithmétique des mesures réalisées sur une surface hétérogène est un estimateur des émissions globales** adapté mais entraine un biais vis-à-vis des émissions réelles même en conditions contrôlées à notre échelle d'étude.

Enfin, la déformation du sol n'était pas identique pour chaque bac, le sol ayant atteint une même masse volumique de l'ordre de 1,25 $g.cm^{-3}$ alors que la masse volumique initiale différait. De fait le rôle important de la masse volumique initiale observée dans notre expérimentation pourrait être le reflet d'une différence d'architecture du réseau poral en cours et à la fin de l'expérimentation. Cela tend à montrer que **lorsqu'on utilise du sol reconstitué, il est important de caractériser finement l'état structural du sol et son comportement hydrique en utilisant non seulement la masse volumique mais également d'autres indicateurs structuraux tels que la porosité, la connectivité du réseau poral ou sa tortuosité**. Cette conclusion a déjà été avancée par d'autres auteurs dans la littérature (Andersen et Petersen, 2009, Balaine et al., 2016). Nous avons ici travaillé à l'échelle macroscopique sur un volume de sol de 30 L, ce qui est pertinent pour étudier les processus physiques associés aux émissions

de N_2O, tels que la diffusion du gaz. Néanmoins, une large part de la variabilité des émissions observées n'a pu être expliquée par nos mesures, malgré nos conditions contrôlées. Une proposition pourrait être de décrire la structure du sol à l'échelle microscopique pour être capable de décrire efficacement les processus microbiologiques et leur dynamique.

Le travail présenté dans ce chapitre nous montre donc l'importance de caractériser finement les propriétés physico-chimiques du sol pour expliquer la variabilité des émissions de N_2O, même en travaillant sur un sol reconstitué à une échelle réduite. En particulier, **nous avons émis l'hypothèse**, cohérente avec les travaux de la littérature, **que la prise en masse du sol était associées à une diminution de la porosité verticale**. Pour conforter cette hypothèse, **une analyse en tomographie aux rayons x aurait été pertinente. Nous nous attacherons à suivre cette proposition dans la deuxième phase expérimentale de ce travail de thèse, présentée dans le chapitre 3**. De plus, nous supposons que l'influence des processus microbiologiques et celle des processus physiques sur la dynamique des émissions de N_2O a évoluée au cours de l'expérimentation, avec une alternance entre des périodes où la dynamique des émissions est contrôlée par la production du N_2O (processus microbiologiques) et des périodes où ce sont les processus de transferts (physiques) qui conditionnent les émissions. Nous chercherons à discuter dans les chapitres suivants de la pertinence de cette hypothèse, en particulier lors du travail de modélisation du chapitre 4.

Ce travail a également permis **d'identifier plusieurs axes d'amélioration possibles sur le plan technique** : La prise en masse du sol jusqu'à une homogénéisation de la masse volumique a engendré des difficultés d'interprétation des résultats. Cette prise en masse est, selon nous, essentiellement due à l'humectation importante et rapide du sol lors de la construction des bacs. **Nous chercherons donc à limiter les apports en eau intenses lors de la construction du dispositif expérimental présenté dans le chapitre 3**. Cette limitation se traduira par la réalisation de plusieurs pluies modérées espacée de plusieurs jours plutôt que d'un seul apport d'eau. De même, cette prise en masse est observée sur des masses volumiques initiales inférieurs à 1,25 $g.cm^{-3}$. **Nous chercherons donc à travailler sur des masses volumiques plus élevées et plus contrastées.** Pour un même volume d'eau apporté, une masse volumique plus élevée implique un WFPS

Chapitre 3

Conception d'un dispositif expérimental de 10 m² x 0,3 m permettant l'étude de la variabilité spatiale des émissions de N_2O d'un sol reconstitué.

INTRODUCTION ET OBJECTIFS

Dans le cadre de notre thématique de recherche, nous désirons étudier l'influence des flux hydriques sur la variabilité spatiale des émissions de N_2O.

Pour cela, nous avons utilisé un dispositif expérimental de 10 m² pouvant être mis en pente afin d'autoriser le ruissellement.

Au préalable d'un suivi avec pente, nous avons construit le dispositif et testé à plat la faisabilité expérimentale d'un suivi des émissions de N_2O. Les objectifs initiaux du travail présenté dans ce chapitre étaient les suivants :

- Concevoir un dispositif permettant l'acquisition de **données spatialisées en conditions finement contrôlées** à une échelle intermédiaire entre le cylindre de sol et la parcelle au champ. Les données acquises ont pour vocation à être utilisées à des fins de **modélisation** ;
- **Caractériser le rôle de la masse volumique dans la variabilité spatiale des émissions de N_2O** dans un système permettant l'expression de processus spatiaux.

1. CONSTRUCTION ET HISTORIQUE DU DISPOSITIF

1.1. INFRASTRUCTURE DE LA MAQUETTE

Le dispositif expérimental est composé d'un bac de 2 m x 5 m² séparé en deux dans le sens de la longueur (Figure 3-1). Cette configuration permet de réaliser simultanément deux répétitions sur des placettes de 5 m² en pente.

Le dispositif est constitué d'un double fond permettant de récupérer les eaux de percolation. Ce double fond est divisé en 3 dans le sens de la pente.

Le sol de 30 cm d'épaisseur repose sur une grille métallique recouverte d'un géotextile de conductivité hydraulique égale à $8.5.10^{-2}$ $m.s^{-1}$, non limitante.

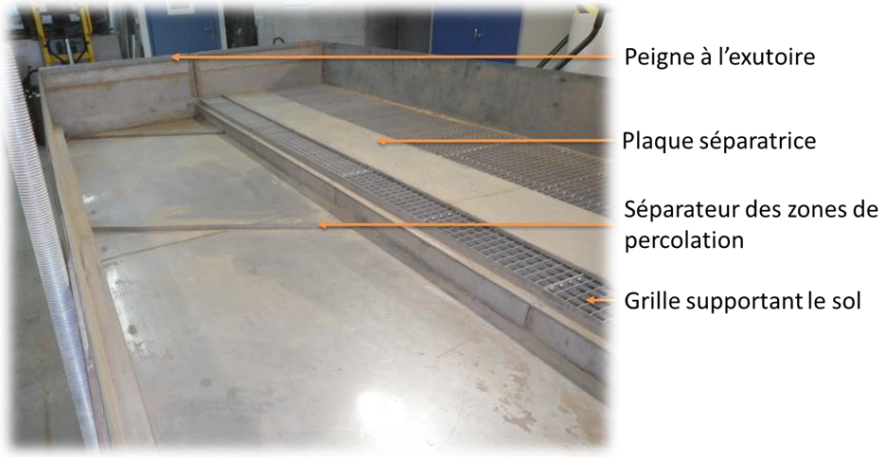


Figure 3-1 : Infrastructure du dispositif expérimental à vide

1.2. SITE ET PRELEVEMENT DE SOL

Le sol utilisé est celui présenté dans le Chapitre 2. Il a été conservé à 4°C jusqu'au début des expérimentations en juin 2017. Du sol prélevé en septembre 2017 au même endroit a été utilisé pour la dernière couche de surface, nécessaire à finaliser la construction de la maquette. Ce sol a été stocké quelques jours en chambre froide avant utilisation. Les propriétés physico-chimiques du sol sont rappelées dans Tableau 3-1. Elles ont été mesurées selon les protocoles décrits dans le chapitre 2 et correspondent aux propriétés mesurées lors de la construction de ce dispositif expérimental.

Tableau 3-1 : Propriétés physico-chimiques du sol étudié. Le chiffre entre parenthèses correspond à l'écart-type associé à la valeur moyenne présentée.

Sable $g.kg^{-1}$	Limon $g.kg^{-1}$	Argile $g.kg^{-1}$	Carbone organique $g.kg^{-1}$	Azote total $g.kg^{-1}$	Matière organique $g.kg^{-1}$	ratio C/N
53	819	128	10,21 (0,6)	1,05 (0,06)	17.66 (1.11)	9.74 (0,07)

1.3. REMPLISSAGE DU DISPOSITIF

1.3.1. Construction et remplissage à plat

Le dispositif expérimental a été construit en juillet 2017. Le bac a été rempli de manière homogène par couches successives de sol à 15 % d'humidité gravimétrique, tamisé via un tamis à mailles carrées de 1 cm de côté. Chaque couche a ensuite été tassée une première fois en appliquant via un rouleau une masse de 44 kg, puis tassée une seconde fois en appliquant une masse de 143 kg au total. La surface de portance du rouleau était de 100 cm^2, soit une pression exercée sur le sol de 140 kPa. Le sol était ensuite gratté superficiellement à la main avant ajout de la couche suivante afin de minimiser la stratification du sol.

La maquette expérimentale a été remplie fin juillet 2017 avec une masse volumique initiale calculée de 1,30 $kg.m^{-2}$. Le sol a ensuite été humecté par des pluies de 30 minutes, d'intensité 16 $mm.h^{-1}$, réalisées les 4, 7, 8 et 10 août. La fréquence des pluies a ensuite été espacée, à raison d'une pluie par semaine jusqu'à fin août. Sept pluies de 30 minutes ont ainsi été réalisées en août, soit un apport de l'ordre de 56 mm sur un mois.

Une dernière couche de sol a dû être ajoutée à la maquette mi-septembre, afin d'amener le sol au niveau du peigne, permettant ainsi à l'eau de ruisseler. L'épaisseur de cette couche était de l'ordre de 2 cm après compaction. Six pluies de 30 minutes ont été réalisées entre le 15 septembre et le 25 octobre, à raison d'une pluie par semaine.

Des zones ont ensuite été tassées à l'aide du rouleau utilisé lors du remplissage de bac, avec une charge progressive pour atteindre un total de 188 kg, soit une pression exercée sur le sol de 184 kPa. La surface de la maquette a ensuite été travaillée à la main afin d'obtenir un état de surface type « lit de semence » similaire pour l'ensemble des zones tassées et non tassées.

1.3.2. Modifications avant le travail en pente

Après avoir étudié la faisabilité expérimentale sur la maquette à plat, c'est-à-dire en position parfaitement horizontale, des modifications ont été apportées au dispositif. En particulier, les

zones non tassées ont été retravaillées et tamisées à 1,5 cm sur toute la profondeur du bac afin d'amplifier le différentiel de masse volumique entre zones tassées et zones non tassées. Le surplus de sol après reconstruction a été stocké en chambre froide. Deux séries de pluies d'intensité 16 $mm.h^{-1}$ et d'une durée de 30 et 15 minutes ont été réalisées afin de restructurer le sol les 9 et 16 janvier 2018 respectivement.

1.3.3. Répartition des zones tassées et non tassées

Les zones compactées ont été réparties comme présenté ci-après (Figure 3-2).

Par la suite, on nommera « Am » la zone amont du bac, « Av » la zone aval du bac – au contact du peigne permettant la récolte du ruissellement – et « Mi » la zone milieu. Cette dénomination prend tout son sens dans la deuxième phase de nos expérimentations, lorsque le bac est en pente. Par souci de simplification, nous adoptons la même nomenclature pour nos premières expérimentations, lorsque le bac en position horizontale, même si, rigoureusement, il n'y a pas d'amont et d'aval dans cette position.

On notera que les zones de récolte des eaux percolées ne sont pas au droit d'une zone tassée ou d'une zone non tassée, et collectent donc des eaux ayant traversé des sols de masse volumique différenciées.

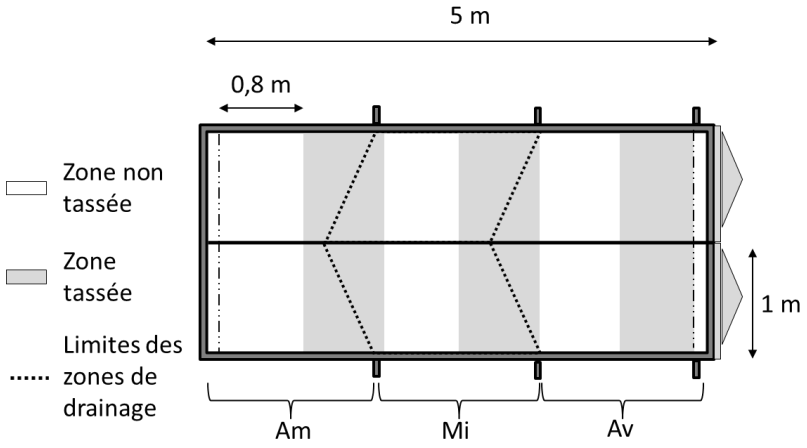


Figure 3-2 : Représentation schématique du dispositif expérimental : répartition des zones tassées et localisation des zones de récupérations des eaux percolées. Am : amont ; Mi : milieu ; Av : aval.

1.4. CARACTERISATION DU SIMULATEUR DE PLUIE ET DE LA PLUIE

Les pluies sont réalisées grâce à un simulateur de pluie composé de 2 séries de 5 pulvérisateurs oscillant alignés et séparés de 1,1 m. Les pulvérisateurs sont centrés et placés 6,4 m au-dessus du bac. Ils sont équipés de 2 buses à jet plat Veejet 80-70 situées aux extrémités du dispositif,

de deux buses à jet plat Veejet 80-60 et d'une buse à jet plat Veejet 80-50 située au centre du dispositif afin de limiter au maximum l'hétérogénéité spatiale de la pluie réalisée. La fréquence des oscillations est de 9 battements par minute, pendant une demi-heure et la pression en sortie de buse est de 0,85 bar.

Afin de quantifier les variations d'intensité d'une pluie simulée sur l'ensemble de la surface de la maquette, nous avons réalisé une simulation de pluie à vide en répartissant 38 seaux préalablement tarés et de surface connue à l'intérieur du dispositif, et 18 piluliers sur les bords du dispositif.

La distribution spatiale de l'intensité des pluies est présentée sur la Figure 3-3 ci-après. Les principales valeurs d'intérêt de cette distribution sont synthétisées dans le Tableau 3-2.

L'intensité de la pluie obtenue est en moyenne de 15,9 $mm.h^{-1}$ sur l'ensemble du bac[1], comparable à des pluies observables sur le terrain.

Les mesures montrent une étendue des intensités de 10,2 $mm.h^{-1}$. Néanmoins, les valeurs extrêmes sont très localisées et la variation globale est de l'ordre de 14,5 %. On note également que la répartition des pluies entre le côté droit et le côté gauche est similaire. Les expérimentations nécessitent un apport en eau reproductible et comparable sur les deux côtés de la maquette. Ces prérequis sont bien remplis par le simulateur de pluie.

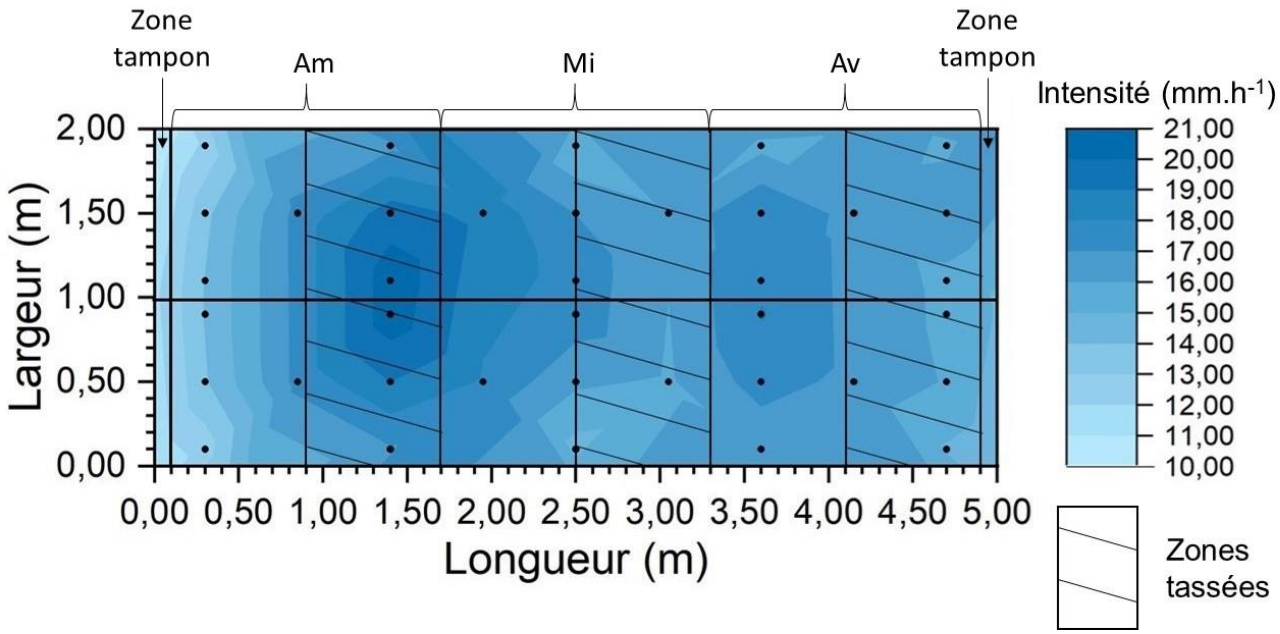


Figure 3-3 : Répartition spatiale de l'intensité d'une pluie simulée. Les points représentent l'emplacement des pluviomètres à l'intérieur de la maquette.

[1] Nous avons utilisé dans ce travail une intensité de pluie différente de celle utilisée dans les expérimentations du chapitre 2, conformément aux conclusions que nous avons présentées.

Tableau 3-2 : Principales statistiques descriptives de l'intensité d'une pluie simulée à l'intérieur du dispositif expérimental.

Moyenne ($mm.h^{-1}$)	Médiane ($mm.h^{-1}$)	Ecart-type ($mm.h^{-1}$)	Minimum ($mm.h^{-1}$)	Maximum ($mm.h^{-1}$)	CV (%)
15,9	16,2	2,3	9,9	20,1	14,5 %

1.5. ESTIMATION DU VOLUME D'EAU PIEGE DANS LE DISPOSITIF

Afin d'estimer la quantité d'eau qui reste piégée dans les compartiments du double fond, une pluie a été réalisée sur la maquette à vide jusqu'à percolation de toutes les sorties de drainage. A partir de ce moment, l'apport en eau est arrêté et le dispositif percole librement. Lorsque l'eau ne s'écoule plus, on récupère l'eau qui stagne dans le double fond pour la peser. Le volume d'eau restant dans le dispositif diffère selon les compartiments. Cette estimation a été réalisée sur le dispositif en position horizontale (Tableau 3-3) et en pente (Tableau 3-4)

Tableau 3-3 : Volume piégé dans le dispositif expérimental à plat (L), pour chaque compartiment du double fond.

Position	Côté		Surface du compartiment de stockage (m^2)
	Gauche	Droit	
Amont	1,92 L	1,21 L	1,39 m^2
Milieu	1,97 L	3,72 L	1,63 m^2
Aval	5,16 L	1,25 L	1,96 m^2
TOTAL	15,23 L		9,98 m^2

Tableau 3-4: Volume piégé dans le dispositif expérimental en pente (L,) pour chaque compartiment du double fond.

Position	Côté		Surface du compartiment de stockage (m^2)
	Gauche	Droit	
Amont	0,054 L	0,053 L	1,39 m^2
Milieu	0,062 L	0,081 L	1,63 m^2
Aval	0,122 L	0,129 L	1,96 m^2
TOTAL	0,501 L		9.98 m^2

1.6. SYNTHESE DES PRINCIPALES ACTIVITES REALISEES SUR LE DISPOSITIF EXPERIMENTAL

La frise chronologique ci-après récapitule l'historique du dispositif expérimental (Figure 3-4).

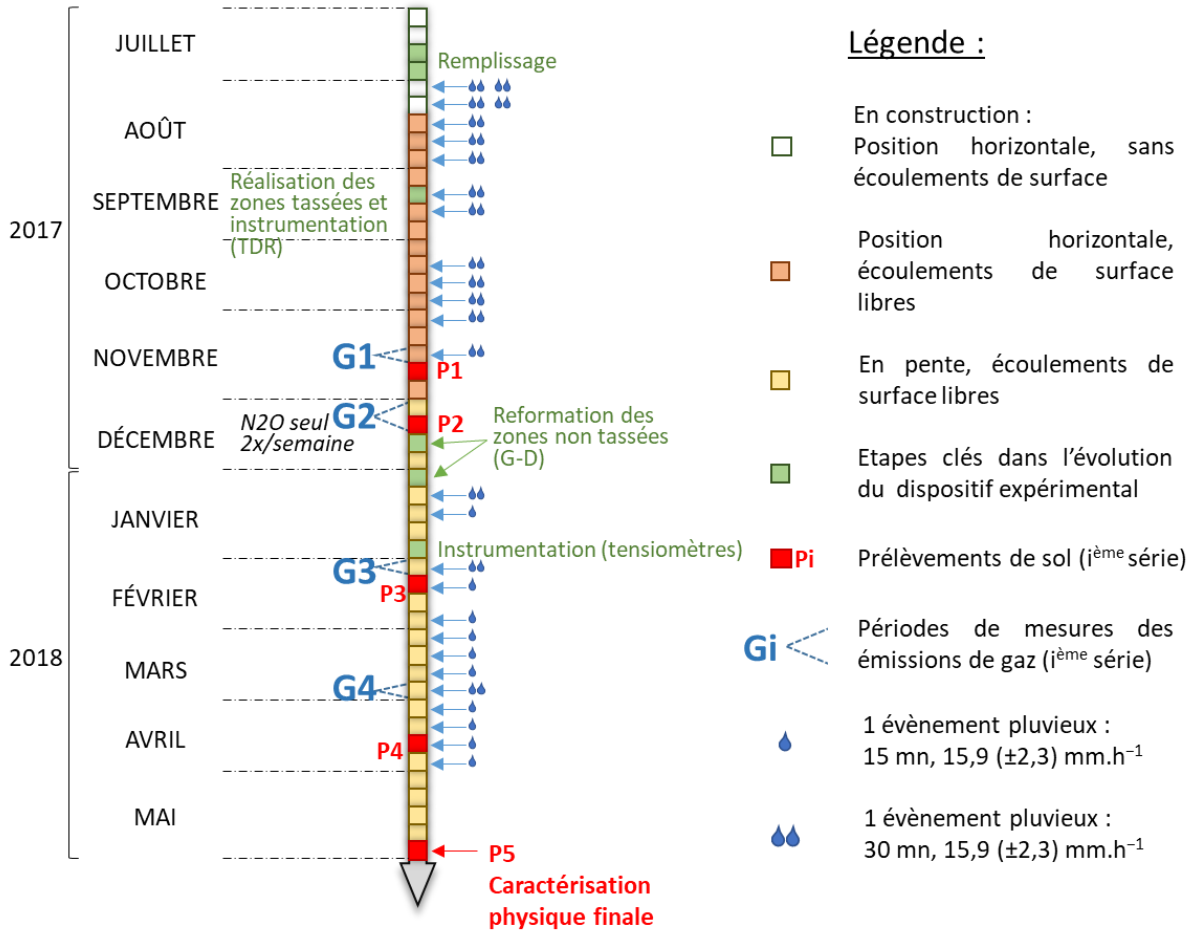


Figure 3-4 : Frise chronologique des principales activités réalisées sur le dispositif expérimental

Cette frise chronologique situe dans le temps les principales activités réalisées sur le dispositif expérimental. Les points P1, P2, P3, P4 et P5 correspondent aux cinq séries de prélèvements réalisées sur le dispositif expérimental. G1, G2, G3 et G4 correspondent aux quatre séries de mesures d'émissions de N_2O réalisées.

Une version simplifiée de la frise sera parfois présente dans la marge du manuscrit pour aider le lecteur à situer les informations qu'il lit dans l'historique général de l'expérimentation.

2. MATERIEL ET METHODE

Le premier suivi a été réalisé du 13 au 17 novembre 2017 sur le dispositif en position horizontale. Le second suivi a été réalisé du 06 au 09 février 2018 sur le dispositif mis en pente (pente de 5 %).

Ces deux suivis consistent en la réalisation d'une pluie puis en un suivi régulier des émissions de N_2O sur la maquette horizontale. Les caractéristiques de la pluie simulée ont été présentées dans la partie précédente (§1.3).

2.1. SUIVI DES EMISSIONS DE GAZ

2.1.1. Matériel et méthode de suivi des émissions de gaz sur le dispositif sans pente

2.1.1.1. Méthode de mesure

Les mesures ont été réalisées à l'aide d'une fast-box carrée de 0,55 x 0,55 m et 0,15 m de hauteur, branchée en série à un spectromètre à corrélation infra-rouge (l'analyseur de N_2O modèle 46i, Thermo Scientific) pour mesurer la concentration en N_2O dans la fast-box.

Les mesures de concentrations en CO_2 ont été réalisées en branchant en série sur le même montage un analyseur à rayonnement infra-rouge non dispersif (Analyseur CO_2 LI-820, LI-COR Biosciences). Les bords de la chambre étaient surmontés d'une mousse souple.

A chaque mesure, la chambre était placée à la surface du sol, évent ouvert. Deux masses de 11kg étaient positionnées de manière à s'assurer que la surface de la mousse soit bien en contact avec le sol. Les spectromètres étaient ensuite reliés à la fast-box et l'évent refermé.

Le temps de concentration était de 6 minutes.

Dans ces conditions, la limite de détection de flux d'azote du dispositif de mesure est de 5 $gN.ha.d^{-1}$.

2.1.1.2. Fréquence et localisation des mesures

Les émissions de N_2O de l'ensemble de la surface du dispositif ont été mesurées une première fois après la pluie le premier jour, puis deux fois par jour les jours suivants. Les emplacements de mesure sont représentés sur la Figure 3-5. Ce suivi a constitué le suivi G1.

On notera que la frise chronologique mentionne des mesures de gaz réalisées avant la série de prélèvements P2. Les mesures ont été très ponctuelles et n'ont pas constitué un suivi. Elles nous donnent quelques éléments sur les émissions entre deux épisodes pluvieux lorsque le dispositif est en position horizontale.

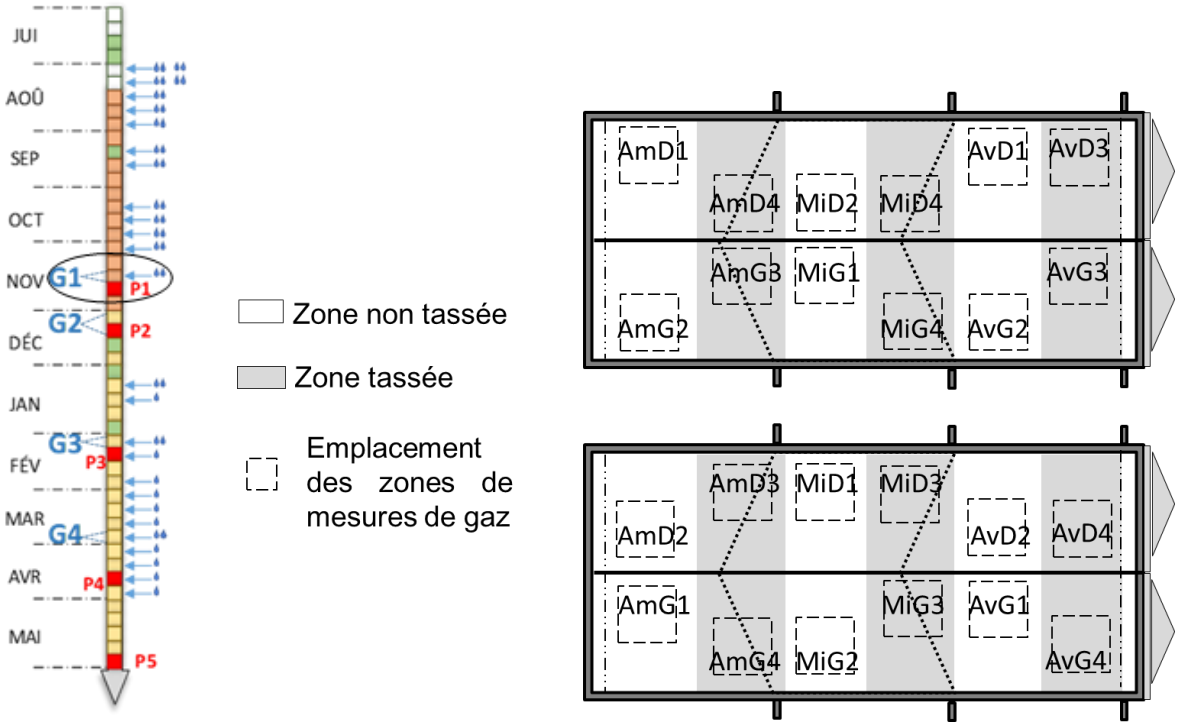


Figure 3-5 : Schéma représentant l'emplacement des mesures avec la fast-box lors du test de faisabilité en position horizontale.

2.1.2. Matériel et méthode de suivi des émissions de gaz du dispositif en pente

2.1.2.1. Méthode de mesure

Les mesures ont été réalisées à l'aide d'une fast-box carrée de 0,24 x 0,24 m et 0,17 m de hauteur[1], à l'aide des mêmes appareils de mesure que pour l'essai en position horizontale.

A chaque mesure, la chambre était placée à la surface du sol, évent ouvert. Deux masses de 2,5 kg étaient positionnées de manière à s'assurer que la surface de la mousse soit bien en contact avec le sol, puis les spectromètres étaient reliés à la fast-box, refermant l'évent.

Le temps de concentration était de 8 minutes.

Dans ces conditions, la limite de détection de flux d'azote du dispositif de mesure est de 5,5 $gN.ha^{-1}.d^{-1}$.

[1] La mise en pente du dispositif constitue un facteur de variabilité supplémentaire. Nous avons donc choisi d'utiliser des chambres de plus petite taille que lors de l'essai de faisabilité en position horizontale afin de disposer d'emplacements de mesures distincts supplémentaires, c'est-à-dire davantage de répétitions.

2.1.2.2. Fréquence et localisation des mesures

Les émissions de N_2O de l'ensemble de la surface du dispositif ont été mesurées 1 fois après la pluie le premier jour, et 2 fois par jour les jours suivants. Les emplacements de mesure sont représentés sur la Figure 3-6 (Suivi G3).

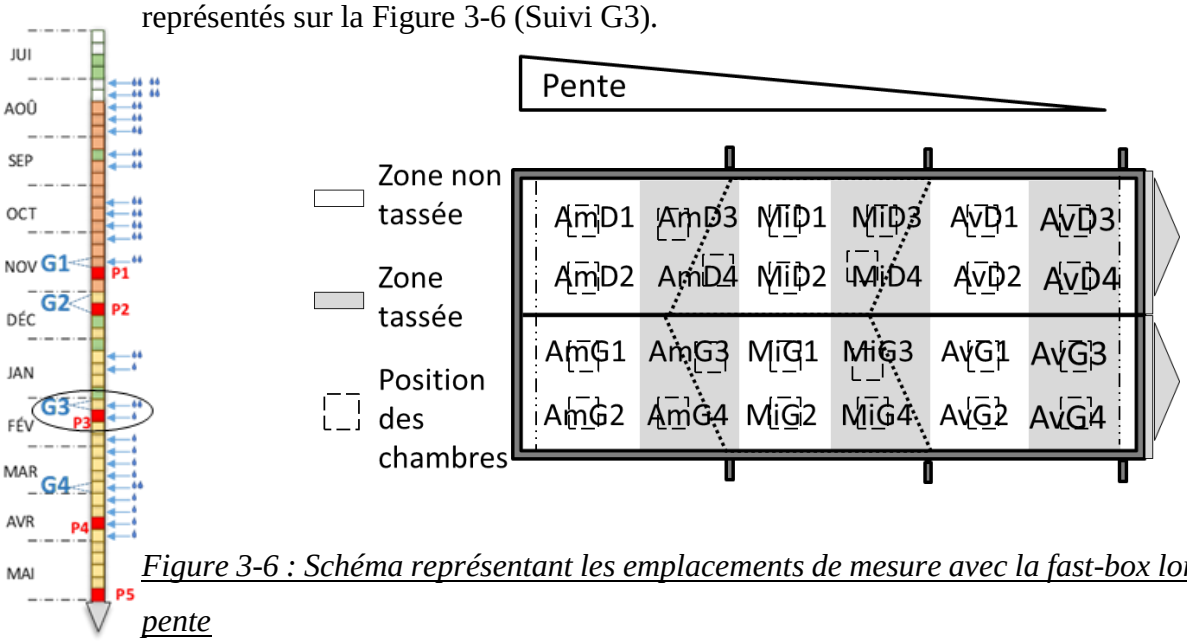


Figure 3-6 : Schéma représentant les emplacements de mesure avec la fast-box lors du suivi en pente

2.2. SUIVI DU FONCTIONNEMENT HYDRIQUE

2.2.1. Installation de sondes TDR

Le suivi de la dynamique hydrique au sein du profil de sol a été réalisé à l'aide de 6 sondes TDR. Les mesures ont été réalisées sur 2 profondeurs, 15 cm et 28 cm, à 3 positions. Les emplacements d'implantation des sondes sont représentés sur la Figure 3-7.

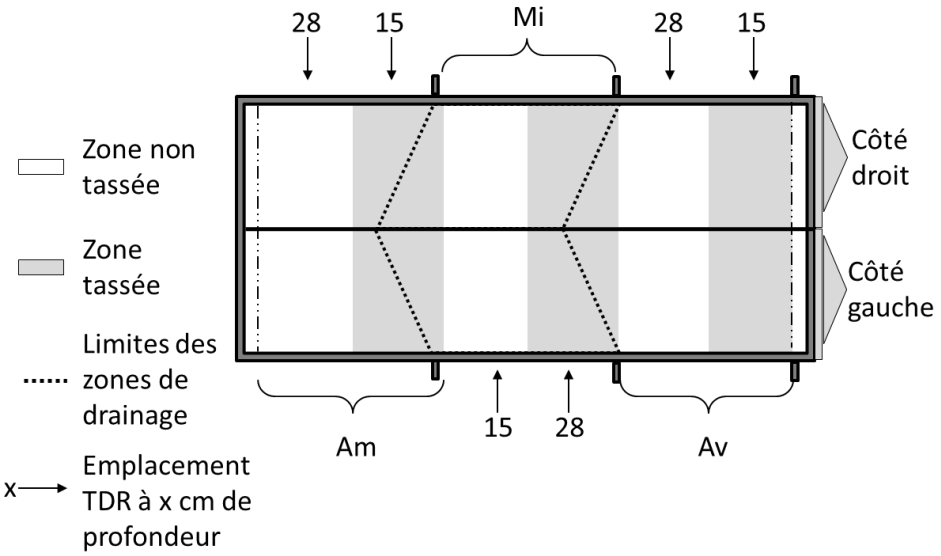


Figure 3-7 : Emplacements des sondes TDR sur le dispositif expérimental.

2.2.2. Contrôle des entrées et sorties d'eau

A chaque simulation de pluie, des piluliers sont positionnés sur les bordures du dispositif expérimental afin de vérifier l'intensité de la pluie simulée. A partir de ces données, la quantité d'eau apportée lors d'une pluie peut être calculée pour chaque zone du dispositif.

L'eau qui ruisselle du dispositif est prélevée et pesée afin de la quantifier.

Les pluies simulées sur le dispositif à plat entrainent une accumulation d'eau en surface qui s'écoule en partie à l'aval du dispositif même à plat.

L'eau qui percole dans le profil de sol s'accumule dans chaque compartiment de drainage du double fond du dispositif. Lorsque le volume accumulé augmente, l'eau s'écoule dans les préleveurs reliés à chaque sortie des compartiments de drainage. Les préleveurs sont récupérés et pesés à la fin de chaque journée de suivi ou dès que leur capacité de contenance est atteinte.

2.2.3. Installation de tensiomètres sur le dispositif en pente

18 tensiomètres ont été installés lors de la mise en pente du dispositif, juste avant le suivi G3, afin d'affiner le suivi de la dynamique hydrique au sein du dispositif. Les mesures ont été réalisées à six positions sur trois profondeurs : 7 cm, 15 cm et 28 cm. Les emplacements d'insertion des tensiomètres sont représentés sur la Figure 3-8.

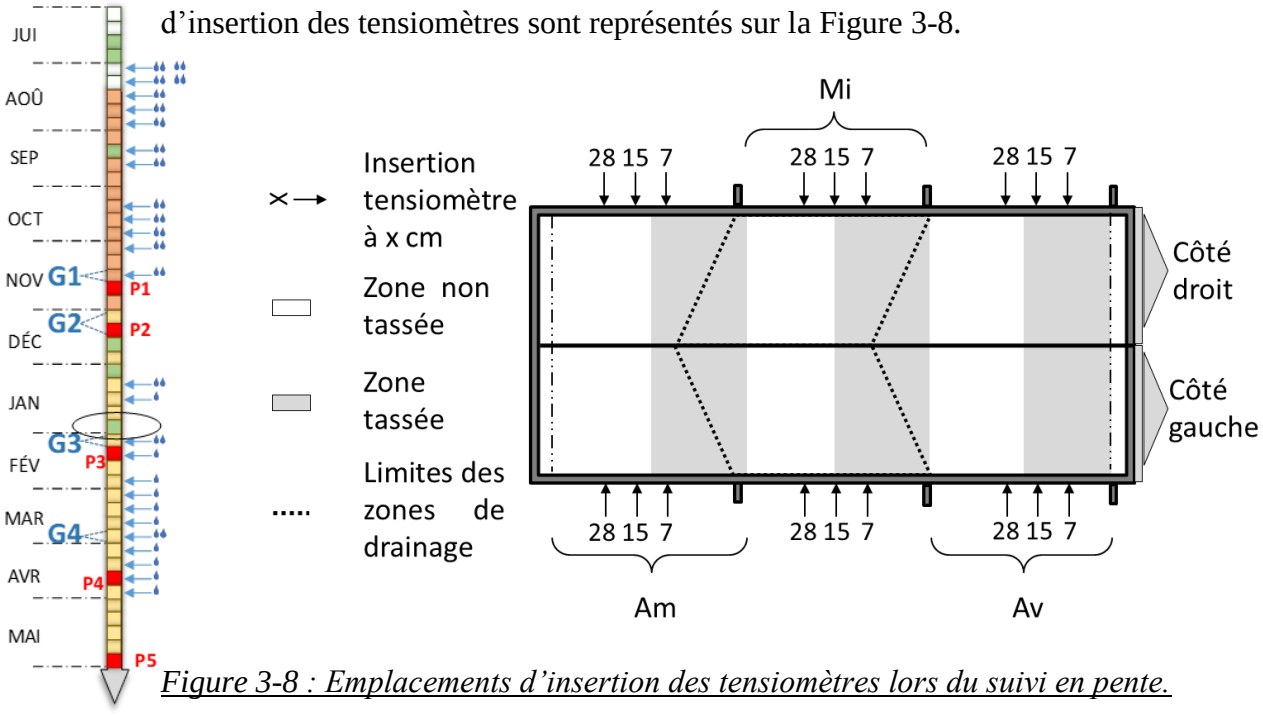


Figure 3-8 : Emplacements d'insertion des tensiomètres lors du suivi en pente.

2.3. CARACTERISATION DE LA STRUCTURE DU SOL

2.3.1. Localisation des prélèvements

2.3.1.1. Prélèvements sur le dispositif sans pente

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide de cylindres métalliques de 8 cm de diamètre sur 5 cm de hauteur. Afin de limiter la dégradation du dispositif expérimental, un cylindre de sol par zone étudiée a été prélevé après le premier suivi expérimental le 30 novembre 2017 (prélèvements P1).

La localisation des prélèvements sur le dispositif est représentée sur la Figure 3-9 .

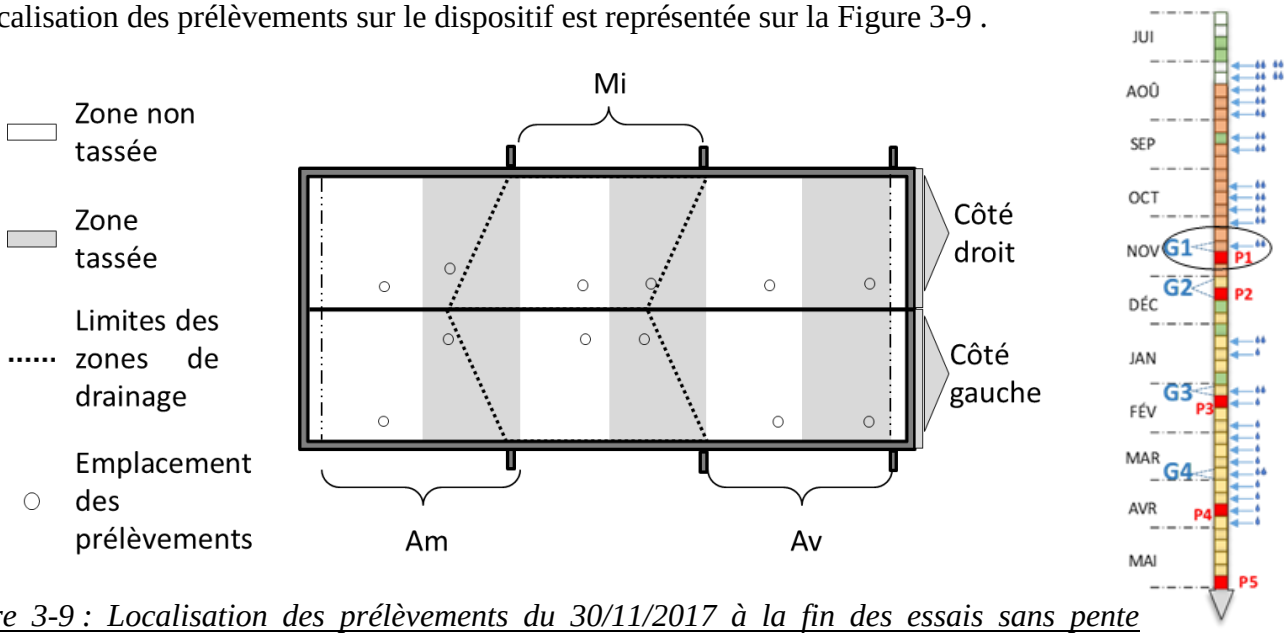


Figure 3-9 : Localisation des prélèvements du 30/11/2017 à la fin des essais sans pente (prélèvements P1).

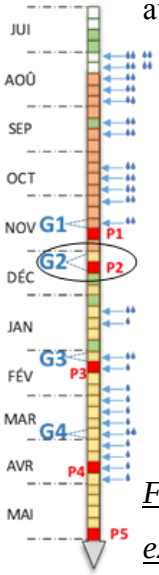
2.3.1.2. Prélèvements supplémentaires sur les zones non tassées à la fin de l'essai expérimental en position horizontale

Afin de mieux connaître la structure du sol dans le dispositif expérimental, des prélèvements supplémentaires ont été nécessaires à la fin du suivi expérimental sans pente. Ces prélèvements constituent la série P2. Les prélèvements étant destructifs, il est difficile de les multiplier sur une zone donnée. Nous avons donc opté pour un compromis en réalisant davantage de mesures uniquement sur les zones non tassées que nous avons ensuite retravaillées, sur toute la profondeur, afin d'augmenter le contraste de masse volumique entre les zones compactées et non compactées.

Les prélèvements sur une zone donnée ont été réalisés de manière à être représentatifs de l'ensemble de la surface de cette zone. La définition des points d'échantillonnage a été réalisée pour chaque zone de la manière suivante : la surface a été divisée en 3 polygones de surface

égale, puis deux points de prélèvement par polygone ont été aléatoirement déterminés. On obtient ainsi deux composites.

Trois prélèvements à une profondeur de 1-6 cm et 3 prélèvements à une profondeur de 13-18 cm ont été réalisés, pour une mesure de la masse volumique, aux emplacements correspondant aux points d'échantillonnage du premier composite.



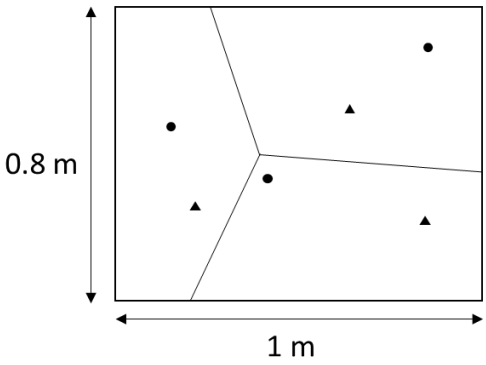


Figure 3-10 : Représentation des points d'échantillonnage sur une zone non tassée du dispositif expérimental de surface 1 m x 0,8 m (prélèvements P2).

2.3.1.3. Prélèvements à la fin du suivi en pente

Des prélèvements de sol ont été réalisés le 14/02/2018 à proximité de l'emplacement des chambres (Figure 3-11), deux par zone non tassée et un par zone tassée. Ils ont été réalisés à l'aide de deux types de cylindres (prélèvements P3) :

- Des cylindres métalliques de 8 cm de diamètre sur 5 cm de hauteur utilisés pour les prélèvements du côté droit.
- Des cylindres en PVC de 7,8 cm de diamètre sur 5 cm de hauteur utilisés pour les prélèvements du côté gauche. Ces cylindres ont fait l'objet d'une étude par tomographie aux rayons X avant d'être séchés et pesés pour déterminer la masse volumique du sol prélevé.

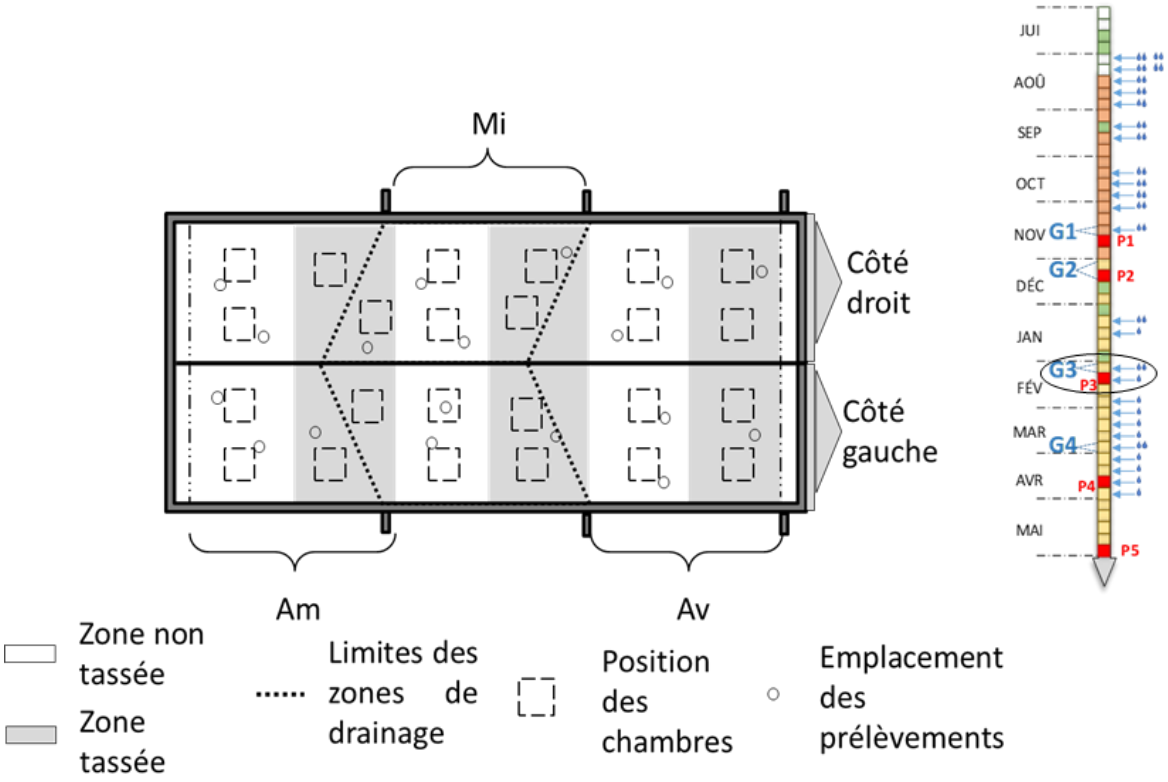
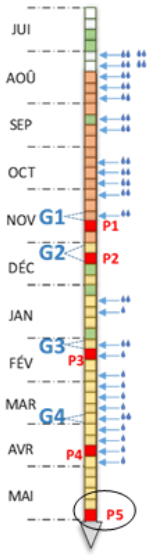


Figure 3-11 : Localisation des prélèvements après suivi en pente (prélèvements P3).



2.3.1.4. Caractérisation de la distribution finale des masses volumiques dans la maquette expérimentale

La distribution finale des masses volumiques au sein de la maquette expérimentale a été caractérisée à l'aide de cylindres métalliques de 8 cm de diamètre sur 5 cm de hauteur (prélèvements P5). Un profil a été réalisé au centre de l'emplacement de chaque chambre (Figure 3-6). Un profil consistait en trois prélèvements verticaux à trois niveaux de profondeur : 1-6 cm ; 13-18 cm et 24-29 cm.

2.3.2. Mesure de la masse volumique

La masse totale de sol prélevée a été mesurée. La mesure de l'humidité gravimétrique par séchage à 105 °C pendant 48h permet de calculer la masse volumique sèche du prélèvement initial.

2.3.3. Tomographie aux rayons X

2.3.3.1. Acquisition des images

8 cylindres de la série de prélèvements P3 ont été utilisés pour une analyse par imagerie. L'acquisition a été réalisée grâce au tomodensimètre médical de la plate-forme CIRE sur le site de l'INRA de Nouzilly (Somatom Definition AS + de Siemens). Les paramètres d'acquisition sont les suivants (Tableau 3-5) :

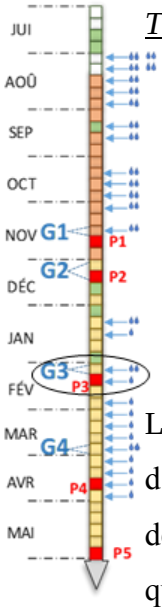


Tableau 3-5 : Paramètres d'acquisitions des images par tomographie aux rayons X.

Puissance du générateur	140 kVp
Courant	500 mA
Temps d'exposition	10 s
Champ de vue	94 mm
Taille d'un voxel	184 x 184 x 100 µm

Les images en niveaux de gris obtenues ont été traitées à l'aide du logiciel libre Image J afin d'obtenir des voxels isotropes de 184 µm. Ce traitement a été réalisé après calage et recadrage des images, afin d'assurer une correspondance spatiale entre les échantillons et de ne conserver que les parties représentant l'échantillon de sol.

2.3.3.2. Segmentation par indicateur de krigeage

Une segmentation selon la méthode AWIK (Adaptative Window Indicator Kriging, Houston et al. (2013)), c'est-à-dire une segmentation par indicateur de krigeage avec fenêtre mobile, a ensuite été réalisée grâce à un utilitaire développé au centre SIMBIOS de l'université d'Abertay au Royaume-Uni.

La méthode consiste à fixer dans un premier temps deux seuils, T0 et T1, qui vont permettre une première classification en 3 classes : les voxels d'intensité inférieure à T0, associés à la porosité, ceux d'intensité supérieure à T1, associés à la matrice solide, et les voxels non classés, d'intensité intermédiaire.

La définition des seuils est réalisée automatiquement selon l'approche des masques de gradient de Schlüter-Weller-Vögel (Schlüter et al., 2010).

Un filtre majoritaire à 60 %, basé pour chaque voxel sur ses 26 plus proches voisins, est ensuite appliqué. Ce filtre permet de préciser la classification précédente, en attribuant une classe à un voxel donné selon la classe de la majorité des voxels voisins contigus. Autrement dit, pour un voxel donné, si plus de 60% des voxels voisins contigus sont associés à la phase porale, alors ce voxel sera également associé à cette phase. Enfin, les voxels non classés sont associés à la phase solide ou à la phase porale par krigeage. Cette méthode utilise la valeur des voxels voisins pour calculer la probabilité qu'un voxel non classé appartienne à une phase donnée (Oh et Lindquist, 1999), minimisant ainsi l'apparition de structures fragmentées. Cette classification se base sur les semi-variogrammes des phases porales et solides calculés sur un échantillon aléatoire représenté par 10 % des voxels de chaque phase. Un dernier filtre majoritaire à 60 % est appliqué.

2.3.3.3. Calculs de porosité et constante d'Euler

Les images segmentées ont été utilisées pour calculer la porosité observable à 184 µm avec Image J (Nombre de pixels associés à la phase poreuse ÷ Nombre de pixels total).

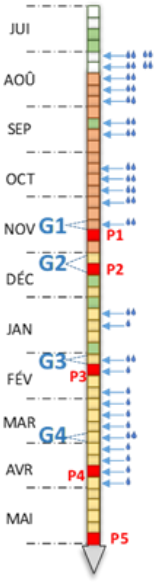
La constante d'Euler a également été calculée à l'aide du programme Quantim en considérant la connectivité de chaque voxel de la phase poreuse avec ses 26 voxels voisins (Vogel et al., 2010). Elle permet de donner une information sur le niveau de connectivité de la phase poreuse.

2.4. CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE DES SOLS DE LA MAQUETTE

2.4.1. Localisation des prélèvements

2.4.1.1. Prélèvements sur le dispositif en position horizontale

Afin de limiter la dégradation du dispositif expérimental, les mesures d'azote minéral à la fin du suivi expérimental sans pente ont été réalisée sur les cylindres de sol prélevés le 30 novembre 2017 (prélèvements P1) et présentés Figure 3-9. Trois mesures par cylindres ont été réalisées.



2.4.1.2. Prélèvements sur le dispositif en pente

Pour limiter la dégradation de la maquette, des prélèvements de la couche de surface (0-8 cm) ont été réalisés à l'aide d'une mini-tarière de la façon suivante : à proximité de l'emplacement de chaque chambre, trois zones ont été définies, sur lesquelles un prélèvement de la couche 0-8 cm a été réalisé. Ces prélèvements ont ensuite été mélangés. Les extractions d'azote ont été réalisées sur ce mélange (prélèvements P3).

2.4.2. Mesure de l'azote minéral

Les teneurs en NO_3^- et NH_4^+ dans le sol ont été déterminées par analyse colorimétrique (appareil Hach Lange, DR 2800). Les solutions analysées sont issues d'une extraction de l'azote par agitation des échantillons de 8 g de sol (30 min, 60 rpm, 20°C) dans 40 mL d'une solution de K_2SO_4 à 0,5 mol.L^{-1}.

2.4.3. Mesure de l'humidité massique

Après avoir utilisé une partie du sol prélevé pour mesurer les teneurs en azote minéral, le sol restant a été pesé puis séché à l'étuve à 105 °C pendant 48h avant d'être pesé à nouveau. L'humidité gravimétrique a ensuite été calculée selon le rapport de masse $m_{eau}/m_{sèche}$.

2.4.4. Mesure des teneurs en carbone organique et azote total

Les teneurs en carbone total et en azote total ont été mesurées par combustion sèche (échantillon broyés à 250 µm chauffé à 1000 °C en présence d'O_2). La teneur en carbone organique est obtenue à partir des teneurs en carbone total corrigées des teneurs en carbone minéral. Ces dernières sont estimées par mesure du CO_2 émis suite à une acidification des échantillons dans une solution d'HCl.

2.5. DETERMINATION DES ESPECES AZOTEES DISSOUTES DANS LES EAUX DU SYSTEME

2.5.1. Dosages des ions nitrates et ammonium

Les teneurs en NO_3^- et NH_4^+ dans le sol ont été déterminées par analyse colorimétrique (Hach Lange, DR 2800).

2.5.2. Dosages des nitrites

Les nitrites contenus dans les eaux du dispositif ont été réduits en N_2O au laboratoire via un mélange d'acide chlorhydrique et d'hydroxylamine. Le N_2O ainsi formé a été prélevé et mesuré par chromatographie en phase gazeuse (CPG-ECD).

Des solutions étalons enrichies en nitrites ont été traitées selon le même protocole afin d'associer une concentration mesurée de N_2O à une concentration initiale de NO_2^- en solution.

2.5.3. Dosage du N_2O dissous

Les échantillons d'eau prélevés sur le dispositif ont été agités deux heures à 180 rpm pour permettre la mise en équilibre entre phase liquide et phase gazeuse. La phase gazeuse a alors été prélevée. La concentration en N_2O a ensuite été mesurée par chromatographie en phase gazeuse (Trace GC Ultra, Thermo Scientific). La concentration en N_2O dissous dans les eaux du dispositif a ensuite été calculée selon la loi de Henry.

2.6. ANALYSE DES DONNEES

2.6.1. Calcul des flux

Les flux de N_2O ont été calculés en suivant la procédure HMR (Pedersen et al., 2010).

Sur le dispositif en position horizontale, toutes les mesures ont permis l'estimation d'un flux. 88,5 % des flux ont été calculés par régression linéaire sur les profils de concentration. 11,5 % des flux ont été calculés via le modèle exponentiel HM proposé dans la procédure HMR.

Sur le dispositif en pente, près de la moitié des mesures (49,2 %) n'ont pas permis l'estimation d'un flux. 43,5 % des flux ont été calculés par régression linéaire sur les profils de concentration. 7,3 % des flux ont été calculés via le modèle exponentiel HM, proposé dans la procédure HMR.

2.6.2. Calcul des flux de N_2O moyens

En nous basant sur les résultats du chapitre 2 et les travaux de la littérature (Velthof et Oenema, 1995, Giltrap et Godfrey, 2016), nous avons choisi d'utiliser la moyenne arithmétique pour calculer le flux moyen journalier émis par les différentes zones du dispositif expérimental.

2.6.3. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R. Le seuil de significativité est fixé à 0,05 pour tous les tests.

La normalité et l'homoscédasticité des distributions des variables et des résidus des tests ont été vérifiées avec le test de Shapiro et le test de Bartlett, respectivement.

Des ANOVA ont été réalisées pour tester l'effet de l'état de compaction et de la position dans le dispositif sur les moyennes des émissions de N_2O et de CO_2 ainsi que sur les teneurs en azote minéral. Lorsqu'une différence significative était observée, les moyennes ont été comparées à l'aide du test HSD de Tuckey.

La comparaison des flux journaliers entre eux a été réalisée via un test pour échantillons appariés de Friedman, couplé au test a posteriori de Nemenyi, réalisés sur les moyennes journalières des flux de N_2O.

Des tests de Mann-Whitney-Wilcoxon ont été utilisés pour étudier l'effet du niveau de tassement sur la masse volumique, les teneurs en en azote total et les teneurs en carbone organique.

3. CARACTERISATION DE LA STRUCTURE DU SOL SUR LE DISPOSITIF EXPERIMENTAL

3.1. MASSES VOLUMIQUES MESUREES SUR LE DISPOSITIF EN POSITION HORIZONTALE

3.1.1. Mesure de la masse volumique entre 1 et 6 cm de profondeur

Les masses volumiques mesurées en surface (zone 1-6 cm) des zones compactées après le suivi en position horizontale (prélèvements P1) sont significativement plus élevées que celles des zones non tassées (Figure 3-12) au seuil de 5 %. Néanmoins, la masse volumique moyenne calculée pour les six zones non tassées est de 1,44 ± 0,1 g.cm^{-3} et celle calculée pour les 6 zones tassées est de 1,51 ± 0,05 g.cm^{-3}. Cette différence, bien que significative du point de vue statistique, ne correspond pas à une différence très signifiante du point de vue du fonctionnement physique puisque l'écart de porosité n'est que de 3 %.

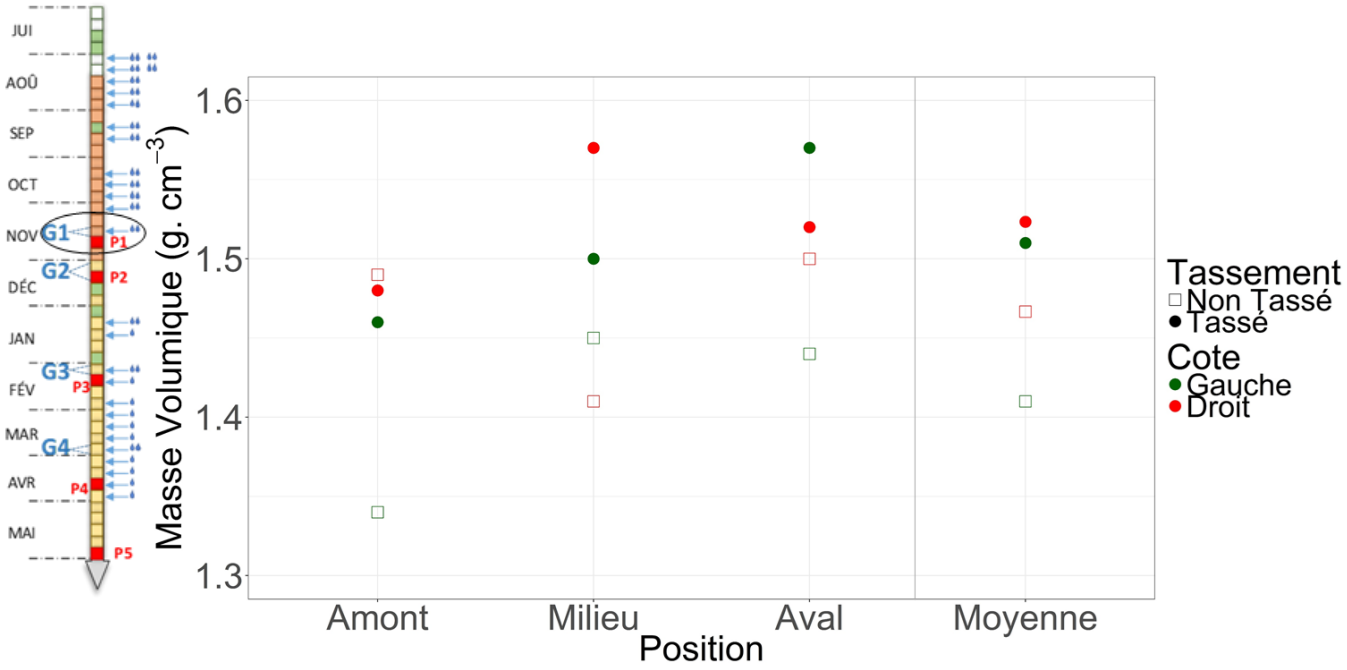


Figure 3-12 : Masses volumiques mesurées le 30/11/2017 à la suite du suivi en position horizontale de la maquette. Un prélèvement par zone (coté x position x tassement) a été réalisé.

3.1.2. Caractérisation des zones non tassées[1] : masses volumiques en surface et à 15 cm de profondeur

Une différence significative est observée entre les masses volumiques en surface (1-6 cm de profondeur) et en profondeur (13-18 cm) dans les zones non tassées de la maquette en position horizontale (prélèvements P2 ; Figure 3-13) : la couche de surface présente une masse volumique supérieure à celle de la couche de profondeur.

Or la méthode de construction au rouleau tendrait à entrainer un tassement plus important en profondeur. On en conclut que ce sont bien les pluies successives réalisées sur le dispositif expérimental en position horizontale qui ont entrainé une prise en masse progressive de la

[1] Nous rappelons ici qu'à ce stade seules les zones non tassées sont caractérisées pour éviter de détruire l'ensemble du dispositif.

couche superficielle. Ce phénomène de prise en masse du sol après la pluie a été observé dans des conditions similaires (Augeard et al., 2008), comme cela a été discuté dans le Chapitre 2.

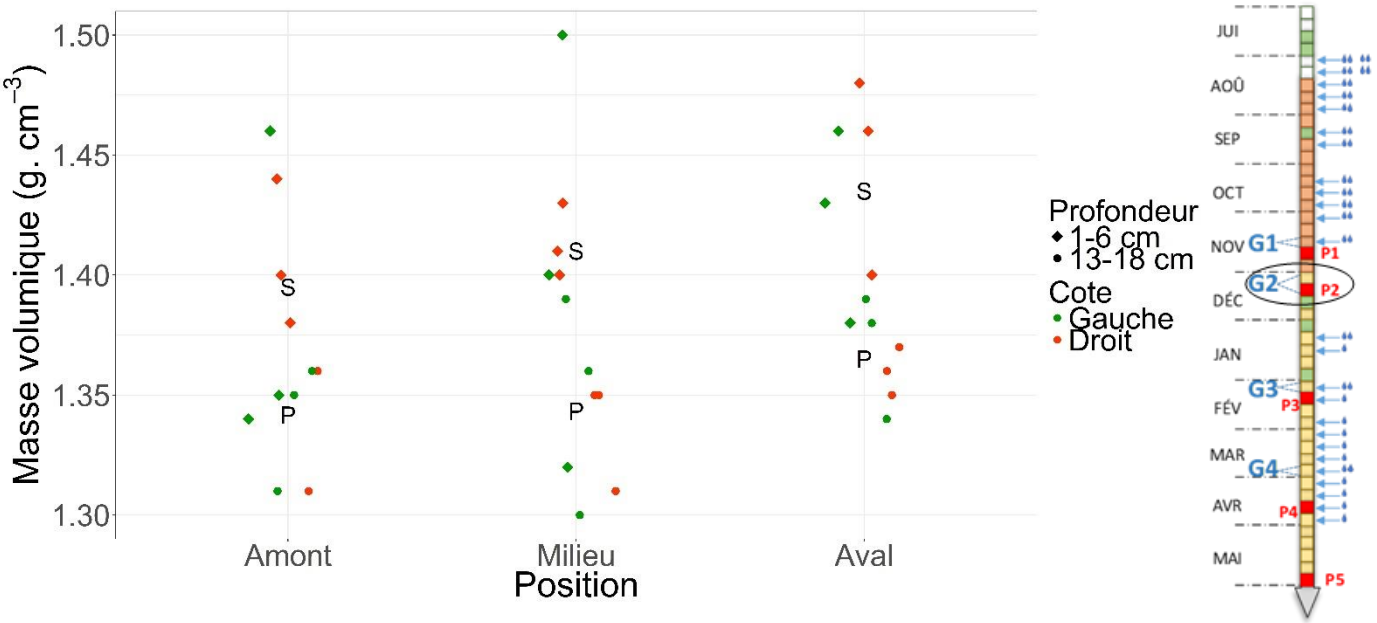


Figure 3-13 : Masses volumiques mesurées sur les zones non tassées du dispositif à plat 1 mois après la dernière pluie (prélèvements P2).

S représente la masse volumique moyenne mesurée en surface (1-6 cm) et P celle mesurée à 15 cm de profondeur (13-18 cm). La répartition horizontale des points à une position donnée a pour but de faciliter la lecture des mesures et n'a pas de signification spécifique.

On observe une dispersion plus importante des valeurs de masse volumique à la profondeur 1-6 cm pour les zones « Amont » et « Milieu » du côté gauche que celles du côté droit du dispositif, en particulier pour la zone « Milieu ». Il est possible que l'accumulation d'eau en surface lors des pluies successives ait amplifié des micro-hétérogénéités présentes lors de la construction du dispositif.

3.2. CARACTERISATION DE L'ETAT STRUCTURAL SUR LE DISPOSITIF EN PENTE

3.2.1. Mesure de la masse volumique en surface après le suivi sur le dispositif en pente

Les masses volumiques mesurées à la profondeur 1-6 cm après le suivi en pente diffèrent significativement entre les zones tassées et les zones non tassées avec une moyenne de 1,04 ±0,05 g.cm^{-3} en zones non tassées et de 1,54 ± 0,1 g.cm^{-3} en zones tassées (prélèvements P3 ; Figure 3-14). Nous rappelons que les zones non tassées ont été travaillées à la fin de l'essai en

position horizontale afin d'augmenter le contraste de masse volumique entre les deux niveaux de compaction étudiés. Cet objectif a donc été atteint.

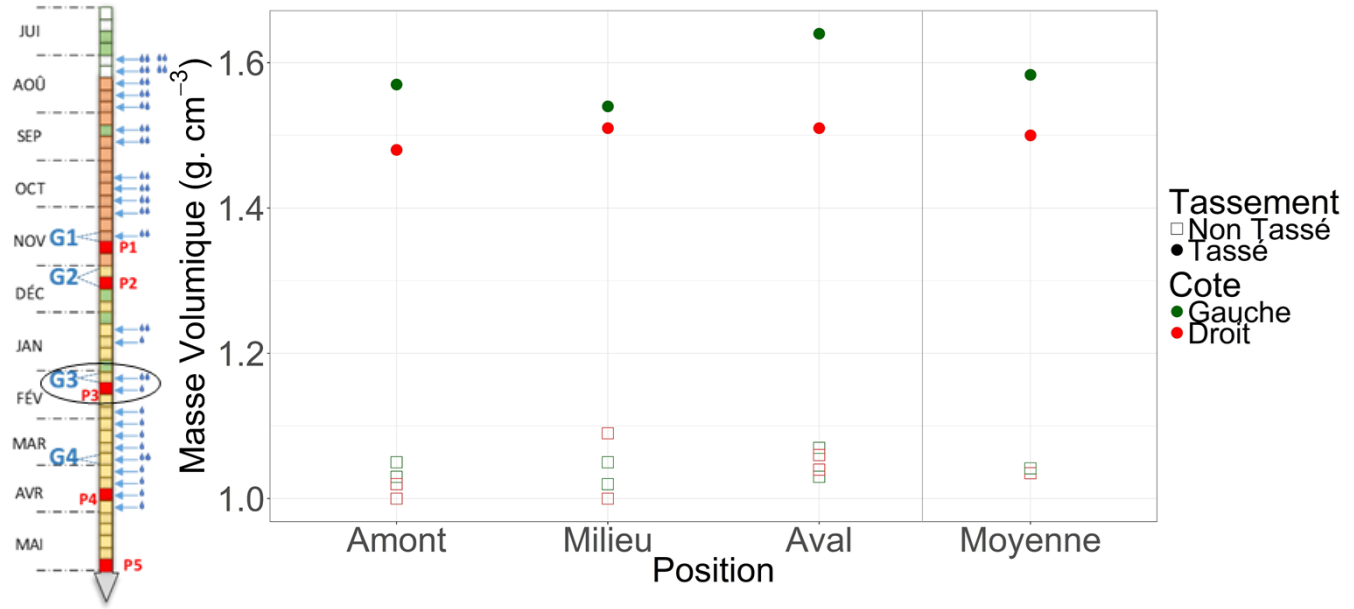
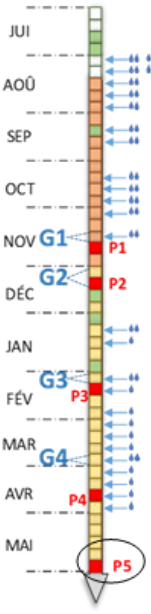


Figure 3-14 : Masses volumiques (1-6 cm) mesurées sur la maquette à l'issue du suivi en pente.

3.2.2. Distribution finale des masses volumiques au sein du dispositif expérimental le 31 mai 2018 (prélèvements P5)

Les masses volumiques en surface des zones tassées sont significativement plus élevées que celles mesurées plus en profondeur, tandis qu'aucune différence significative n'est mise en évidence au sein des zones non tassées (Tableau 3-6).

Tableau 3-6 : Masses volumiques mesurées à 3 cm, 15 cm et 28 cm de profondeur les 30 et 31 mai 2018. [1]



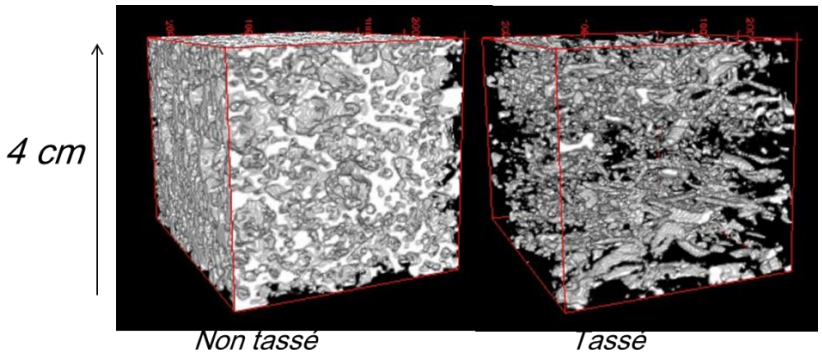
		Position					
Côté	Profondeur	Amont		Milieu		Aval	
		Non tassé	Tassé	Non tassé	Tassé	Non tassé	Tassé
Droit	1-6 cm	1,01	1,49	1,08	1,56	1,15	1,56
	13-18 cm	0,95	1,35	1,22	1,42	1,07	1,40
	25-30 cm	0,96	1,38	1,22	1,37,37	1,13	1,38
Gauche	1-6 cm	1,00	1,53	1,17	1,45	1,18	1,57
	13-18 cm	0,98	1,40	1,13	1,42	1,21	1,37
	25-30 cm	1,03	1,38	1,28	1,37	1,19	1,33

[1]*Pour un niveau de tassement donné, les cellules en rouge représentent les valeurs supérieures de plus de 5 % à la masse volumique moyenne de ce niveau de tassement sur le dispositif. Les cellules en bleu correspondent aux valeurs inférieures de plus de 5 % à cette moyenne. Chaque valeur correspond à la moyenne de deux prélèvements.*

Les masses volumiques des zones amont non tassées sont significativement plus faibles que celles mesurées sur le reste du dispositif. Cet état est cohérent avec la répartition spatiale de l'intensité des pluies réalisées par le simulateur de pluie (Figure 3-3). Néanmoins, nous verrons par la suite que la répartition des masses volumiques au sein de la maquette expérimentale ne permet pas à elle seule à expliquer la variabilité observée au niveau des émissions de N_2O.

3.2.3. Traitement des images par tomographie

La structure des échantillons prélevés en zones tassées et celle des échantillons prélevés en zones non tassées est très différente (Figure 3-15). En zones non tassées, la porosité est importante et le milieu semble bien connecté à l'atmosphère. En zones tassées, au contraire, la porosité apparait faible et peu connectée. Dans ces zones, les prélèvements montrent une horizontalité de la structure porale, vraisemblablement due à la méthode de fabrication. Une zone très peu poreuse (à la résolution de l'image) se distingue à environ 2 cm de profondeur, vraisemblablement une sorte de semelle de labour car cela correspond à la profondeur de travail du sol avant chaque pluie.



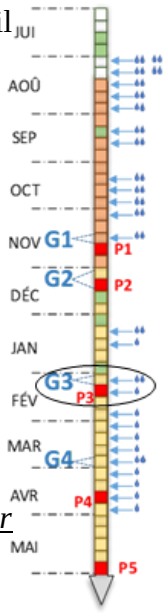


Figure 3-15 : Reconstitution de la structure 3D de deux prélèvements de sol scannées par tomographie aux rayons X.

La porosité visible calculée par traitement d'image à une résolution de 184 µm est comprise entre 5 et 7 % pour les zones tassées et entre 35 et 37 % pour les zones non tassées (Tableau 3-7). Le calcul du nombre d'Euler montre une phase très peu connectée pour les zones tassées (constante négative) et une phase connectée (constante positive) en zones non tassées.

Cette faible connectivité des zones tassées à la résolution étudiée est cohérente avec les faibles émissions observées sur le dispositif expérimental. Toutefois, nous verrons par la suite que ces mesures ne nous permettent pas d'expliquer les flux plus élevés sur les zones tassées au milieu et en aval du côté gauche du dispositif par rapport aux autres zones tassées.

Tableau 3-7 : Porosité (%) et constante d'Euler ($1.mm^{-3}$) calculées pour chaque image segmentée. La résolution est de 184 µm.

Zone de prélèvement		Porosité	Constante d'Euler
Amont	Non tassé	37 %	-0,14
	Tassé	5 %	0,031
Milieu	Non tassé	35 % et 36 %	-0,15 et -0,16
	Tassé	6 %	0,032
Aval	Non tassé	35 % et 37 %	-0,18 et -0,17
	Tassé	5 %	0,030

La structure des zones tassées dans notre dispositif expérimental est cohérente avec la structure d'un sol de texture semblable après un passage de roue de tracteur dans des conditions de pression et d'humidité proches de nos conditions expérimentales (Capowiez et al., 2012). Dans notre cas, l'absence de macrofaune ou de plante empêche une régénération du réseau poral dans le temps (même si l'étude de Capowiez et al. (2012) montre que cette régénération peut prendre plusieurs mois).

4. FAISABILITE EXPERIMENTALE DE LA MESURE SPATIALISEE DES EMISSIONS DE N_2O SUR UNE MAQUETTE DE SOL : ESSAIS SUR LE DISPOSITIF EN POSITION HORIZONTALE

4.1. TENEURS EN AZOTE MINERAL SUR LE DISPOSITIF EN POSITION HORIZONTALE

Les concentrations en nitrates mesurées dans la couche de surface (1-6 cm) présente une forte variabilité, en particulier pour la zone « Aval » du dispositif expérimental, avec des valeurs comprises entre 10 et 60 $mg.kg^{-1}$ (Figure 3-16).

Les concentrations mesurées sont élevées pour un sol non fertilisé. A titre d'exemple, des mesures réalisées au champ par Grossel et al. (2014) sur un sol similaire, quatre jours après fertilisation (apport de $100kgN.ha^{-1}$ sous forme d'ammonitrate), ont montré des concentrations en NO_3^- comprises entre 8 et 35 $mgN.kg^{-1}$ de sol. Sur les 6 campagnes de mesures présentées dans cette publication, les concentrations en nitrates mesurées ont toujours été inférieures à 35 $mgN.kg^{-1}$ de sol.

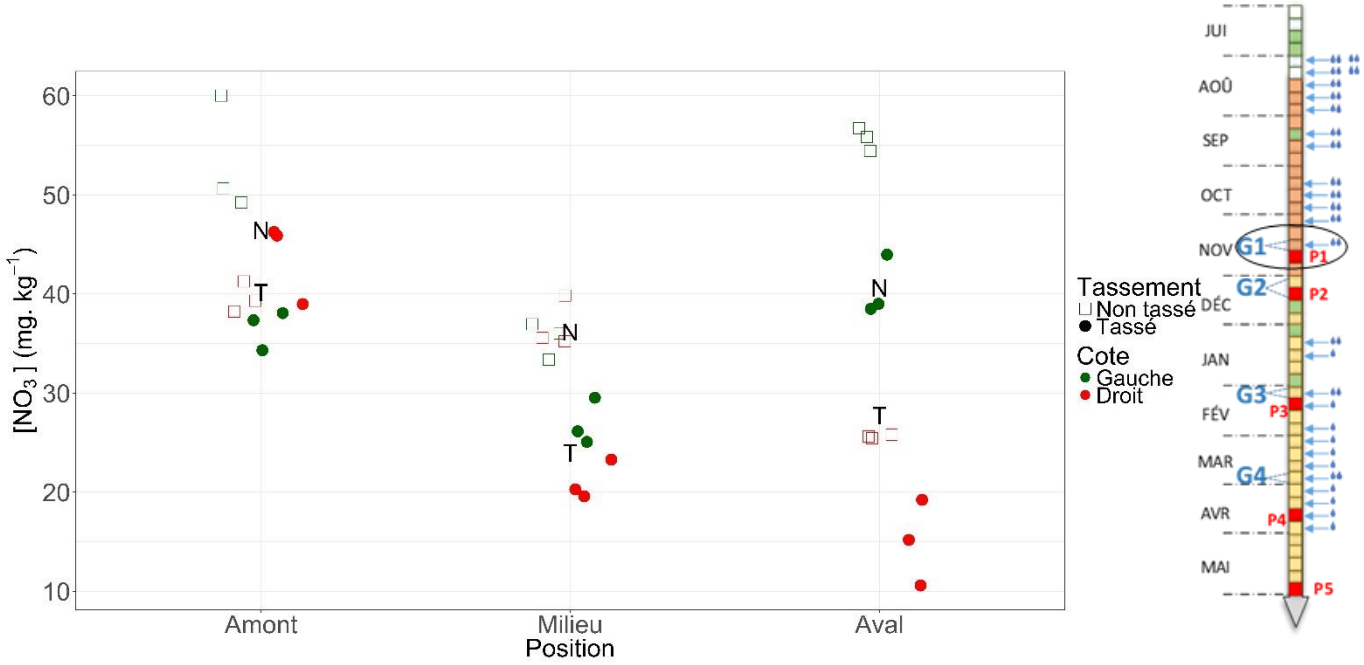


Figure 3-16 : Teneurs en NO_3^- mesurées le 30/11/2017 à la suite du suivi en position horizontale du dispositif expérimental.

Un prélèvement par zone (côté x position x tassement) a été effectué. Trois répétitions (extraction + dosage) ont été réalisées sur chaque prélèvement.
Les lettres N et T correspondent aux valeurs moyennes des trois répétitions sur les zones non tassées et tassées, respectivement. Le décalage horizontal des points à une position donnée a pour but de faciliter la lecture des mesures et n'a pas de signification spécifique.

Une différence significative est observée sur la concentration moyenne en nitrates entre zones tassées et zones non tassées. Dans un système construit pour être homogène où seul le niveau de compaction varie, ce facteur explique 17 % de la variance totale, soit une part non négligeable mais faible de la variabilité observée. En regard des masses volumiques mesurées présentées précédemment (Figure 3-12, §3.1.1), ce résultat peut s'expliquer par une variabilité faible du niveau de compaction variation des masses volumiques de 0,07 $g.cm^{-3}$ n'ayant qu'une faible influence sur l'évolution des teneurs en nitrates.

Les teneurs en ammonium sont faibles et inférieures à 1 $mg.kg^{-1}$, ce qui est cohérent avec un sol non fertilisé (Figure 3-17). Elles ne présentent pas de différence significative en fonction du niveau de compaction associé. La différence observée entre le côté gauche et le côté droit n'est pas significative (test de rang).

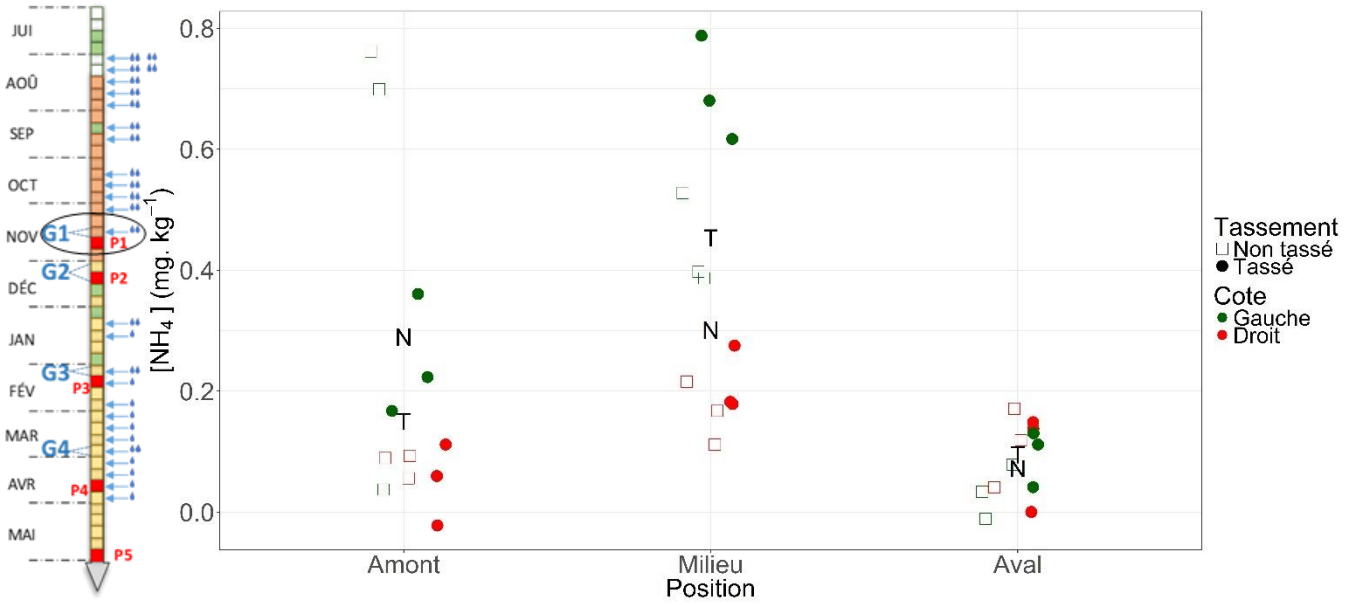


Figure 3-17 : Teneurs en NH_4^+ mesurées le 30/11/2017 à la suite du suivi en position horizontale du dispositif expérimental.

Un prélèvement par zone (côté x position x tassement) a été effectué. Trois répétitions (extraction + dosage) ont été réalisées sur chaque prélèvement.
Les lettres N et T correspondent aux valeurs moyennes des trois répétitions sur les zones non tassées et tassées, respectivement. Le décalage horizontal des points à une position donnée a pour but de faciliter la lecture des mesures et n'a pas de signification spécifique.

4.2. SUIVI DU FONCTIONNEMENT HYDRIQUE

4.2.1. Mesures des sondes TDR après calibration

La dynamique des teneurs en eau volumiques entre zones tassées et zones non tassées est semblable à 28 cm de profondeur (Figure 3-18).

A 15 cm de profondeur, en revanche, les mesures montrent une dynamique différente entre zones non tassées et zones tassées. La sonde implantée dans une zone non tassée (côté gauche), montre une augmentation presque immédiate de 1,5 % de la teneur en eau juste après la pluie, suivi d'une diminution rapide. Dix heures après la pluie la teneur en eau volumique n'est supérieure que de 0,5 % à la teneur en eau avant la pluie.

Sur les zones tassées au contraire, un léger décalage entre la réalisation de la pluie et l'augmentation de la teneur en eau est observé. La teneur en eau volumique augmente jusqu'à atteindre un maximum environ dix heures après la pluie, soit une augmentation de la teneur en eau de l'ordre de 1 %. La teneur en eau volumique diminue ensuite très légèrement jusqu'à atteindre un plateau.

Si ces variations inférieures à 2 % ne sont pas très significatives d'un point de vue physique et microbiologique, ces dynamiques laissent néanmoins présager d'une différence de

comportement hydrique entre les zones tassées et les zones non tassées à 15 cm, avec un drainage plus rapide pour les zones non tassées.

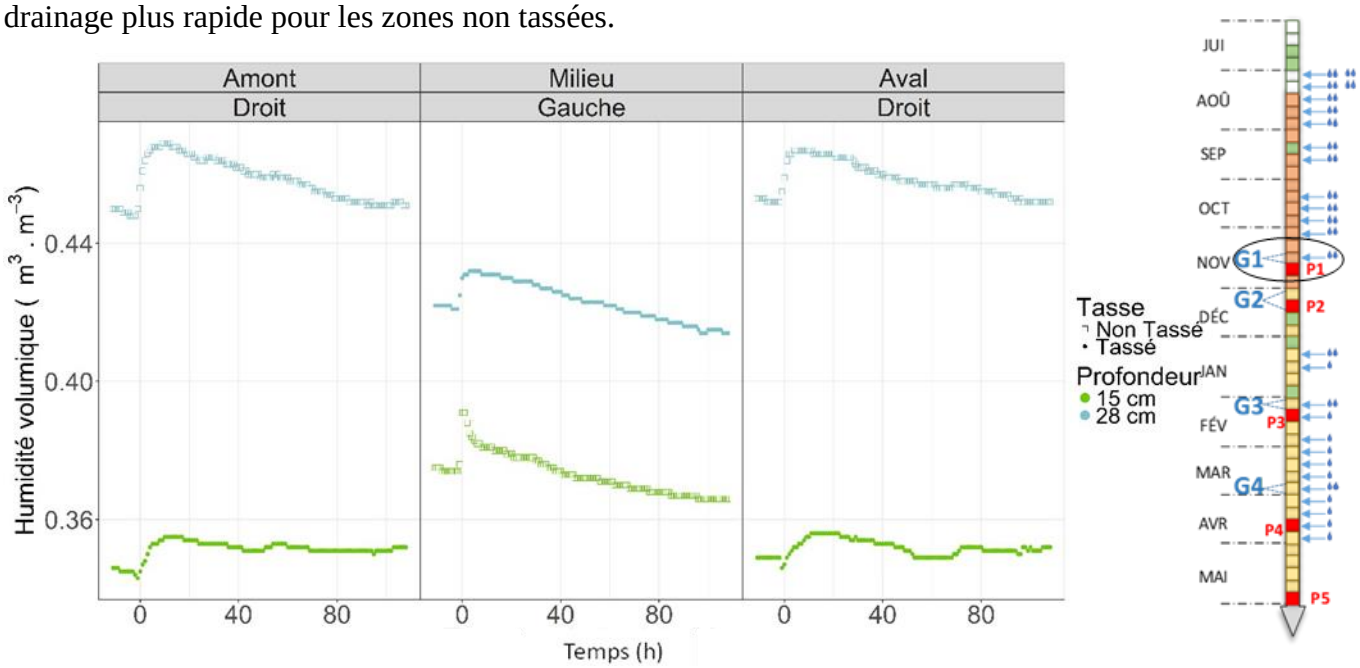


Figure 3-18 : Evolution de la teneur en eau à 15 cm et 28 cm de profondeur en trois emplacements. La pluie est réalisée au temps 0 h.

4.2.2. Calcul du WFPS

Le calcul du WFPS en surface a été réalisé à partir des mesures d'humidités massiques et des mesures de masses volumiques réalisées sur l'épaisseur 1-6 cm de la maquette en position horizontale.

Les résultats montrent des WFPS compris entre 0,69 et 0,94 (Tableau 3-8), supérieures aux seuils de 60-70 % favorables à la dénitrification présentés dans la littérature (Linn et Doran, 1984, Davidson, 1992, Beare et al., 2009).

Le calcul du WFPS à partir des mesures des sondes TDR, implantées à 15 cm et 28 cm de profondeur, montre des valeurs un peu plus faibles qu'en surface pour les zones tassées et non tassées hormis en position amont droit non tassé. Néanmoins, les WFPS observés à 15 et 28 cm de profondeur restent favorables à la dénitrification et à la production de N_2O.

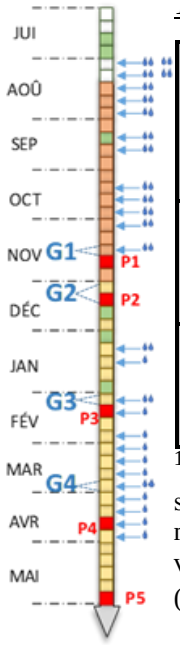


Tableau 3-8 : Water-filled pore space mesuré sur la maquette de sol en position horizontale[1]

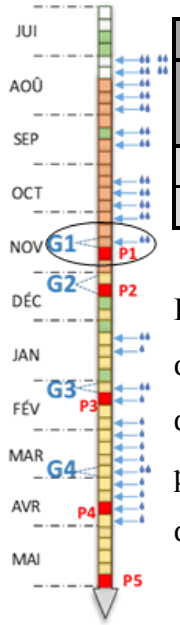
Côté	Profondeur	Position					
		Amont		Milieu		Aval	
		Non tassé	Tassé	Non tassé	Tassé	Non tassé	Tassé
Droit	1-6 cm	0,69	0,82	0,82	0,85	0,81	0,94
	15 cm		0,71				0,75
	28 cm	0,73				0,76	
Gauche	1-6 cm	0,90	0,84	0,79	0,96	0,89	0,86
	15 cm			0,64			
	28 cm				0,87		

[1] Les WFPS en surface ont été calculés à partir des mesures d'humidité massiques et de masse volumique réalisées sur l'épaisseur 1-6 cm le 30 novembre 2017. Les WFPS à 15 et 28 cm de profondeur ont été calculés à partir des mesures des sondes TDR et des masses volumiques mesurées à ces mêmes profondeurs. Ces mesures de masse volumique pour les zones non tassées et les zones tassées ont été réalisées lors du travail des zones non tassées (prélèvements P2) et lors de la caractérisation finale de la maquette de sol (prélèvements P5), respectivement.

4.2.3. Bilan hydrique

L'apport en eau réalisé via le simulateur est de 49,1 L sur le côté droit du dispositif et 48,6 L sur le côté gauche, soit un différentiel de 1 % (Tableau 3-9).

Tableau 3-9 : Apport en eau par la pluie simulée, apport total en litres et apport calculé pour chaque zone du dispositif expérimental, en L.m^{-2} (mm).



Côté	Position						TOTAL
	Amont		Milieu		Aval		
	Non tassé	Tassé	Non tassé	Tassé	Non tassé	Tassé	
Droit	6,5	9,2	8,7	8,3	8,4	8,0	49,1
Gauche	6,5	8,8	8,6	8,3	8,4	8,1	48,6

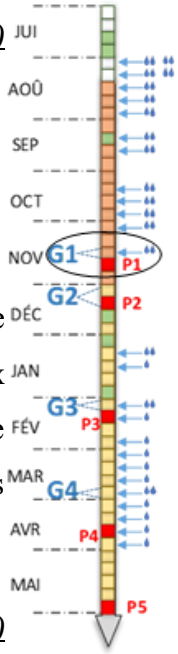
Les quantités d'eau percolées mesurées en provenance des zones Amont sont plus faibles que celles mesurées aux autres positions (Tableau 3-10). La quantité mesurée pour la « Amont droit » se distingue particulièrement, étant 3 à 5 fois plus faible que celle des autres zones de prélèvements. Le calcul de la part du volume d'eau drainé par rapport à l'apport total rend bien compte du comportement très différencié de la zone « Amont droit » (Tableau 3-11).

Tableau 3-10 : Pertes en eau par percolation rapportée à la surface de la zone de prélèvement (en L.m^{-2} (mm)) et pertes totales par ruissellement (en litres).

	Position			TOTAL
Côté	Amont	Milieu	Aval	
Droit	0,5	2,4	2,2	6,9
Gauche	1,5	2,8	2,2	2,6

Tableau 3-11 : Proportion du volume d'eau initial percolée pour chaque zone du dispositif (%)

	Position		
Côté	Amont	Milieu	Aval
Droit	6	28	27
Gauche	20	33	27



Le bilan des entrées et des pertes d'eau est présenté dans le Tableau 3-12. L'évaporation de l'eau en surface n'est pas prise en compte. On observe que les quantités d'eau associées aux trois positions sont quasiment équivalentes pour le côté gauche, mais qu'une différence marquée existe pour le côté droit : la quantité d'eau apportée et restant dans le système est plus faible pour la zone « Aval » que pour les zones « Amont » et « Milieu ».

Tableau 3-12 : Quantité d'eau (Q) dans le système pour chaque zone du dispositif (en L.m^{-2}) selon le bilan Q = Apport – drainage – ruissellement[1].

	Position		
Côté	Amont	Milieu	Aval
Droit	7,4	6,1	1,7
Gauche	6,1	5,6	4,4

[1] L'évaporation de l'eau en surface n'est pas prise en compte. Ce bilan a pour but d'estimer les quantités d'eau présentes dans le système [sol + volume piégé]. Le dispositif étant sans pente, on considère que l'eau ruisselée ne provient que de la zone « aval ».

4.3. MESURES DES EMISSIONS DE N_2O

4.3.1. Mesures des émissions de N_2O après la pluie

4.3.1.1. Intensité et dynamique des flux

Des flux de N_2O ont été mesurés à chaque emplacement au cours des 5 jours de suivi (Figure 3-19). Les flux maximums observés aux différentes positions (entre 50 gN.ha^{-1}.d^{-1} et 200 gN.ha^{-1}.d^{-1}) sont élevés pour un sol non fertilisé. Des pics de même intensité ont déjà été observés sur des sols similaires cultivés (Grossel et al., 2014, Grossel et al., 2016). Les conditions de température et d'humidité étaient favorables à une activité microbienne élevée

(Maag et Vinther, 1996, Robertson et Groffman, 2015) et pourraient expliquer ces fortes émissions. La température de l'air lors du suivi en position horizontale et la semaine précédant ce suivi était en effet de 20 °C, tandis que l'humidité du sol la semaine précédant le suivi était semblable à celle mesurée lors du suivi (Figure 3-18).

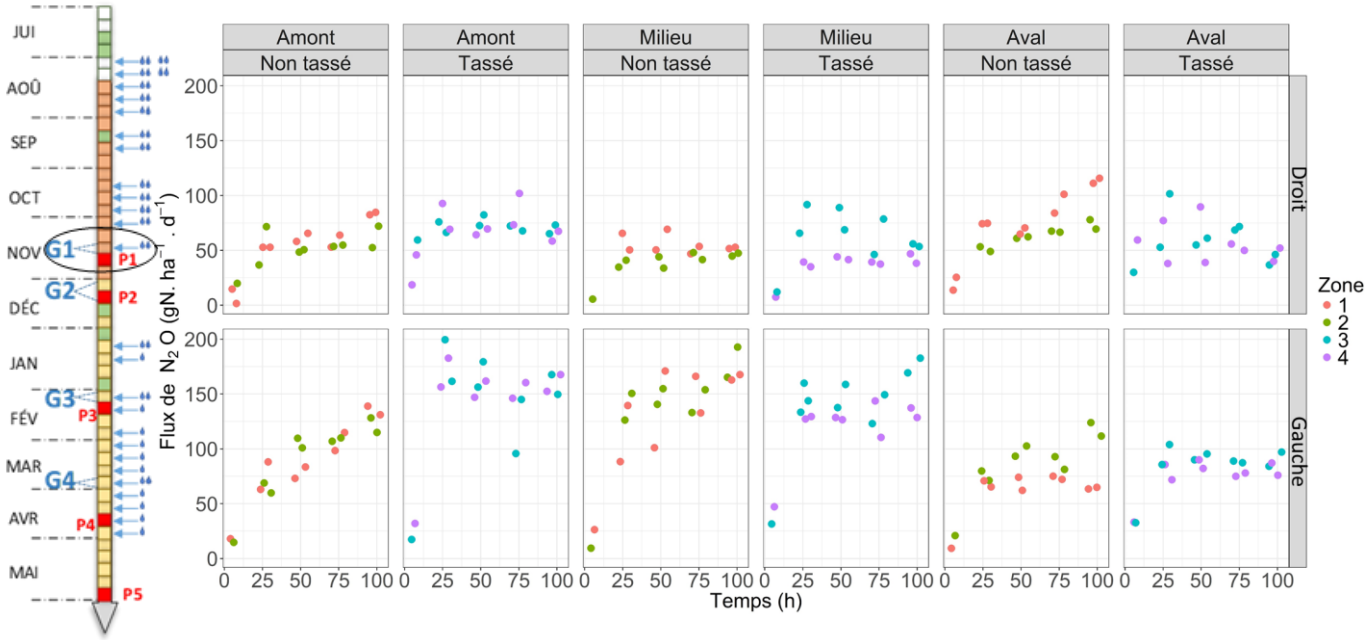


Figure 3-19 : Evolution des émissions de N_2O sur les 100 premières heures après la pluie du 13/11/2017 sur la maquette en position horizontale (suivi G1). La pluie est réalisée au temps 0 h.

Les zones 1,2,3,4 de la légende distinguent les différents emplacements de mesures, présentés dans le paragraphe 2.1, pour chaque combinaison position x côté (AmG1, AmG2, etc.).

Une différence significative entre la moyenne des émissions mesurées le premier jour de l'expérimentation et celles mesurées les autres jours a été observée. Passé le jour 1, les flux moyens journaliers ne diffèrent pas de manière significative avec le temps. Les moyennes journalières sont présentées dans le (Tableau 3-13) ainsi que les écarts-types et coefficients de variation associés.

Tableau 3-13 : Moyennes journalières des émissions de N_2O mesurées (suivi G1), écarts-types et coefficients de variations associés.*

Côté	Date	Moyenne Journalière	Ecart-Type	Coefficient de variation
Gauche + Droit	13/11/2017	24,29	15,76	0,65
	14/11/2017	87,27	41,51	0,48
	15/11/2017	92,41	46,22	0,50
	16/11/2017	88,30	35,78	0,41
	17/11/2017	97,13	46,35	0,48
Droit	13/11/2017	24,16	19,45	0,80
	14/11/2017	60,95	19,29	0,32
	15/11/2017	60,68	14,93	0,25
	16/11/2017	62,41	17,43	0,28
	17/11/2017	62,36	20,82	0,33
Gauche	13/11/2017	24,42	11,38	0,47
	14/11/2017	112,53	41,61	0,37
	15/11/2017	124,15	45,17	0,36
	16/11/2017	114,20	30,21	0,26
	17/11/2017	131,90	37,87	0,29

** Les calculs ont été réalisés sur l'ensemble du dispositif et sur chaque côté indépendamment.*

On observe à presque chaque emplacement de mesure une forte augmentation les 24 premières heures puis une augmentation plus faible voire une stabilisation des émissions de N_2O, en cohérence avec la dynamique hydrique observée. Néanmoins, tous les emplacements ne suivent pas ce schéma. Ainsi les émissions mesurées sur la zone « Amont non tassé » évoluent de façon linéaire sur la période de suivi (R^2=0,85 ; p-value <0,0001).

4.3.1.2. Variabilité des flux au sein du dispositif et rôle du niveau de compaction

Les flux de N_2O sont significativement différents entre les zones tassées et non tassées à l'échelle du dispositif (test sur les moyennes) mais la p-valeur est proche du seuil de significativité et doit être lue avec précaution (p-valeur = 0,03). En comparant les flux en fonction du tassement pour chaque position sur le dispositif, seules les moyennes des flux en « Am G » présentent une différence significative entre modalités tassée et non tassée.

Ce faible effet de l'état de compaction du sol sur les émissions de N_2O ne correspond pas à ce qui est généralement observé dans la littérature en conditions contrôlées (Ruser et al., 2006, García-Marco et al., 2014, Harrison-Kirk et al., 2015, Rabot et al., 2016). Néanmoins, l'impact de l'état de compaction du sol sur les émissions de N_2O est fortement lié au facteur hydrique et à la connectivité du réseau poral du sol. Balaine et al. (2013) ont notamment montré, sur des cylindres de sol reconstitués, que le flux maximum observé augmentait avec la masse

volumique des cylindres étudiés, et que ce maximum d'émission était atteint pour des potentiels matriciels de plus en plus élevés. Cela montre ainsi que pour des teneurs en eau élevées, des zones moins compactes pouvaient être autant voire davantage émettrices. De plus, les différences d'émissions observées entre deux masses volumiques proches sont faibles et il est possible que le différentiel de masse volumique obtenu sur notre dispositif expérimental en position horizontale ne soit pas suffisamment important pour faire apparaître un effet significatif visible dans nos conditions expérimentales.

L'état de compaction a donc peu impacté la variabilité spatiale des émissions, néanmoins les flux mesurés sur l'ensemble du dispositif pendant les 5 jours mettent en évidence une différence significative entre les moyennes calculées pour les positions « Am » et « Mi » du côté gauche par rapport au reste du dispositif.
Les emplacements « Am » et « Mi » du côté gauche correspondent à des zones où une accumulation d'eau en surface plus importante que sur le reste du dispositif était observée. On pourrait ainsi émettre l'hypothèse que les conditions anaérobies étaient de fait plus fréquentes au niveau de ces zones, et que par conséquent les conditions étaient plus favorables à une activité dénitrifiante forte. Nos mesures sont cohérentes avec l'hypothèse de conditions favorables à la dénitrification mais elles ne nous permettent pas de conclure. En effet, elles ne permettent pas une comparaison rigoureuse du fonctionnement hydrique entre les zones où l'eau s'est davantage accumulée et le reste du dispositif. Les mesures de WFPS réalisées une semaine après l'épisode pluvieux ne montrent pas de valeurs plus élevées là où l'eau s'est davantage accumulée.

Les coefficients de variation calculés pour les flux journaliers moyens de l'ensemble du dispositif lors du suivi sont tous inférieurs à 65 %. Après le 1er jour, les coefficients de variation sont inférieurs à 50 %. Cette différence entre le premier jour et les suivants peut s'expliquer par l'augmentation rapide des flux de N_2O au cours du premier jour de suivi : on peut supposer que la variabilité temporelle était alors non négligeable par rapport à la variabilité spatiale sur les quatre heures et trente minutes nécessaires à la réalisation des mesures.

Les coefficients de variation sont assez faibles en comparaison d'observations au champ sur des échelles d'étude comparables (Röver et al., 1999, Grossel et al., 2014) mais restent néanmoins dans l'étendue de ce qui peut être observé sur le terrain (Giltrap et Godfrey, 2016) et ce malgré les conditions contrôlées dans lesquelles nous avons travaillé. Puisque la variabilité

spatiale des émissions de N_2O ne suit pas la distribution des niveaux de compaction dans le dispositif, d'autres facteurs ont donc eu une influence plus importante.

4.3.2. Mesures des émissions de N_2O un mois après la pluie

Afin d'observer une possible diminution des émissions de N_2O avec le temps, nous avons réalisé des mesures de concentration de gaz sur une partie du dispositif la 3ème et la 4ème semaine après la pluie (avant les prélèvements P2). Les émissions mesurées pendant cette période sont encore élevées puisque comprises entre 50 et 170 $gN.ha^{-1}.d^{-1}$ (Figure 3-20). Les flux sont soit restés stables, soit ont diminué entre les mesures réalisées juste après la pluie et celles réalisées 3 semaines après. Seuls les flux mesurés sur la zone amont droit non tassée ont augmenté entre ces deux périodes, ainsi que ceux mesurés sur la zone non tassée du milieu droit dans une moindre mesure.

En prenant en compte l'ensemble du dispositif, les émissions mesurées entre 20 et 30 jours après la pluie sont significativement plus importantes pour les zones non tassées que pour les zones tassées.

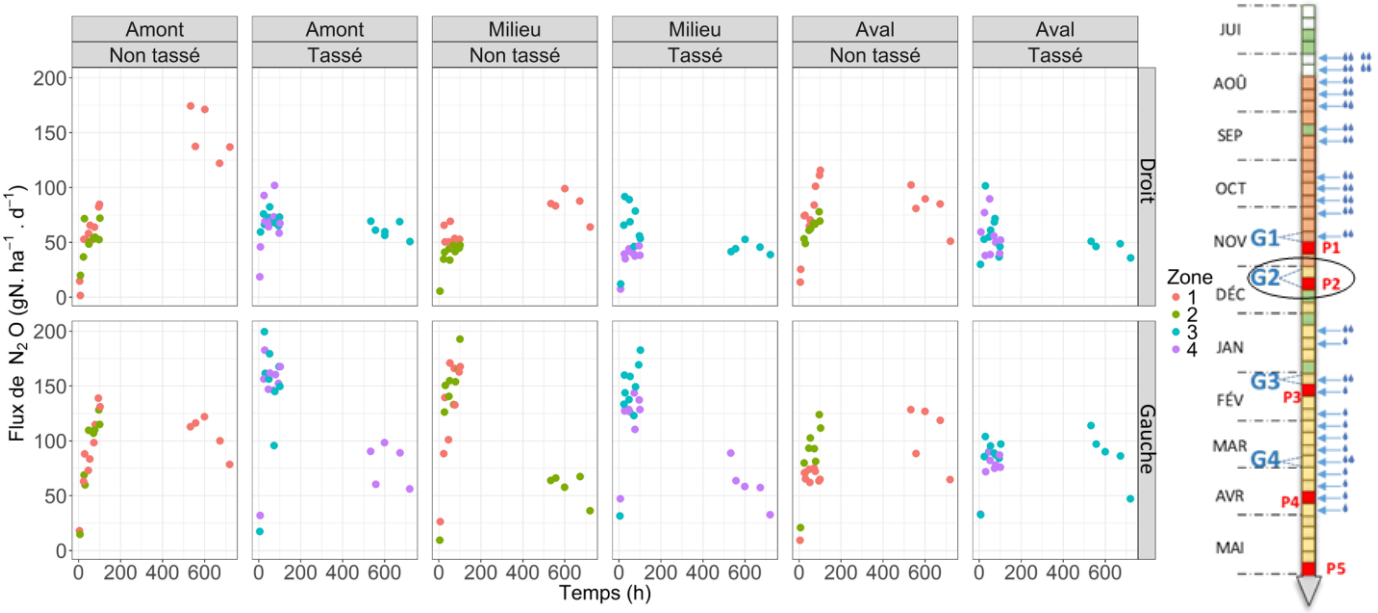


Figure 3-20 : Evolution des émissions de N_2O sur les 100 premières heures après la pluie (suivi G1) et de 3 semaines à 1 mois après la pluie (suivi G2). La pluie est réalisée au temps 0 h.

Les zones 1,2,3,4 de la légende distinguent les différents emplacements de mesures, présentés dans le paragraphe 2.1, pour chaque combinaison position x côté (AmG1, AmG2, etc.). Un seul emplacement de mesure par position dans le dispositif a été étudié lors des mesures de la période G2.

4.4. MESURES DES EMISSIONS DE CO_2 APRES LA PLUIE

Les flux de CO_2, mesurés en même temps que les flux de N_2O, sont présentés sur la Figure 3-21. Les valeurs observées, de l'ordre de 6,1 kgC-CO_2.ha^{-1}.d^{-1} en zones non tassées et de 2,5 kgC-CO_2.ha^{-1}.d^{-1} en zones tassées, sont cohérentes avec des mesures réalisées sur sol nu en laboratoire sur le même type de sol (Rabot et al., 2016).

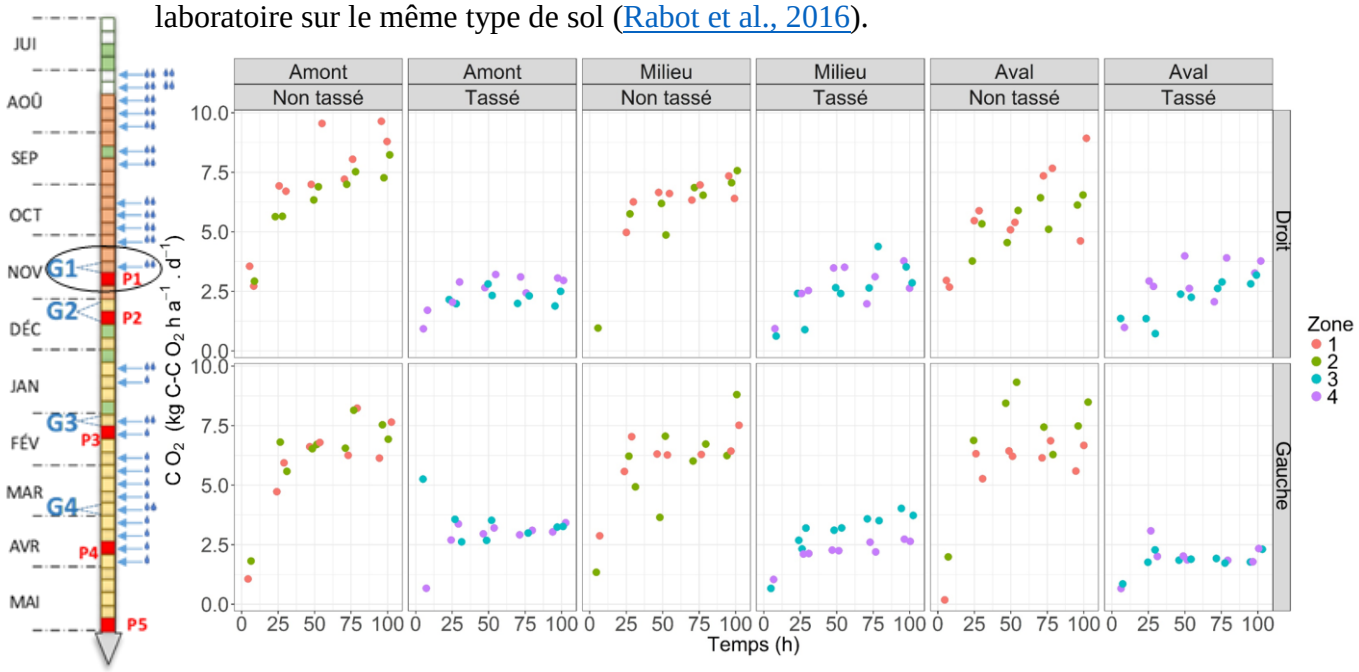


Figure 3-21 : Evolution des émissions de CO_2 sur les 100 premières heures suivant la simulation d'une pluie en kgC-CO_2.ha^{-1}.d^{-1}(suivi G1). La pluie est réalisée au temps 0 h.

Les zones 1,2,3,4 de la légende distinguent les différents emplacements de mesures, présentés dans le paragraphe 2.1, pour chaque combinaison position x côté (AmG1, AmG2, etc.).

Les résultats graphiques font ressortir une différence évidente entre les flux mesurés sur les zones tassées et ceux mesurés sur les zones non tassées. Lorsque l'ensemble du dispositif est étudié, les émissions de CO_2 ne suivent pas une loi normale mais une distribution bimodale, en cohérence avec l'hypothèse d'un comportement différent entre zones tassées et non tassées, ce qui est confirmé par l'analyse statistique.

La moyenne des émissions mesurées sur les zones non tassées est de 6,1 kgC-CO_2.ha^{-1}.d^{-1} et de 2,5 kgC-CO_2.ha^{-1}.d^{-1} pour les zones tassées, soit une différence de 59 %.

Une diminution de l'intensité moyenne des émissions de CO_2 lorsque la compaction du sol augmente a déjà été présentée dans la littérature, bien que les diminutions reportées soient plus faibles que celles mesurées sur le dispositif expérimental (Liebig et al., 1995, Bessou et al., 2010). Novara et al. (2012) ont par exemple observé une diminution de 37 % des émissions de CO_2 lorsque la masse volumique du sol étudié augmentait de 1.3g.cm^{-3} à 1.5g.cm^{-3}.

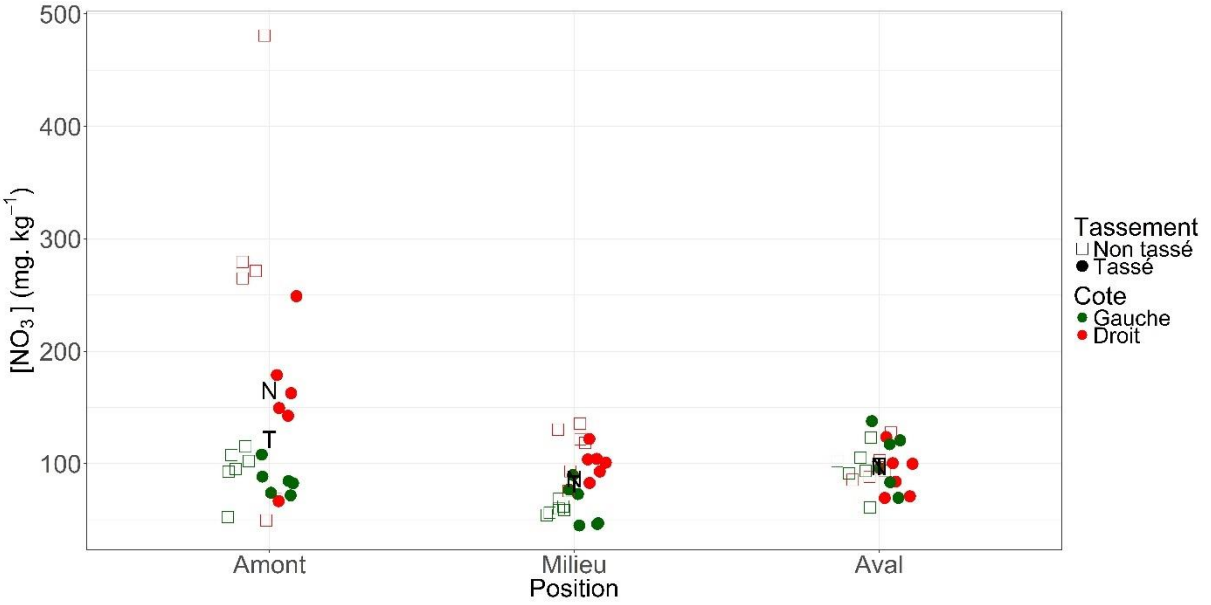
La masse volumique joue sur la capacité du gaz à diffuser dans le sol et sur l'aération du sol. Beare et al. (2009) montrent que les flux de CO_2 augmentent avec la teneur en eau jusqu'à une valeur de WFPS de l'ordre de 45 % (les flux des échantillons compactés étant plus faibles que ceux des échantillons non compactés) puis diminuent. Smith et al. (2003) expliquent qu'au-delà d'une teneur en eau d'environ 20 %, les émissions de CO_2 sont essentiellement contrôlées par d'autres paramètres comme la température. En deçà, le manque d'eau entraine une inhibition de l'activité microbienne et donc de la respiration du sol. Ce n'est que pour les sols vraiment très humides que l'eau a de nouveau une influence importante, en limitant les teneurs en dioxygène et donc la respiration du sol.

5. RESULTATS ET ANALYSE DES EXPERIMENTATIONS SUR LE DISPOSITIF EN PENTE

5.1. TENEURS EN AZOTE MINERAL SUR LE DISPOSITIF EN PENTE

Les concentrations en NO_3^- mesurées dans les couches de surface (0-8 cm) montrent de fortes concentrations pour un sol non fertilisé, entre 70 et 150 mgN-NO_3.kg^{-1} de sol (Figure 3-22). Les teneurs en NH_4^- mesurées sont, elles, plutôt faibles (Figure 3-23). Les concentrations de ces deux espèces suivent néanmoins la même répartition sur le dispositif avec une concentration plus élevée en amont du dispositif.

Il n'y a pas de différence significative de concentration en azote minéral entre les zones tassées et les zones non tassées. Ces fortes teneurs en nitrates, surprenantes (en particulier au niveau des zones « Am »), ont été confirmées par l'analyse de 3 autres prélèvements traités par la Chambre d'Agriculture (45).



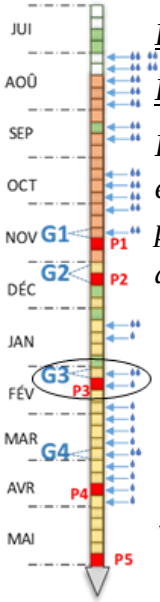


Figure 3-22 : Teneurs en NO_3^- des prélèvements de sol réalisés le 14/02/2018 (prélèvements P3).

Pour chaque zone (position x côté x tassement.), 2 composites ont été prélevés et 3 mesures ont été réalisées sur chaque composite. NT et T correspondent aux teneurs moyennes mesurées pour le sol non tassé et tassé, respectivement. Le décalage horizontal des points à une position donnée a pour but de faciliter la lecture des mesures et n'a pas de signification spécifique.

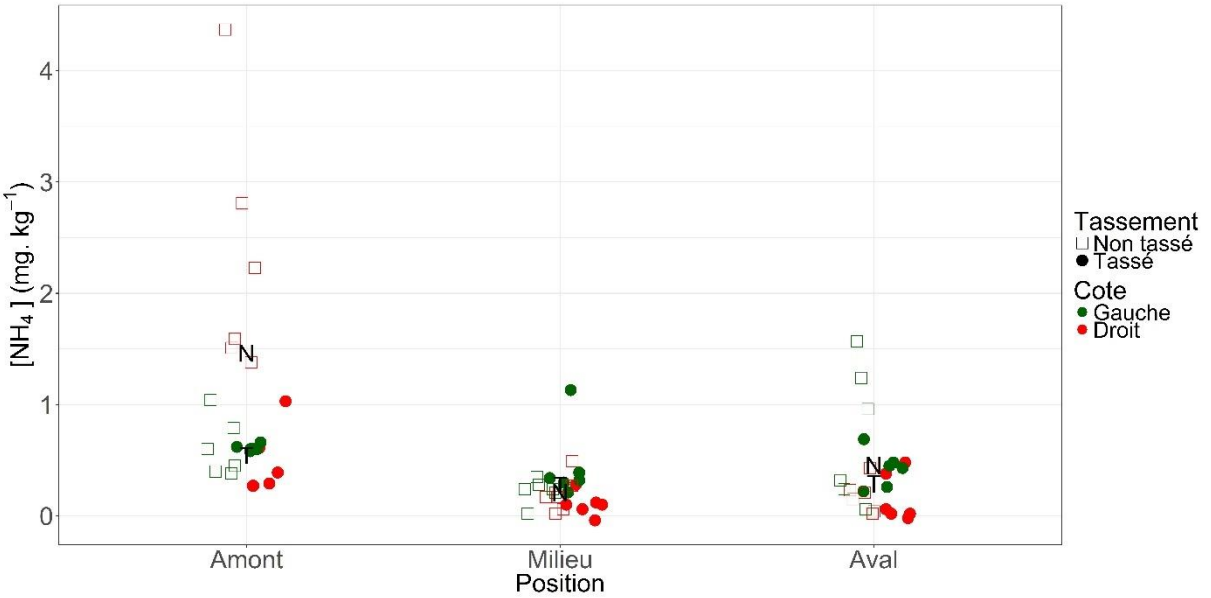


Figure 3-23 : Teneurs en NH_4^+ des prélèvements de sol réalisés le 14/02/2018 (prélèvements P3).

Pour chaque zone (position x côté x tassement.), 2 composites ont été prélevés et 3 mesures ont été réalisées sur chaque composite. NT et T correspondent aux teneurs moyennes mesurées pour le sol non tassé et tassé, respectivement. Le décalage horizontal des points à une position donnée a pour but de faciliter la lecture des mesures et n'a pas de signification spécifique.

5.2. PROPRIETES HYDRIQUES

5.2.1. Suivi des sondes TDR

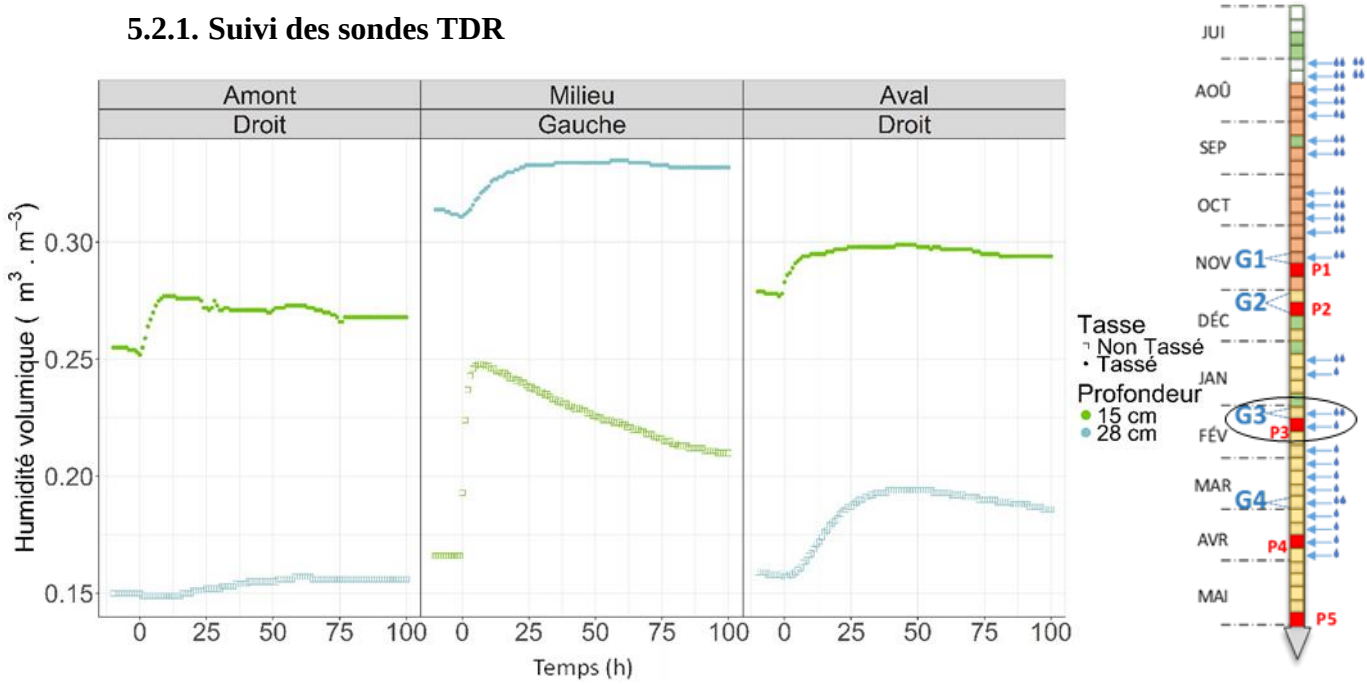


Figure 3-24 : Evolution de la teneur en eau à 15 cm et 28 cm de profondeur en trois emplacements au cours du suivi en pente (suivi G3) . La pluie est réalisée au temps 0 h.

Les teneurs en eau volumiques mesurées à 15 cm en zones tassées via les sondes TDR (Figure 3-24) montrent des dynamiques de teneurs en eau semblables. Après la pluie, la teneur en eau volumique mesurée dans ces zones augmente de 2,5 % en dix heures. Les mesures à l'aval droit sont supérieures d'environ 2,5 % à celles réalisées à l'amont droit. Ces différences de teneurs en eau volumiques de 2,5 % équivalent à une variation d'environ 5 % de la valeur du WFPS, pour les masses volumiques mesurées en zones tassées.

La teneur en eau volumique mesurée sur la zone non tassée du milieu gauche, à 15 cm de profondeur, montre une augmentation de la teneur en eau rapide pour atteindre une valeur maximale moins de dix heures après la pluie. La teneur en eau augmente de 8,9 %. Cette différence de comportement entre zones tassées et non tassées est cohérente avec la différence de tassement.

Les mesures réalisées à 28 cm montrent une dynamique différente de la zone amont droit par rapport aux autres emplacements mesurés. La teneur en eau évolue peu à la base de la zone amont avec une augmentation progressive inférieure à 1 %, répartie sur cinquante heures après la pluie. La zone aval droit non tassée montre une augmentation plus importante de la teneur en eau à 28 cm de profondeur (3,5 %). L'augmentation est plus lente qu'à 15 cm et atteint son

maximum environ vingt-cinq heures après la pluie, ce qui est cohérent avec une humectation progressive du profil de sol.

Cette différence entre les zones amont et aval est cohérente avec un apport en eau plus faible, comme calculé dans le bilan hydrique précédent (Tableau 3-15). De plus, la zone aval a pu recevoir davantage d'eau par ruissellement, au contraire de la zone amont.

La teneur en eau volumique à 28 cm de profondeur est également plus élevée en zone tassée qu'en zone non tassée. Elle présente une augmentation de 2,5 % jusqu'à atteindre un maximum de 33% douze heures après la pluie.

5.2.2. Calcul du WFPS

Les valeurs de WFPS en surface ont été calculées à partir des teneurs en eau massiques mesurées sur les prélèvements à 1-6 cm du 15 février 2018, après le suivi en pente du 6 au 09 février. Les résultats montrent des valeurs comprises entre 0,30 et 0,38 dans les zones non tassées (Tableau 3-14) et entre 0,75 et 0,95 en zones tassées. Ces valeurs de WFPS, de l'ordre de 35 %, correspondent à un contexte où la production de N_2O serait majoritairement issue de la nitrification pour les zones non tassées (Bateman et Baggs, 2005). Les valeurs de WFPS mesurées en zones tassées correspondent à des valeurs favorables à la dénitrification, comme lors du suivi en position horizontale.

Le calcul du WFPS à partir des mesures des sondes TDR montre que les valeurs de WFPS à 15 et 28 cm de profondeur sont plus faibles que celles mesurées en surface (profondeur 1-6 cm) pour les zones tassées.

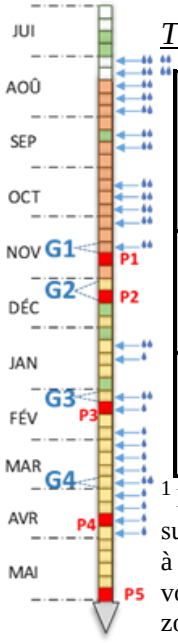


Tableau 3-14 : Water-filled pore space mesuré sur la maquette de sol en pente[1].

Côté	Profondeur	Position					
		Amont		Milieu		Aval	
		Non tassé	Tassé	Non tassé	Tassé	Non tassé	Tassé
Droit	1-6 cm	0,30	0,75	0,37	0,78	0,38	0,81
	15 cm		0,54				0,62
	28 cm	0,30				0,30	
Gauche	1-6 cm	0,34	0,88	0,37	0,82	0,38	0,95
	15 cm			0,36			
	28 cm				0,68		

[1] Les WFPS en surface ont été calculés à partir des mesures d'humidité massiques et de masse volumique réalisées sur l'épaisseur 1-6 cm le 15 février 2018 (prélèvements P3). Les WFPS à 15 et 28 cm de profondeur ont été calculés à partir des mesures des sondes TDR lors du suivi sur le dispositif en pente (06-09 février 2018) et des masses volumiques mesurées aux mêmes profondeurs. Ces mesures de masse volumique pour les zones non tassées et les zones tassées ont été réalisées lors de la caractérisation finale de la maquette de sol (prélèvements P5).

5.2.3. Suivi des tensiomètres

Les potentiels matriciels mesurés sur les zones tassées à 7 cm de profondeur et les zones non tassées à 28 cm de profondeur montrent un comportement cohérent dans le profil de sol (Figure 3-25). On observe une diminution marquée (en valeur absolue) du potentiel matriciel au moment de la pluie à 7 cm de profondeur, puis une remontée plus lente, tandis que la dynamique observée en profondeur est plus progressive avec une diminution qui commence quelques heures après la pluie, pour atteindre une valeur de dépression minimale entre douze et trente-cinq heures après la pluie selon les zones du dispositif.

Les résultats obtenus montrent un comportement semblable des zones tassées de chaque côté du dispositif.

Les zones non tassées en amont du dispositif se distinguent des autres positions par des potentiels légèrement plus élevés (entre 50 et 100 cmH_2O), ce qui est cohérent avec un dispositif en pente et un apport d'eau légèrement plus faible sur ces zones par le simulateur de pluie.

Les zones non tassées du côté gauche du dispositif présentent des potentiels légèrement plus faibles que ceux des zones non tassées du côté droit (entre 50 et 75 cm H_2O). Cette différence est moins marquée pour la zone avale.

Les potentiels mesurés à 15 cm de profondeur (Figure 3-26) sont cohérents avec les observations précédentes (Figure 3-25)

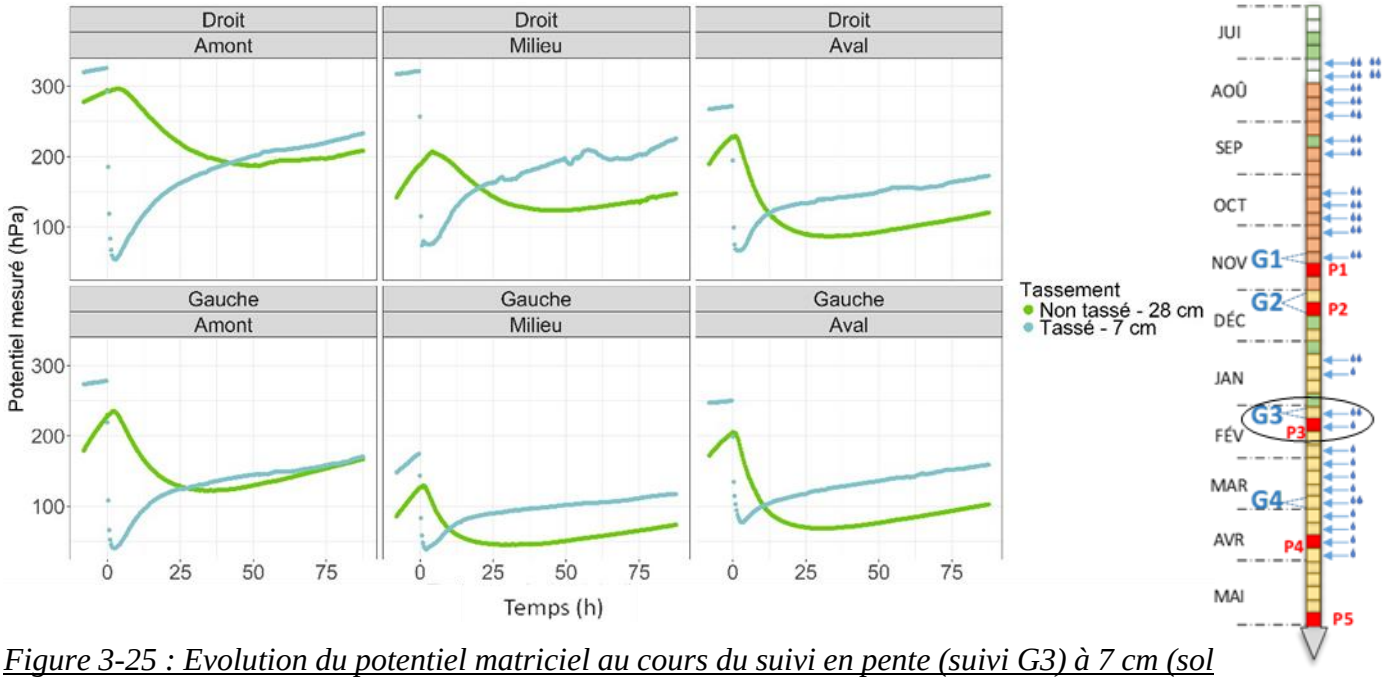


Figure 3-25 : Evolution du potentiel matriciel au cours du suivi en pente (suivi G3) à 7 cm (sol tassé, couleur bleue) et 28 cm (sol non tassé, couleur verte). La pluie est réalisée au temps 0 h.

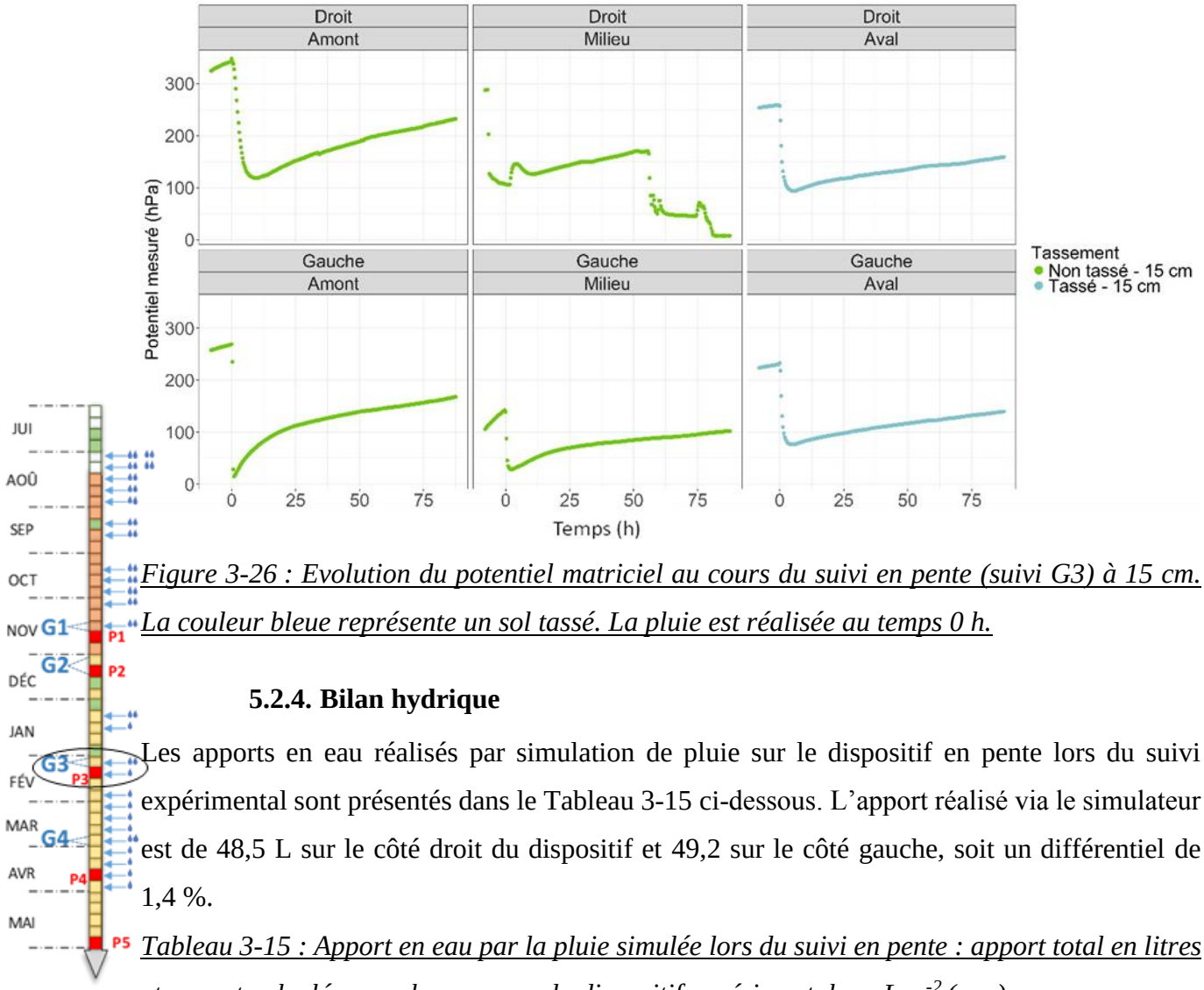


Figure 3-26 : Evolution du potentiel matriciel au cours du suivi en pente (suivi G3) à 15 cm. La couleur bleue représente un sol tassé. La pluie est réalisée au temps 0 h.

5.2.4. Bilan hydrique

Les apports en eau réalisés par simulation de pluie sur le dispositif en pente lors du suivi expérimental sont présentés dans le Tableau 3-15 ci-dessous. L'apport réalisé via le simulateur est de 48,5 L sur le côté droit du dispositif et 49,2 sur le côté gauche, soit un différentiel de 1,4 %.

Tableau 3-15 : Apport en eau par la pluie simulée lors du suivi en pente : apport total en litres et apport calculé pour chaque zone du dispositif expérimental, en L.m^{-2} (mm).

	Position						TOTAL
Côté	Amont		Milieu		Aval		
	Non tassé	Tassé	Non tassé	Tassé	Non tassé	Tassé	
Droit	6,5	8,8	8,5	8,2	8,4	8,1	48,5
Gauche	6,5	9,1	8,7	8,2	8,4	8,3	49,2

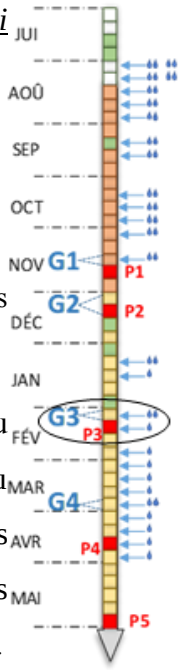
Les quantités d'eau percolées mesurées sur le dispositif en pente (Tableau 3-16) sont faibles en comparaison des mesures réalisées sur le dispositif en position horizontale (Tableau 3-10). Il n'y a pas eu d'eau percolée mesurée pour les zones amont du dispositif et sur la zone milieu droit (Mi D). Paradoxalement la quantité d'eau ruisselée sur le dispositif en pente (Tableau 3-16) est plus faible que ce qui a été observé sur le dispositif à plat. Cela peut s'expliquer d'une part par un stockage d'eau plus important dans le sol car l'état hydrique initial est plus sec et,

d'autre part, par des zones non tassées moins denses qui absorbent davantage d'eau, ce qui est cohérent avec les mesures d'humidités par les sondes TDR (cf. Figure 3-18 et Figure 3-24)

Tableau 3-16 : Pertes en eau par ruissellement (en litres) et percolation (en L.m^{-2}) lors du suivi en pente[1].

	Position			TOTAL
Côté	Amont	Milieu	Aval	
Droit	0,0	0,0	0,4	3,8
Gauche	0,0	0,3	0,5	4,3

[1] L'évaporation de l'eau en surface n'est pas prise en compte. Ce bilan a pour but d'estimer les quantités d'eau présentes dans le système [sol + volume piégé].



Le bilan des entrées et des pertes d'eau calculé (Tableau 3-17) montre une quantité d'eau restante dans le système légèrement plus élevée au milieu du dispositif pour les deux côtés du dispositif. La quantité d'eau restante dans le système est néanmoins comparable pour les trois positions du côté gauche du dispositif avec un différentiel de 0,3 L.m^{-2}. Le différentiel est plus important pour le côté droit avec un écart de 0,7 L.m^{-2} entre l'amont et le milieu du dispositif.

Si nos mesures nous permettent d'estimer le ruissellement global du dispositif (Tableau 3-16), nous n'avons pas pu quantifier la quantité provenant des zones tassées et celle provenant des zones non tassées. Néanmoins, nous souhaitons souligner que nos observations visuelles indiquent un ruissellement plus important des zones tassées par rapport aux zones non tassées.

Tableau 3-17 : Quantité d'eau apportée restant dans le système (Apport-drainage-ruissellement) pour chaque zone du dispositif (en L.m^{-2})[2].

	Position		
Côté	Amont	Milieu	Aval
Droit	6,9	7,6	7,1
Gauche	7,1	7,4	7,1

[2] Le calcul est réalisé en considérant que tout le ruissellement provient de l'ensemble du dispositif.

5.3. MESURES DES EMISSIONS DE N_2O

5.3.1. Intensité et dynamique des flux

Pour près de la moitié des mesures réalisées sur les différentes zones du dispositif au cours des 4 jours, les flux n'ont pas été supérieurs à la limite de détection (Figure 3-27). Les flux mesurés, compris entre 5,7 $gN.ha^{-1}.d^{-1}$ et 19 $gN.ha^{-1}.d^{-1}$ sont environ dix fois plus faibles que les observations sur la maquette en position horizontale.

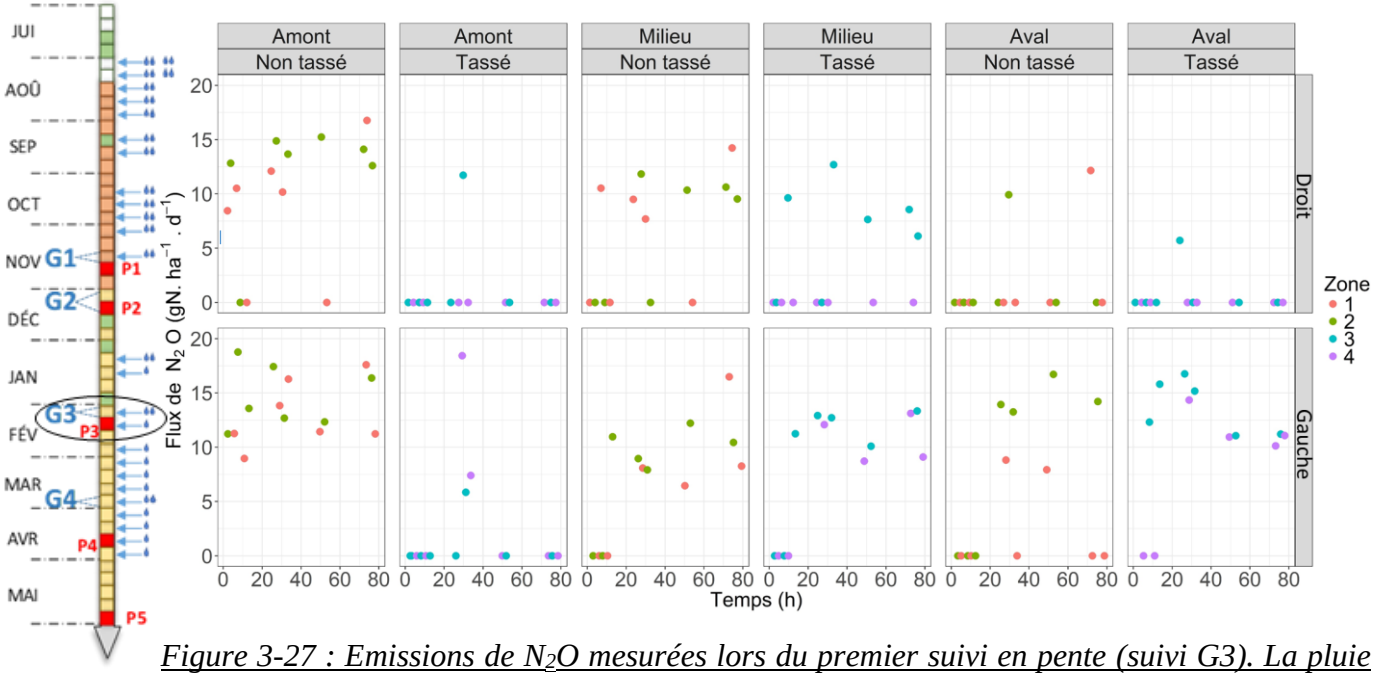


Figure 3-27 : Emissions de N_2O mesurées lors du premier suivi en pente (suivi G3). La pluie est réalisée au temps 0 h.

Les zones 1,2,3,4 de la légende distinguent les différents emplacements de mesures, présentés dans le paragraphe 2.1, pour chaque combinaison position x côté (AmG1, AmG2, etc.).

Les flux mesurés le premier jour sont significativement plus faibles que ceux mesurés les autres jours (Tableau 3-18). Ce résultat n'est plus significatif au seuil de 5 % lorsque seules les zones tassées sont étudiées, du fait du nombre important de flux sous le seuil de détection.

En revanche, les flux mesurés le premier jour pour les zones non tassées au milieu et en aval sont significativement plus faibles que ceux mesurés les autres jours, contrairement à ceux de la zone amont. Cette différence est cohérente avec un apport en eau plus faible en amont, et un ruissellement possible sur les zones milieu et aval non tassées.

Tableau 3-18 : Moyennes journalières des émissions de N_2O mesurées lors du suivi en pente (suivi G3) en gN.ha^{-1}.d^{-1}, écarts-types et coefficients de variations associés.*

Côté	Date	Moyenne Journalière	Ecart-Type	Coefficient de variation
Gauche + Droit	06/02/2018	3,22	6,08	1,89
	07/02/2018	7,92	6,30	0,79
	08/02/2018	5,88	5,91	1,01
	09/02/2018	8,26	6,87	0,83
Droit	06/02/2018	1,73	3,98	2,30
	07/02/2018	5,00	5,82	1,16
	08/02/2018	2,77	5,27	1,90
	09/02/2018	6,75	7,68	1,14
Gauche	06/02/2018	4,71	7,41	1,57
	07/02/2018	11,28	5,13	0,45
	08/02/2018	8,99	4,92	0,55
	09/02/2018	9,78	5,72	0,58

** Les calculs ont été réalisés sur l'ensemble du dispositif et sur chaque côté indépendamment.*

5.3.2. Variabilité des flux au sein du dispositif et rôle de l'état de compaction

Les coefficients de variation associés au moyennes journalières observées (Tableau 3-18) sont plus importants que lors du suivi sur la maquette en position horizontale. Il n'est pas rare que des coefficients de variation plus élevés soient associés à des émissions de N_2O peu intenses (Grossel et al., 2014).

Nos observations montrent des émissions moyennes significativement plus intenses pour les zones non tassées.

Les tests statistiques ne mettent pas d'effet pente en évidence pour l'ensemble du dispositif. En revanche, les émissions de la zone amont sont significativement plus fortes que celles des deux autres zones, lorsque seules les émissions des zones non tassées sont prises en compte.

Si le niveau de compaction a eu un effet significatif, celui-ci n'est pas plus important que la variabilité observée entre le bloc gauche et le bloc droit du dispositif expérimental. D'autres variables non mesurées ont donc joué un rôle important dans la variabilité spatiale des émissions observées.

5.4. MESURES DES EMISSIONS DE CO_2

Les flux de CO_2, mesurés en même temps que les flux de N_2O, sont présentés sur la Figure 3-28.

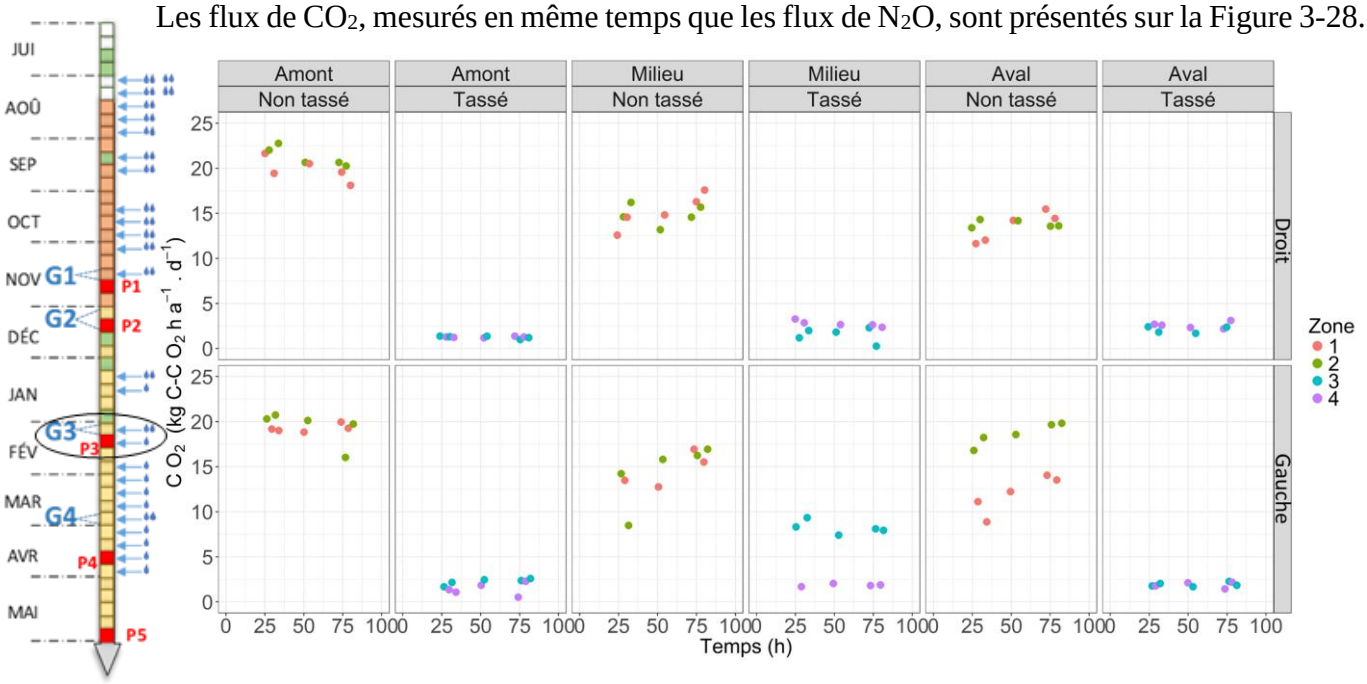


Figure 3-28 : Emissions de CO_2 mesurées lors du premier suivi en pente. La pluie est réalisée au temps 0 h.

Les zones 1,2,3,4 de la légende distinguent les différents emplacements de mesures, présentés dans le paragraphe 2.1, pour chaque combinaison position x côté (AmG1, AmG2, etc.).

Les flux de CO_2 moyens diffèrent significativement avec le niveau de tassement. La moyenne des émissions mesurées sur les zones non tassées est de 16,4 kgC-CO_2.ha^{-1}.d^{-1} et de 2,4 kgC-CO_2.ha^{-1}.d^{-1} pour les zones tassées, soit une diminution de 85,4 %.

La moyenne des émissions journalières de CO_2 mesurées au niveau des zones tassées sur le dispositif en pente est similaire à celle observée sur la maquette en position horizontale. Les émissions mesurées sur les zones non tassées ont, quant à elles, presque triplé par rapport aux mesures en l'absence de pente. Cette augmentation peut s'expliquer par le travail des zones non tassées, qui ont ainsi été aérées et dont la masse volumique est beaucoup plus faible lors du suivi en pente. La modification de l'architecture du réseau poral suite au travail du sol a également pu faciliter la diffusion du CO_2 vers l'atmosphère. Beare et al. (2009), qui ont comparé deux masses volumiques de 1,49 et 1,01 lors d'un essai au champ sur un limon argileux (33 % d'argile, 31 % de limon et 36 % de sable) ont observé que les émissions de CO_2 étaient maximales sur le sol non tassé pour des valeurs de WFPS de l'ordre de 45 %. Une activité microbienne aérobie importante à de faibles WFPS peut donc être envisagée.

5.5. ESSAIS PROSPECTIFS COMPLEMENTAIRES SUR LE DISPOSITIF EN PENTE

Les zones non tassées ayant un WFPS assez faible (<0,4), il était attendu que la production de N_2O serait limitée, en particulier la production par dénitrification. En revanche, comme nous l'avons présenté dans le chapitre 1, des émissions plus élevées au niveau des zones compactées que non compactées étaient attendues, en regard des observations disponibles dans la littérature (Beare et al., 2009, Balaine et al., 2013, Hamonts et al., 2013, Harrison-Kirk et al., 2015). Vu les résultats en tomographie qui montrent une faible connectivité à l'atmosphère, nous avons voulu voir si du N_2O était présent en profondeur. Nous avons donc réalisé des prélèvements de l'atmosphère du sol à 15 cm, dans le cadre d'un test prospectif.

Pour cela nous avons réalisé une pluie de trente minutes, laissé au sol vingt-quatre heures pour ressuyer, et effectué des prélèvements de gaz dans un vial à l'aide d'une canne pour chaque zone du dispositif. Les concentrations mesurées étaient comprises entre 800 et 2000 ppb (Tableau 3-19).

Nous avons ensuite réalisé 3 mesures de flux avec une fast-box reliée à un spectromètre laser infra-rouge à haute résolution spectrale juste après ces prélèvements de gaz. L'appareil peut mesurer en temps réel la concentration en N_2O au sein de la fast-box avec une grande précision, de l'ordre de 1 ppb. Le temps de concentration était de 15 mn.

Les flux étaient nuls au niveau de la partie tassée de la zone en aval, et très faibles (< 1 $gN.ha^{-1}.d^{-1}$) sur les parties non tassées au milieu et à l'aval du dispositif.

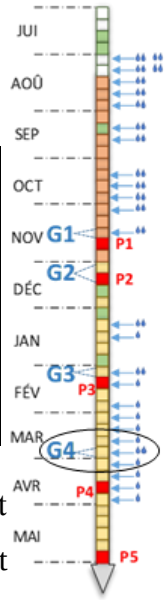


Tableau 3-19 : Mesures de gaz prélevé à 15 cm de profondeur (Suivi G4).

Zone de prélèvement		Pression gaz hPa	N_2O (ppb)	CO_2 (ppm)
Amont droit	Non tassé	4.34	806	2400
	Tassé	3.41	1630	5600
Milieu droit	Non tassé	3.34	1300	4700
	Tassé	3.3	833	3100
Aval droit	Non tassé	>5	1110	3400
	Tassé	3.2	2180	7400

A notre connaissance, peu d'études ont concerné le lien entre émissions en surface et concentration en N_2O dans les 30 premiers cm du sol. Néanmoins, les études réalisées montrent qu'il peut y avoir production de N_2O dans les 30 premiers cm de sol (Müller et al., 2004, Drewitt et Warland, 2007). De plus, les observations réalisées sur notre dispositif expérimental, avec des émissions en surface de l'ordre du $gN.ha^{-1}.d^{-1}$ pour des concentrations en N_2O mesurées à 15 cm de profondeur comprises entre 800 à 2000 ppb, soit de 0,8 à 2 $\mu L.L^{-1}$, sont cohérente avec les observations de Müller et al. (2004).

Toutefois, Les variations observées entre les différentes zones ne reflètent pas les variations au niveau des émissions gazeuses mesurées en surface.

6. BILAN AZOTE ET CARBONE DEPUIS LA CONSTRUCTION

6.1. CARBONE ORGANIQUE ET AZOTE TOTAL

Les teneurs en carbone organique (de l'ordre de de 9,5 $g.kg^{-1}$) et azote total (de l'ordre de 1 $g.kg^{-1}$), mesurées lors de la construction du dispositif et à la fin de l'ensemble des expérimentations (prélèvements P4) correspondent à des valeurs observables sur le terrain (Grossel et al., 2014). Les teneurs mesurées ne diffèrent pas significativement entre les zones tassées et les zones non tassées. En revanche elles diminuent significativement entre le moment de la construction du dispositif et la fin des expérimentations (Figure 3-29).

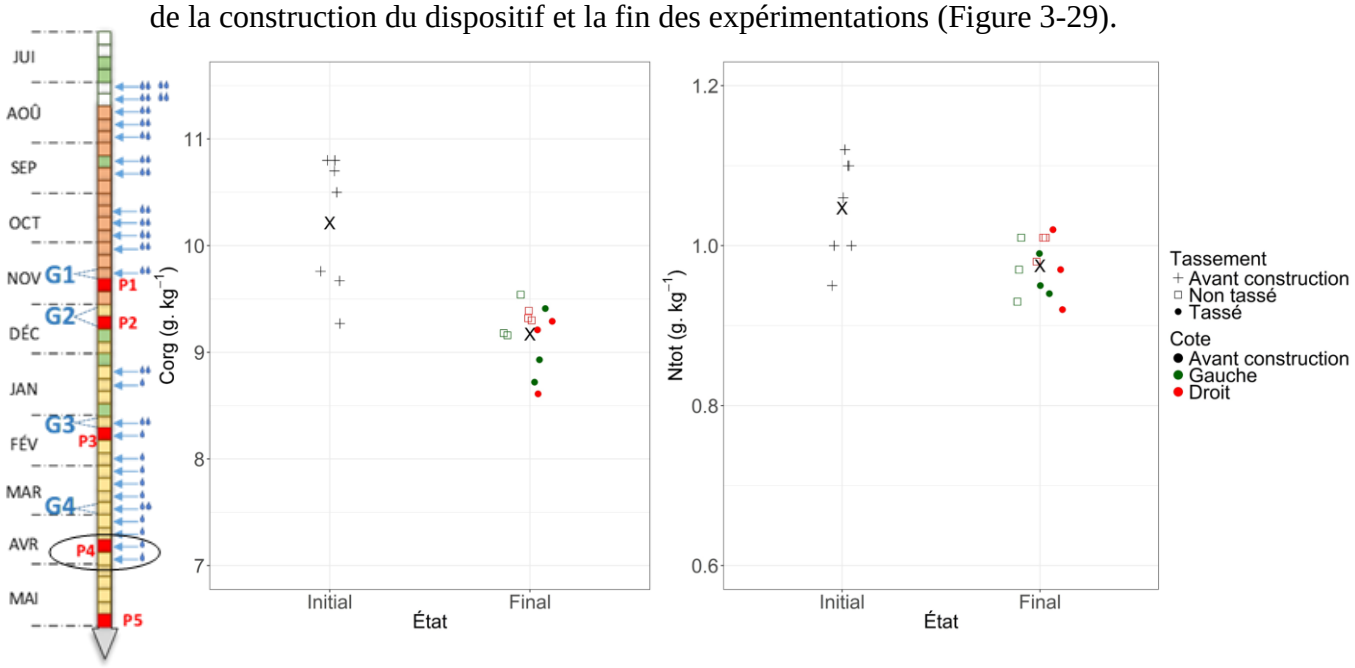


Figure 3-29 : Evolution des teneurs en carbone organique et azote total entre la construction du dispositif et la fin des expérimentations (18 avril 2018, prélèvements P4).

X représente la moyenne des valeurs représentées. Le décalage horizontal des points à une position donnée a pour but de faciliter la lecture des mesures et n'a pas de signification spécifique.

Les teneurs en azote total diminuent en moyenne de 1,05 ± 0,065 $g.kg^{-1}$ de sol sec à 0,975 ± 0,034 $g.kg^{-1}$, soit une diminution moyenne de 75 ± 72 $mg.kg^{-1}$sol sec. Cette valeur, en regard de la concentration moyenne finale en nitrates (108 $mg.kg^{-1}$) n'est pas négligeable.

Les teneurs en carbone organique diminuent de 10,21 ± 63,2 $g.kg^{-1}$ à 9,17 ± 28,15 $g.kg^{-1}$ soit un différentiel de 1,04 ± 0,69 $g.kg^{-1}$. Cette diminution n'est pas négligeable : pour comparaison,

les émissions de CO_2 cumulées, calculées en extrapolant les mesures réalisées lors des deux suivis, représentent moins de 10 % de cette quantité de carbone organique.

6.2. BILAN AZOTE DEPUIS LA CONSTRUCTION DU DISPOSITIF

Pour expliquer la diminution de la teneur en azote totale de 75 mgN.kg^{-1}sol sec (Figure 3-29), nous avons cherché à estimer les pertes en azote au cours de l'expérimentation, de la construction du dispositif expérimental jusqu'à la date de réalisation des prélèvements utilisés pour doser les teneurs en carbone organique et azote total.

Les pertes d'azote en solution lors des deux suivis présentés précédemment ont été estimées à partir des concentrations moyennes en azote minéral mesurées et de la quantité d'eau totale prélevée lors de chaque suivi (Tableau 3-20). Notons que l'eau de pluie utilisée pour ce suivi expérimental a une faible concentration en azote minéral (0,86 mgN-NO3.kg^{-1} et 0,11 mgN-NH4.kg^{-1}, en moyenne).

Ces résultats montrent que l'eau de ruissellement prélevée lors d'un épisode pluvieux s'est enrichie en nitrates au cours de cet évènement et ce malgré l'absence de fertilisation du dispositif. Cette augmentation de la concentration en nitrates a été observée à la fois lors de l'essai en position horizontale et lors du suivi en pente. La teneur en nitrates contenue dans les eaux de ruissellement est toutefois beaucoup plus élevée lors du suivi en pente.

La concentration en NH_4^+ ne varie pas significativement lors du ruissellement. Les teneurs en nitrites mesurées dans les eaux de ruissellement sont nulles.

Tableau 3-20 : Bilan des pertes en eau et en azote lors du suivi en position horizontale et du suivi en pente.

Pertes	Position : horizontale			Position : en pente		
	Ruissellement	Drainage	Total (mgN)	Ruissellement	Drainage	Total (mgN)
Eau (l)	9,5	19,6		8,1	2,0	
NO_3 (mg.l^{-1})	79,81	526,75	$11,1.10^3$	350,30	727,76	$4,29.10^3$
NH_4 (mg.l^{-1})	0,06	0,06	1,7	0,12	0,38	1,73
NO_2 (mg.l^{-1})	0	0,13	2,6	0	0,016	0,032
N_2O (mg.l^{-1})	0	0,56	11,2	0	$4,5.10^{-4}$	$9,0.10^{-4}$
N total (mgN)	$11,1.10^3$			$4,29.10^3$		

En faisant l'hypothèse que les pertes d'azote en solution lors de chaque évènement pluvieux en dehors de la période de construction étaient les mêmes que celles estimées pour chaque suivi,

le total des pertes d'azote en solution s'élève à $1{,}08.10^5$ mgN pour l'ensemble de la maquette, soit une perte de de 29,8 $mgN.kg^{-1}$ sol sec.
A ces pertes s'ajoutent l'azote dissous dans le volume d'eau potentiellement piégée dans le dispositif expérimental, non pris en compte dans le calcul précédent.

Pour évaluer la quantité d'azote associée à ce volume, nous faisons l'hypothèse que chaque évènement pluvieux a entrainé l'apparition d'un volume d'eau stockée dans le dispositif égal au volume présenté précédemment (§1.5), de 15,2 L en position horizontale et 0,5 L en pente. En considérant que la teneur en azote minéral dans cette eau stockée est la même que celle de l'eau percolée prélevée, la quantité d'azote potentiellement stockée dans le double fond du dispositif s'élève à 16,2 $mgN.kg^{-1}$ sol sec.

Enfin, il convient d'ajouter les pertes d'azote sous forme de N_2O estimées à 3,6 $mgN.kg^{-1}$. Cette estimation est réalisée en extrapolant les émissions effectivement mesurées sur le dispositif.

A noter que dans ce bilan, nous n'avons pas pris en compte les pertes sous forme de N_2 car nous ne possédons pas de mesure de ces émissions. Nous avons également considéré que les 4 premières pluies réalisées lors de la construction, pour lesquelles nous n'avons pas observé de pertes en eau, n'ont pas entrainé de pertes en azote minéral dissous.
Enfin, nous avons utilisé les teneurs en azote dissous mesurées dans les eaux de percolation du dispositif à plat. Or ces eaux peuvent avoir été stockées un certain temps dans le double fond du dispositif et les espèces azotées en solution peuvent avoir évolué dans cet espace.

Nos mesures nous permettent ainsi d'estimer une perte en azote de l'ordre de 49,6 $mgN.kg^{-1}$.
Cette valeur de l'ordre de 50 $mgN.kg^{-1}$ est du même ordre de grandeur que les pertes en azote total de 75 $gN.kg^{-1}$ observées (§6.1, Figure 3-29). Tout en gardant en tête les incertitudes liées aux différentes hypothèses de calcul et celles liées aux mesures, ce bilan nous permet de faire l'hypothèse que la diminution de la teneur en azote total est essentiellement due aux pertes en nitrates dans les eaux sortant du système.

7. DISCUSSION

Rappelons à nouveau que la présence d'une pente n'est pas la seule modification entre le dispositif en position horizontale et le dispositif en pente. Les zones non tassées ont été retravaillées avant les expérimentations sur le dispositif en pente. De plus, du fait de pluies intermédiaires et du temps écoulé, la structure du sol des zones tassées et les communautés bactériennes ont pu évoluer. De fait, les différences observées entre les deux périodes ne sont pas nécessairement dues à la mise en pente du dispositif, et cette partie s'attachera à proposer des hypothèses pour expliquer les évolutions observées.

Les résultats obtenus font émerger un certain nombre de singularités non attendues qui posent question.

Tout d'abord, les émissions de N_2O mesurées sur la maquette en pente sont près de dix fois plus faibles que celles mesurées sur la maquette en position horizontale. Une différence significative est observée entre les zones tassées et non tassées lors du suivi en pente mais la distribution des flux de N_2O au sein de la maquette ne suit pas la répartition des zones tassées et non tassées, contrairement à nos attentes.

Par ailleurs, la concentration en nitrates mesurée dans le sol à la fin des expérimentations en pente est très importante, alors qu'aucun apport en nitrates n'a été réalisé au cours de l'expérimentation.

Enfin, une déconnexion entre les flux de CO_2 et les flux de N_2O est observée, la variabilité des flux de CO_2 étant liée à la répartition des zones tassées et non tassées au sein du dispositif.

La diminution du carbone organique, l'accumulation importante de nitrates dans le sol et les eaux sortant du système, associées à de faibles émissions de N_2O, semblent indiquer un fort taux de minéralisation dans le sol ainsi que des micro-organismes nitrifiants, producteurs de nitrates, actifs. L'accumulation des nitrates peut être liée à l'absence de plantes consommatrices d'une part, mais aussi à une activité dénitrifiante réduite. Les conditions d'humidité et de température au cours de l'expérimentations étaient favorables à la minéralisation (Sierra et al., 2015). Le sol utilisé est un sol reconstitué, tamisé à 1 cm. Si le tamisage peut favoriser une minéralisation importante par la fragmentation des agrégats protégeant initialement la matière organique, dans notre cas la perturbation n'a vraisemblablement pas été suffisamment importante pour impacter le taux de minéralisation (Oorts et al., 2006, Curtin et al., 2014). La faible quantité d'ammonium dosée dans le sol ne nous permet pas de corroborer l'hypothèse

d'une forte minéralisation. Néanmoins, les dosages d'azote minéral étant réalisés plusieurs jours après la pluie, la faible teneur en ammonium n'exclut pas l'hypothèse d'une forte minéralisation, l'ammonium formé ayant pu être oxydé par nitrification avant la réalisation des prélèvements (Azam et al., 2004).

Les différences observées en termes d'intensité et de dynamique vis-à-vis des émissions de N_2O entre le suivi en pente et le suivi en position horizontale au niveau des zones non tassées n'est pas surprenante, ces dernières ayant été retravaillées et les teneurs en eau associées mesurées étant significativement plus faibles sur les zones non tassées du dispositif en pente et propices à la nitrification.
Concernant les zones tassées en revanche, si les mesures d'humidité dans la couche superficielle (1-6 cm) ne montrent pas de différence significative entre le dispositif en position horizontale et le dispositif en pente, les mesures réalisées à 15 et 28 cm de profondeur montrent des teneurs en eau plus faibles sur le dispositif en pente. Les valeurs de WFPS associées à ces teneurs en eau, de l'ordre de 60-65 %, correspondent aux valeurs seuils à partir desquelles l'activité nitrifiante diminue, tandis que la dénitrification augmente (Linn et Doran, 1984).
Malgré cette différence, les mesures des tensiomètres en zones tassées à 7 cm et 15 cm de profondeur ne montrent pas de fonctionnement différencié vis-à-vis de la composante hydrique. A cela s'ajoutent les éléments obtenus par l'analyse des images de tomographie qui montrent une couche très peu poreuse en surface (1-6 cm) et un réseau poral peu connecté et selon une direction plutôt horizontale.
L'hypothèse d'une couche fine très compacte, peu poreuse et peu connectée en surface pourrait expliquer l'apparent décalage entre les valeurs de WFPS mesurées – qui seraient propices à la production de N_2O par dénitrification - et les émissions observées en surface.

Le potentiel matriciel est identifié dans plusieurs publications comme un meilleur paramètre que le WFPS pour expliquer les émissions de N_2O, que ce soit par une relation empirique directe ou en l'utilisant d'abord pour calculer le coefficient de diffusion du gaz (Deepagoda et al., 2012, van der Weerden et al., 2012, Balaine et al., 2013). Néanmoins, nos analyses n'ont pas révélé de relation significative entre le potentiel matriciel et les émissions de N_2O mesurées.
Cela pourrait témoigner d'une forte variabilité du potentiel matriciel sur de courtes distances, ou bien du contrôle prépondérant joué par la structure des 5 premiers centimètres du sol (le potentiel matriciel étant mesuré à partir de 7 cm) qui impacteraient fortement la répartition des microsites producteurs de N_2O et la dynamique de diffusion du gaz.

Néanmoins, si une variabilité des émissions de N_2O est observée entre les différents emplacements de mesures sur zones tassées, cette variabilité ne transparait pas sur les émissions de CO_2 mesurées. Cela tend à contredire une interprétation de cette variabilité uniquement basée sur des variations de la capacité du gaz à diffuser dans le profil de sol.

Une hypothèse envisageable est que la structure très peu connectée des zones tassées entraine la formation de microsites réducteurs isolés et peu nombreux. Le métabolisme des micro-organismes qui s'y sont développés depuis la création de la maquette a pu entrainer une diminution de la disponibilité en substrat dans leur milieu, limitant ainsi l'activité dénitrifiante hétérotrophe, sans que cela soit visible à l'échelle des prélèvements réalisés (taille de l'échantillon incompatible, représentativité des prélèvements limitée). L'étude d'Ebrahimi et Or (2018) a par exemple montré que pour une même teneur en carbone, la localisation du carbone dans le sol à l'échelle microscopique pouvait jouer sur les émissions de N_2O sans nécessairement affecter les émissions de CO_2 mesurées.

CONCLUSION

Le but de cette expérimentation était d'une part de **concevoir un dispositif permettant l'acquisition de données spatialisées en conditions finement contrôlées,** à une échelle intermédiaire entre le cylindre de sol et la parcelle au champ, et d'autre part de **caractériser le rôle de l'état de compaction du sol dans la variabilité spatiale des émissions de N_2O**.

Dans cette expérimentation, **la variabilité des émissions de N_2O dans le dispositif en pente s'est avérée n'être que peu corrélée au niveau de compaction du sol**. De plus, les émissions de N_2O mesurées sur les zones les plus compactées étaient plus faibles que ce qui était attendu. Concernant la création d'un dispositif expérimental permettant l'étude spatialisée des émissions de N_2O, cette première tentative souligne la difficulté de contrôler la masse volumique du système à cette échelle.

Nous avons proposé 2 hypothèses pour expliquer les émissions de N_2O observées :

- En nous appuyant sur les WFPS calculés à trois profondeurs, nous faisons l'hypothèse que **les conditions d'humidité n'étaient favorables à une production de N_2O par dénitrification qu'en surface** (1-6 cm), et non dans l'ensemble du profil de sol.
- Une autre hypothèse est **la nature antagoniste des processus mis en jeu, l'état de compaction affectant à la fois le statut d'aération du sol, la capacité du gaz à diffuser vers l'atmosphère et l'accessibilité des micro-organismes nitrifiant et dénitrifiant au substrat (azoté et carboné) nécessaire à leur métabolisme**. Des conditions d'oxygénation favorables à la production de N_2O en zones tassées pourraient être contrebalancées par une disponibilité du substrat limitée et une plus faible diffusion du gaz dans le profil de sol.

Notons également que la présence de zones plus ou moins émettrices sans relation forte avec le niveau de compaction ainsi que la forte variabilité observée entre des positions supposées homogènes laisse penser que **certaines hétérogénéités non mesurées ont eu une influence importante sur le comportement des micro-organismes**. Une caractérisation plus poussée du rôle de l'état de compaction du sol sur les émissions de N_2O à notre échelle d'étude pourrait nécessiter à la fois une résolution de mesures plus fine, et une caractérisation 3D de la microstructure du sol à une plus haute résolution que celle employée.

Si nous n'avons pas mis en évidence d'effet significatif de la pente sur les émissions de N_2O lorsque l'ensemble du dispositif est observé, nous avons observé des différences entre les zones non tassées en amont du dispositif et celles au milieu et en aval. **Les intensités des émissions de N_2O mesurées en amont étaient plus fortes et les flux sont restés stables** au cours des quatre jours suivant l'épisode pluvieux. Les émissions de N_2O observées sur les autres zones du dispositif étaient, elles, plus faibles le premier jour. **Nous faisons l'hypothèse que les différences observées sont dues à la fois à la quantité d'eau plus faible apportée par le simulateur de pluie en amont et au ruissellement qui entraine un apport d'eau supplémentaire sur les zones non tassées au milieu et en aval du dispositif, impactant la dynamique d'émission.**

Afin de discuter de la pertinence de nos hypothèses, nous allons utiliser une approche par modélisation. Le modèle développé nous permettra également d'évaluer les émissions qui pourraient être attendues suite à des évènements pluvieux plus intenses.

Chapitre 4

Formalisation des processus et de leurs interactions à l'échelle macroscopique dans un système spatial : simulations numériques

INTRODUCTION ET OBJECTIFS

A notre connaissance, il existe peu de modèle permettant de simuler les émissions de N_2O de manière à la fois spatialisée et dynamique et ceux-ci sont récents (Haas et al., 2013, Liu et al., 2018). Les modèles existants fonctionnent à un pas de temps journalier et à des résolutions spatiales supérieures à 100 m².

NOE_{GTE} est un modèle développé sur des cylindres de sol qui simule les émissions de N_2O à un pas de temps temporel très fin (inférieur à la minute). Le modèle couple un module de production de N_2O à un module de diffusion du gaz au sein du cylindre de sol et tient compte de l'équilibre gaz/liquide (Rabot et al., 2015a). Il a été développé dans des conditions très favorables à la dénitrification.

$NOE_{PREDIHR}$ (**Pr**oduction, **E**quilibre, **Di**ffusion, **H**ydro, **R**uissellement) a été développé au cours de ce travail dans l'optique d'adapter NOE_{GTE} à un contexte de production de N_2O plus large d'une part, et d'autre part afin de simuler la variabilité spatiale des émissions à une résolution de l'ordre du m².

Les objectifs de ce chapitre sont les suivants :

- Objectif 1 : Implémenter le **modèle $NOE_{PREDIHR}$** qui s'appuie sur un **module hydrique** et les propositions de NOE_{GTE} (**production et transport du N_2O**) ainsi qu'implémenter la production de N_2O via le processus de nitrification
- Objectif 2 : Relever les hypothèses pouvant **expliquer les émissions observées sur le dispositif expérimental** lors du suivi en pente en calant le modèle sur les données mesurées
- Objectif 3 : Tester différents scénarios de pluie pour **discuter des évolutions de hiérarchie entre les processus impliqués** dans les émissions de N_2O.

Le travail de modélisation présenté dans ce chapitre a fait l'objet d'une présentation orale présentée à une conférence internationale, l'« International Soil Modelling Consortium », à Wageningen en novembre 2018.

L'Annexe 4 regroupe les principales équations du modèle et les valeurs des différents paramètres utilisés.

1. CONCEPTION DU MODELE : FONCTIONNEMENT ET FORMALISMES

Cette partie s'attache à expliquer le fonctionnement général du modèle et à préciser le formalisme utilisé pour simuler les principaux processus représentés.

Le modèle proposé modélise la production de N_2O à travers les processus de nitrification et de dénitrification à plusieurs profondeurs dans le sol. Il décrit les transferts gazeux et hydriques en 1D, verticalement. Il connecte entre elles des zones de caractéristiques différenciées (masse volumique, teneur en azote, etc.), via le facteur hydrique à travers le ruissellement (Figure 4-1). Le modèle tient compte de l'équilibre gaz-liquide du N_2O, de la diffusion du N_2O dans le profil de sol et de l'évolution des teneurs en nitrates et en ammonium au cours des simulations.

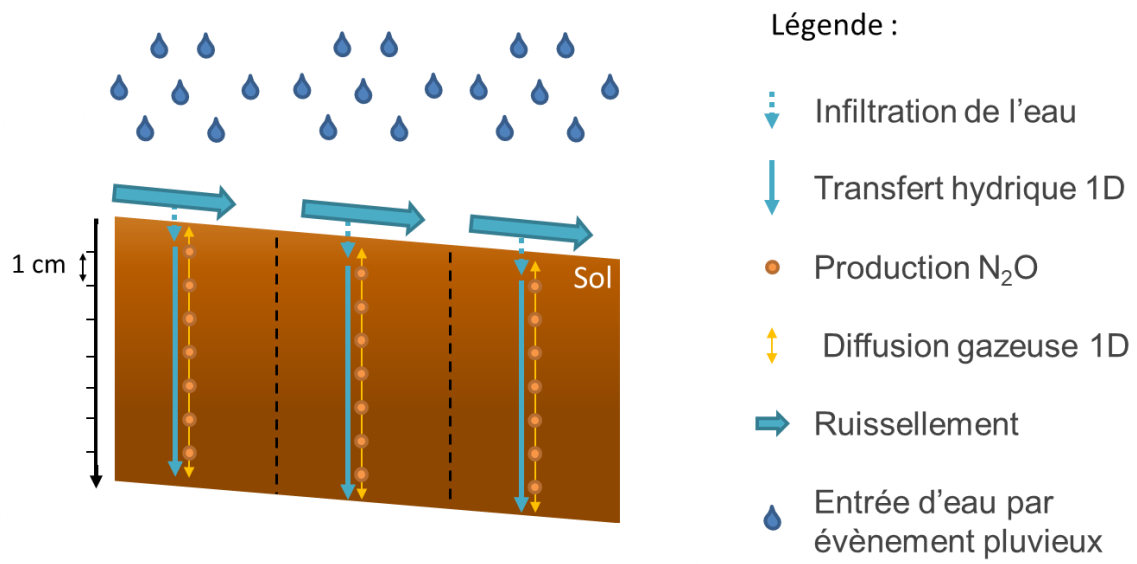


Figure 4-1: Représentation schématique du fonctionnement du modèle

Le profil de sol est discrétisé en sous-couches d'1 cm permettant de paramétrer finement des profils non homogènes.

Le modèle a été implémenté en FORTRAN 90 sur la plateforme INRA Sol Virtuel (VSOIL). Cet outil permet la modélisation des différents processus du sol et leurs interactions en facilitant le couplage de plusieurs modèles (Lafolie et al., 2014).

1.1. FORMALISME DE LA DYNAMIQUE HYDRIQUE

1.1.1. Ruissellement et spatialisation

NOE$_{PREDiHR}$ simule le ruissellement de manière dynamique (Figure 4-2).

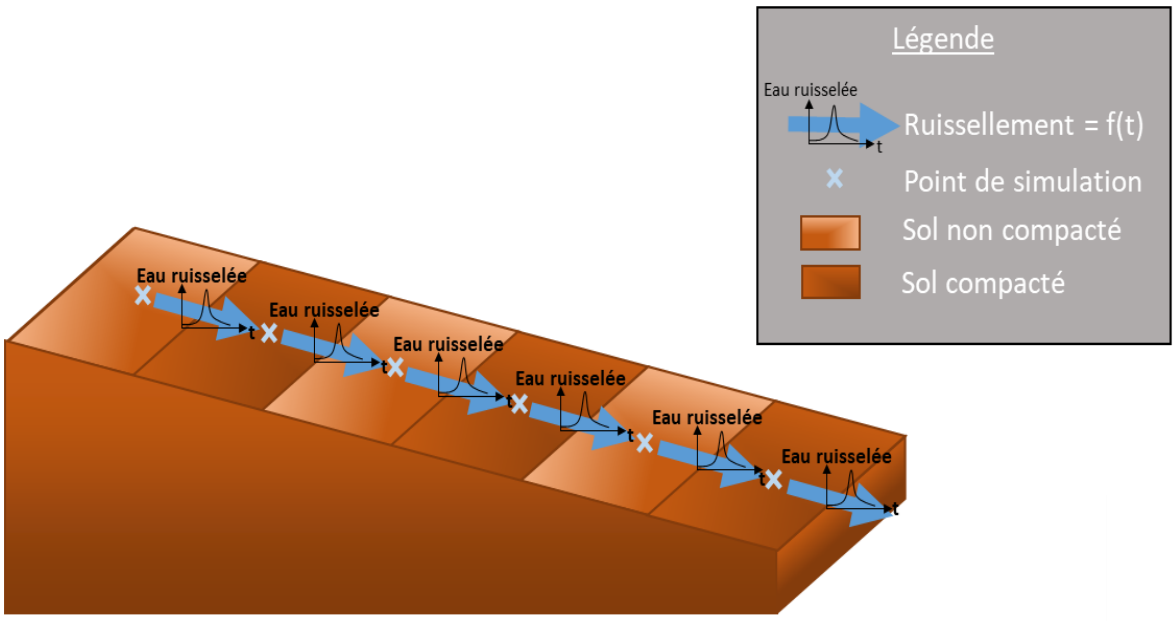


Figure 4-2: Représentation du ruissellement dans le modèle.

La simulation du ruissellement se fait en deux temps. Dans un premier temps, NOE$_{PREDiHR}$ simule une dynamique de ruissellement via le calcul d'un refus d'eau dans le profil en 1D, selon la représentation proposée par PASTIS (Lafolie, 1991, Garnier et al., 2003) qui prend en compte les propriétés hydrodynamiques du sol et la pente associée, renseignées par l'utilisateur.

A chaque pas de temps dt, un bilan est réalisé entre la quantité d'eau apportée et la quantité d'eau qui s'infiltre dans le profil de sol. La quantité d'eau restante, constituant le refus à l'infiltration, représente la quantité d'eau ruisselée. Le modèle considère que l'eau de ruissellement occupe une portion β de la surface de sol total. β = 1 lorsque la pente est nulle. Lorsque la pente est non nulle, la valeur de β est constante et fixée par l'utilisateur. Elle est arbitrairement fixée à 0,8 dans notre cas.

Cette dynamique de ruissellement est ensuite utilisée comme donnée d'entrée pour une simulation réalisée sur un emplacement plus en aval de pente.

Ainsi le couplage selon la direction de pente et les interactions dynamiques entre le ruissellement et les transferts dans le profil de sol définissent NOE$_{PREDiHR}$ comme un modèle 2D.

Le modèle dans sa forme actuelle, utilisée sur la plateforme Sol Virtuel, n'est donc pas un modèle spatialisé à proprement parler puisque les flux latéraux ne sont possibles qu'en surface et dans une direction. Il permet néanmoins d'intégrer des interactions spatiales sur un pas de temps très fin et est adapté à nos conditions expérimentales. Plus généralement, il est adapté à toute situation où une surface de sol peut être raisonnablement définie comme une succession de mailles homogènes à plat ou distribuées dans une seule direction de pente, ce qui correspond à des simulations à des échelles sub-parcellaires.

1.1.2. Dynamique hydrique au sein du profil de sol

La dynamique hydrique en 1D respecte le formalisme de PASTIS. Les propriétés hydrodynamiques du profil de sol sont représentées via les fonctions de Van Genuchten – Mualem (Mualem, 1976, Van Genuchten, 1980) sous leur forme unimodale (Dettmann et al., 2014).

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1+(\alpha h)^n)^m} \quad (1)$$

$$S_e(h) = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \frac{1}{(1+(\alpha h)^n)^m} \quad (2)$$

$$K(\theta) = K_S S_e^{0,5} \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}}\right)^m\right]^2 \quad (3)$$

Avec h (cm) la pression d'eau, θ, θ_s et θ_r les teneurs en eau volumique à l'instant t, à saturation et résiduelle, respectivement. S_e est l'état de saturation effectif de l'échantillon de sol étudié. α, n et m sont des paramètres empiriques avec m = 1-1/n.

La modélisation du flux hydrique répond aux équations de Richards qui obéissent à la loi de Darcy généralisée. La résolution des équations différentielles est réalisée via un schéma implicite de Crank-Nicholson.

La condition à la limite supérieure est du type Neuman avec un flux d'eau en surface défini à partir des observations expérimentales.

Une condition de drainage libre est imposée à la limite inférieure.

1.2. PRODUCTION ET REDUCTION DU N_2O AU SEIN DU PROFIL DE SOL

La production de N_2O est simulée selon un formalisme basé sur le modèle NOE (Hénault et al., 2005) et tient compte de modifications apportées par Bessou et al. (2010) et par Rabot et al. (2015a) dans NOE_{GTE}. $NOE_{PREDiHR}$ simule la production de N_2O dans une configuration 1D et distingue le gaz produit par dénitrification et le gaz produit par nitrification.

1.2.1. Processus associés à la dénitrification

$NOE_{PREDiHR}$ simule l'activité dénitrifiante selon le formalisme de NOE (équation 1), la dénitrification effective résultant du produit entre un potentiel maximal de dénitrification (D_p) et des fonctions limitantes (F_i) adimensionnelles représentant la réponse de la dénitrification à trois principaux facteurs environnementaux : la teneur en azote (F_N), la teneur en eau (F_W) et la température (F_T) et définies par (Hénault et al., 2005).

$NOE_{PREDiHR}$ distingue la quantité de N_2O produite par dénitrification ($N_2O_{denit,prod}$) - qu'il considère égale à la dénitrification effective (équation 4) - et la quantité de N_2O réduite par dénitrification ($N_2O_{denit,red}$). Celle-ci est représentée par une proportion de l'azote dénitrifié qui évolue linéairement en fonction de l'aération du milieu. Cette évolution est estimée par la fonction G_{O2} (équations 5 et 6), fonction du WFPS, proposée par Bessou et al. (2010).

$$N_2O_{denit,prod} = D_P.F_N.F_W.F_T \quad (4)$$

$$N_2O_{denit,red} = N_2O_{denit,prod}.(1\text{-}r_{max}.G_{O2}) \quad (5)$$

$$G_{O2} = 1 - 2{,}05.\max(WFPS - WFPSs) \quad (6)$$

Avec r_{max} le ratio maximal de N_2O accumulé sur la quantité de nitrates dénitrifiée, et $WFPS_s$ la valeur de WFPS seuil à partir de laquelle le modèle simule une activité dénitrifiante. Les paramètres D_p et r_{max} peuvent être évalués expérimentalement selon les procédures présentées par (Hénault et al., 2005). Notons que la fonction F_w est une fonction du $WFPS$ et dépend de fait de l'état de compaction du milieu (équation 7).

$$\begin{cases} WFPS < WFPSs,\ F_W = 0 \\ WFPS \geq WFPSs,\ F_W = \left[\frac{WFPSs}{1-WFPSs}\right]^{1.74} \end{cases} \quad (7)$$

Dans nos simulations, $WFPS_s$ = 0,62.

1.2.2. Processus associés à la nitrification

La quantité de N_2O produit par nitrification (N_2O_{nit}, kgN.ha^{-1}.d^{-1}) est estimée par $NOE_{PREDiHR}$ à partir de NOE et de modifications proposées par Bessou et al. (2010). Ainsi, la quantité de N_2O produite est une proportion de l'activité nitrifiante (équation 8) qui évolue en fonction de l'aération du sol (équation 9). Considérant que la réduction du N_2O n'est réalisée que lors de la dénitrification, $NOE_{PREDiHR}$ ne tient pas compte de cette réduction au niveau du processus de nitrification.

$$N_{eff} = N_p.f_A.f_T.\min(f_W,f_{O2}) \quad (8)$$

$$N_2O_{nit} = N_{eff}.z_0.g_{o2} \quad (9)$$

N_{eff} est le taux de nitrification effectif, N_p le taux de nitrification potentiel maximal, f_A et f_T sont les fonctions limitantes (f_i) adimensionnelles, représentant la réponse de la nitrification à la teneur en ammonium (f_A) et à la température (f_T) définis selon le formalisme de NOE. f_w et f_{O2} représentent les réponses antagonistes de la nitrification à la teneur en eau dans le milieu, favorisant l'activité bactérienne jusqu'à un certain point, et la disponibilité en O_2. Ces fonctions sont définies par Bessou et al. (2010).

z_0 représente la proportion de N_2O émis par l'activité nitrifiante pour des teneurs en eau inférieures à 0,62. Considérant qu'un milieu plus réducteur favorise la formation de N_2O, cette proportion augmente lorsque la teneur en dioxygène diminue, selon la fonction réponse g_{O2} proposée par Bessou et al. (2010) (équation 10).

$$g_{o_2} = \frac{0{,}4.WFPS - 1{,}04}{WFPS - 1{,}04} \quad (10)$$

1.3. DIFFUSION DU N_2O AU SEIN DU PROFIL DE SOL, EQUILIBRE ET REDUCTION ASSOCIES

1.3.1. Equilibre gaz-liquide

L'équilibre gaz-liquide est calculé à chaque pas de temps en considérant un équilibre instantané. Cet équilibre se base sur la loi de Henry (équation 11) :

$$C_{aq} = Hp \quad (11)$$

Avec C_{aq} la concentration en N_2O dissout dans la phase aqueuse (mol.l^{-1}), H la constante de Henry pour le N_2O à une température donnée (mol.m^{-3}.Pa^{-1}) et p la pression partielle en N_2O dans la phase gazeuse.

1.3.2. Transfert dans le profil de sol

Le transfert de N_2O dans le sol est modélisé selon le formalisme proposé par Cannavo et al. (2006). La diffusion du N_2O dans le sol est modélisée en utilisant la loi de diffusion de Fick en une dimension (équation 12). L'équation est résolue par un schéma différentiel implicite.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left(D_s \frac{\partial C}{\partial x}\right) \quad (12)$$

Avec C la concentration en N_2O en phase gazeuse, t le temps, x la coordonnée verticale au sein du profil de sol, et D_s le coefficient de diffusion du gaz dans le sol.

Le coefficient de diffusion (équation 13) est modélisé à partir du modèle de Moldrup et al. (2013) pour des échantillons remaniés (C_m=1). Ce formalisme a été comparé par ses auteurs à d'autres modèles fréquemment utilisés et a été évalué comme celui représentant le mieux leurs mesures expérimentales.

$$\frac{D_s}{D_0} = \varepsilon^{(1+C_m\Phi)}\left(\frac{\varepsilon}{\Phi}\right) \quad (13)$$

Avec D_s le coefficient de diffusion du gaz dans le sol, D_0 le coefficient de diffusion du gaz dans l'air, ε la porosité remplie d'air et Φ la porosité totale. L'effet de la structure du sol est reflété par les valeurs de Φ et ε. Dans ce modèle, la structure du sol a donc un effet direct sur le coefficient de diffusion du gaz dans le sol.

Le coefficient de dispersion à l'instant t, *Disp* ($m^2.s^{-1}$), est calculé à chaque nœud du profil de sol. Ce coefficient dépend de la teneur en eau dans le sol (équations 14 et 15).

$$Disp = d.v + \underline{Ds} \quad (14)$$

$$v = \left|\frac{q_{air}}{\varepsilon}\right| \quad (15)$$

Avec d le coefficient de dispersion dans l'air en m, v la vélocité du gaz en $m.s^{-1}$, Ds le coefficient de diffusion formalisé à l'équation 10 et q_{air} le flux d'air en $m.s^{-1}$. Le terme $d.v$ correspond donc à la partie convective du coefficient de dispersion $Disp$.

1.3.3. Conditions aux limites

La concentration en N_2O à la limite supérieure est considérée comme constante et égale à la concentration atmosphérique. Une condition de flux nul est imposée à la limite inférieure (pas de fuite de N_2O gazeux à la base du système).

1.4. EVOLUTION DES TENEURS EN AZOTE MINERAL

1.4.1. Spéciation de l'azote minéral

$NOE_{PREDiHR}$ simule la production et la consommation de l'ammonium et des nitrates.

Les processus impactant la spéciation de l'azote minéral représenté dans $NOE_{PREDiHR}$ sont la minéralisation, la dénitrification et la nitrification (éq. 16, 17 et 18). La minéralisation est représentée par un taux de minéralisation constant non limitant. Cela est cohérent dans un hall expérimental à température contrôlée sur une période courte de quelques jours.

$$qNH_4(t+1) = qNH_4(t) + qN_{min}(dt) - qN_{nit}(dt) \quad (16)$$

$$qNO_3(t+1) = qNO3(t) + qN_{nit}(dt) - qN_{denit}(dt) \quad (17)$$

$$qN_{min}(dt) = M.dt \; ; \; qN_{nit}(dt) = N_{eff}.dt \; ; \; N_{denit}(dt) = D_{eff}.dt \quad (18)$$

avec $qN_{min}(dt)$, $qN_{nit}(dt)$ et $qN_{denit}(dt)$ la quantité d'azote respectivement minéralisé, nitrifié et dénitrifié pendant le laps de temps dt. N_{eff} et D_{eff}, les taux de nitrification et dénitrification effectifs présentés aux équations (1.b) et (3.d). M est une constante, représentant un taux de minéralisation non limitant.

1.4.2. Transport de l'azote en solution

Le transport de l'azote en solution (nitrates, ammonium) est réalisé selon l'hypothèse d'équilibre local (local equilibrium assumption, LEA) telle que formalisée dans PASTIS (Lafolie, 1991). Le processus représenté prend en compte la diffusion et la dispersion des solutés dans la solution du sol et les équations différentielles associées sont résolues selon un schéma implicite.

Le flux de soluté appliqué en surface, utilisé pour résoudre la condition de troisième type à la limite supérieure, est considéré nul. Une condition de drainage libre est utilisée à la limite inférieure.

2. APPLICATION DU MODELE SUR LE DISPOSITIF EXPERIMENTAL

Nous allons ici appliquer le modèle sur le dispositif expérimental. Nous allons comparer les simulations aux observations réalisées lors du suivi des émissions de N_2O sur le dispositif en pente réalisé mi-février 2018 (suivi G3 ; Figure 4-3).

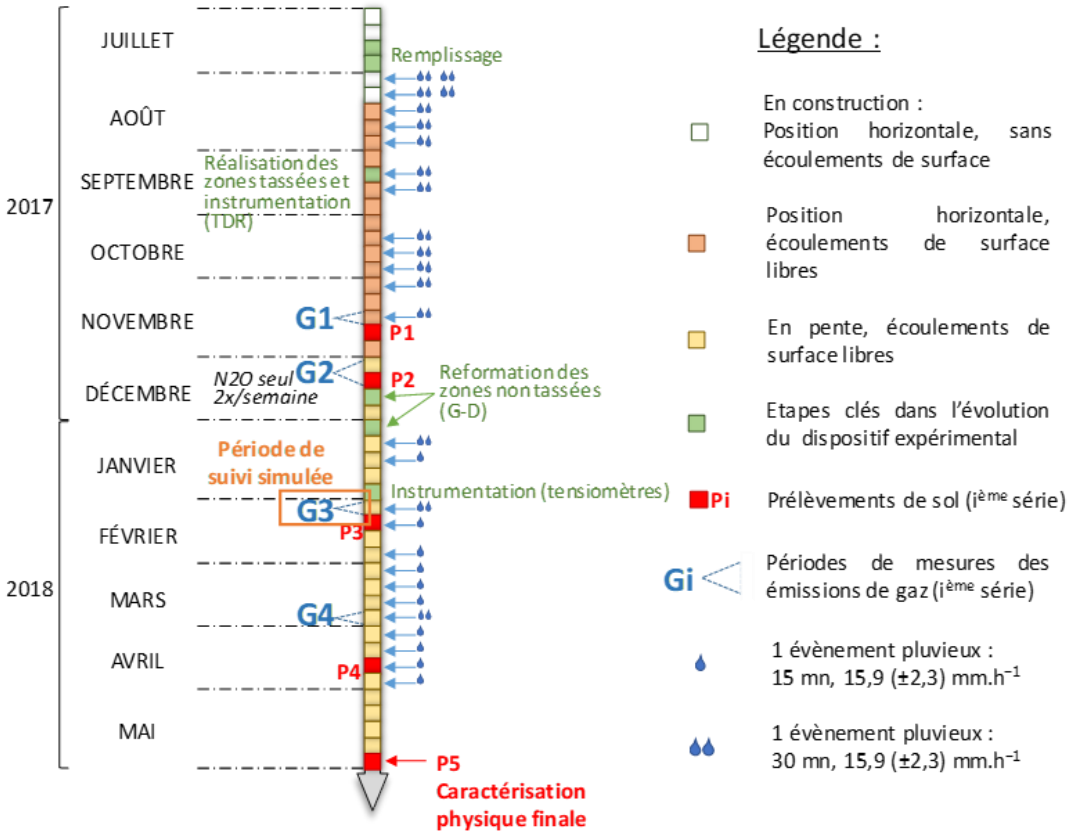


Figure 4-3 : Frise chronologique des principales activités réalisées sur le dispositif expérimental

2.1. ANALYSE DES DONNEES

Les flux inférieurs à la limite de détection de 5 $gN.ha^{-1}.d^{-1}$, pouvant être compris entre 0 et 5 $gN.ha^{-1}.d^{-1}$, ont été fixés à 2.5 $gN.ha^{-1}.d^{-1}$, soit la moitié de la limite de détection.

Les flux cumulés du modèle sont calculés par une interpolation linéaire des flux simulés. L'aire sous la courbe est calculée selon la méthode composite des trapèzes. L'intégration a été réalisée grâce à la fonction « auc » du package R "MESS" proposé par C. Thorn Ekstrøm.

La racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) est calculée afin d'évaluer la qualité du modèle (équation 17). Cette même valeur est ensuite normalisée (NRMSE) en la divisant par la valeur moyenne des flux observés afin de comparer la qualité de la simulation à d'autres modèles de la littérature (équation 18). L'erreur relative (RE) a été calculée (équation 19) afin d'évaluer le sens du biais d'estimation du modèle (sous-estimation, surestimation).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(Sim_i - Obs_i)^2} \quad (17)$$

$$NRMSE = \frac{RMSE}{\overline{Obs}} \quad (18)$$

$$RE = 100\ \frac{\sum_{i=1}^{n}(Sim_i - Obs_i)}{\sum_{i=1}^{n}(Obs_i)} \quad (19)$$

Avec Sim_i le flux simulé correspondant au flux observé Obs_i

Le test de Mann-Whitney Wilcoxon a été utilisé pour comparer l'effet du tassement sur la qualité des simulations.

2.2. CALAGE ET DEFINITION DES PARAMETRES

2.2.1. Paramètres hydrodynamiques

Les paramètres hydrodynamiques ont été fixés pour ajuster le modèle aux mesures expérimentales (Figure 4-4). L'évaporation est considérée fixe et homogène sur l'ensemble du temps de la simulation. Le dispositif est placé en intérieur dans un environnement dont l'air a une humidité relative lors du suivi de 47,6 ± 10 %, sans vent. L'évaporation a été fixée à 1 $mm.d^{-1}$, ce qui correspond à une valeur située dans la limite basse de ce qui peut être observé sur sol nu, au champ, pour des températures comparables à celles des conditions expérimentales (Durar et al., 1995).

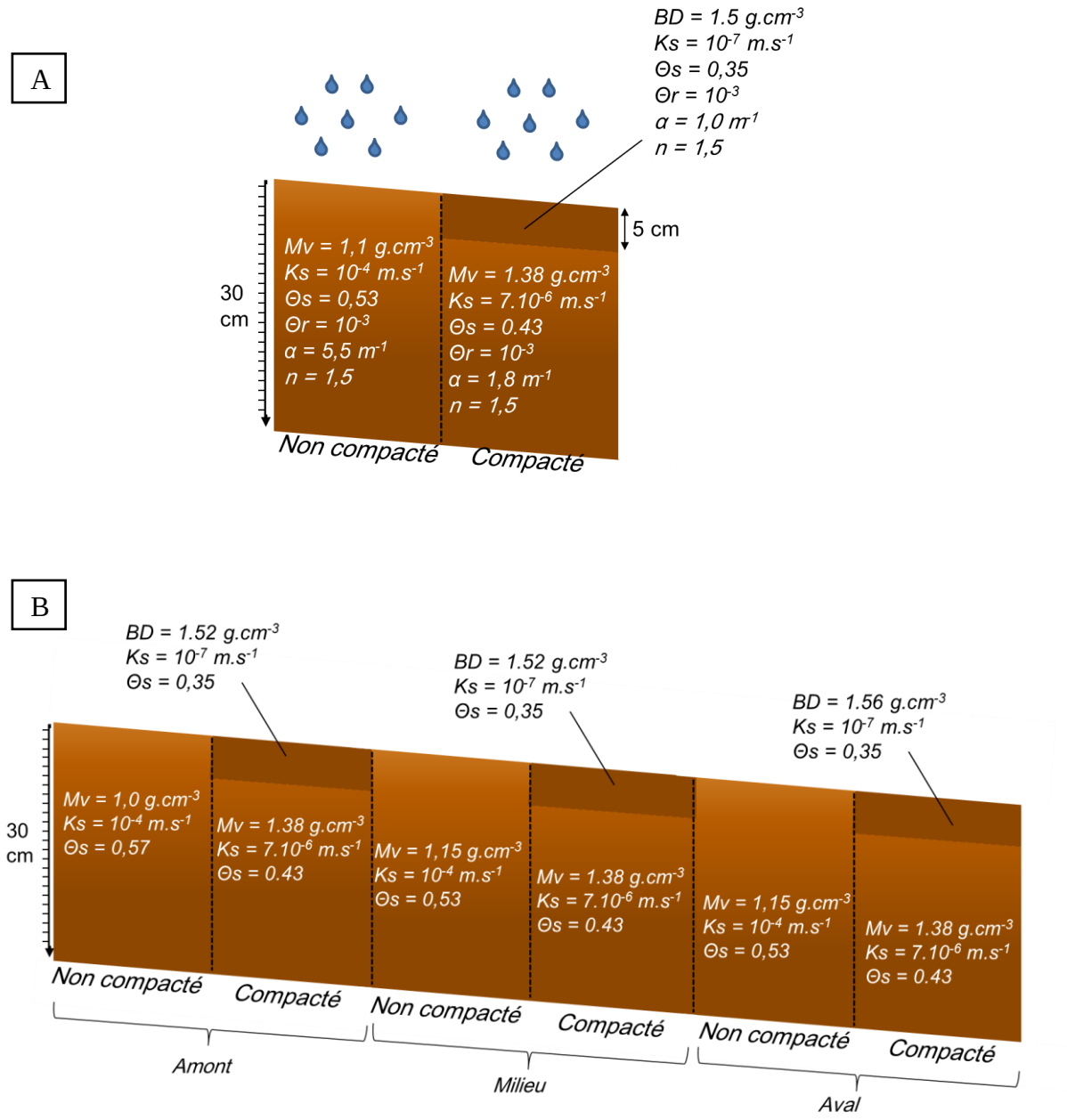


Figure 4-4 : A) Paramètres hydrodynamiques moyens utilisés lors des simulations dans les conditions expérimentales. B) Variation des paramètres hydrodynamiques entre les emplacements de simulation.

Deux objectifs ont été visés pour ce calage :

- Le principal objectif a été de respecter au mieux l'allure des courbes de potentiel matriciel et de teneur en eau volumiques mesurées, en particulier les pics correspondant à une augmentation importante et transitoire de la teneur en eau.
- Le second objectif a été de minimiser le RMSE associé à la simulation globale.

Le schéma de calage a été le suivant pour chaque niveau de tassement (Figure 49) :

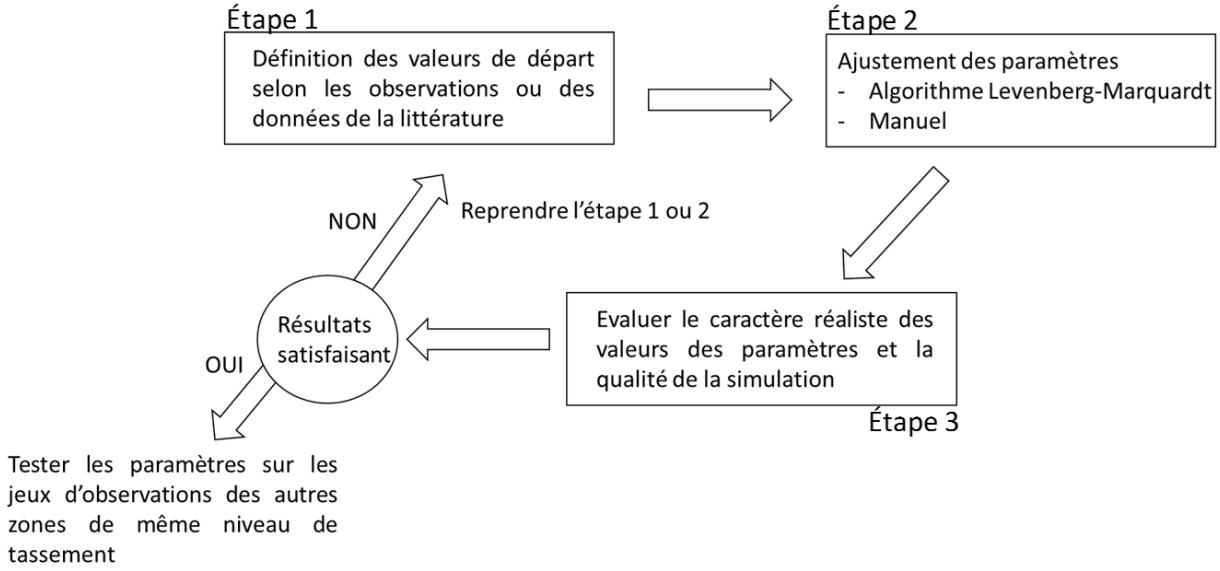


Figure 4-5 : Schéma de la méthode utilisée pour caler les paramètres hydrodynamiques aux données expérimentales

L'ajustement des paramètres via l'algorithme Levenberg-Marquardt a été réalisé grâce à l'outil proposé dans Sol Virtuel. Les paramètres ont été ajustés deux par deux dans une plage de valeurs possibles réduite.

Des ajustements manuels ont été réalisés lorsque les écarts entre observations et simulations étaient trop élevés pour permettre la convergence de l'algorithme, ou lorsque les résultats obtenus n'étaient pas satisfaisants et nécessitaient des ajustements plus conséquents. Dans ce cas, les paramètres étaient ajustés un par un et leur valeur était modifiée manuellement dans une plage de valeurs possibles plus grande qu'avec l'algorithme. Un ajustement sur la teneur en eau volumique était considéré non satisfaisant lorsque la valeur de NRMSE était supérieure à 25 %.

Notons que lorsqu'un compromis était inévitable, nous avons privilégié une meilleure représentation du potentiel matriciel plutôt qu'une meilleure représentation de la teneur en eau volumique. Nous avons fait ce choix car les mesures de potentiel matriciel sont des mesures directes, la pression étant directement mesurée par le tensiomètre. Au contraire, les sondes TDR utilisées pour mesurer la teneur en eau volumique mesurent en réalité une valeur de permittivité électrique, qui est ensuite convertie en valeur d'humidité volumique. Les valeurs de teneur en eau volumique ainsi obtenues nécessitent d'être recalibrées à partir de prélèvements de sol et sont donc soumises à une incertitude supplémentaire.

Une première série de calages a été réalisée :

Le calage a d'abord été réalisé sur une zone tassée et une zone non tassée. Dans un premier temps, nous avons cherché à caler le modèle sur la zone tassée aval droit et la zone non tassée amont droit du dispositif expérimental, disposant chacune de mesures de la teneur en eau volumique (à 15 cm et 28 cm de profondeur respectivement) et de mesures du potentiel matriciel à deux profondeurs, 7 et 15 cm pour la zone tassée et 15 et 28 cm pour la zone non tassée.

Les teneurs en eau à saturation ont été définies comme égales à la porosité et les teneurs en eau résiduelle à 10^{-4} $cm^3.cm^{-3}$

Les paramètres α et n ont été fixés dans un premier temps à 1 m^{-1} et 1,25 respectivement pour les zones tassées, à partir de données de la littérature obtenues sur des cylindres de sol reconstitué de texture comparable pour des masses volumiques de 1,45 et 1,35 (Rabot et al., 2016). Les exemples de la littérature ayant montré que α et n tendaient à augmenter lorsque la masse volumique diminuait (Herbst et al., 2016, Rabot et al., 2016), les paramètres en zones non tassées ont été fixé à α=1,5 m^{-1} et n=1,30.

Pour déterminer un ordre de grandeur de la conductivité hydraulique à saturation *Ks*, nous avons utilisé des fonctions de pédo-transfert. De nombreuses relations permettant d'estimer une valeur de *Ks* en fonction de la masse volumique existent. Elles fournissent néanmoins des résultats pouvant être très différents, avec des écarts par rapport aux observations parfois élevés (jusqu'à un facteur 10^3) (Sobieraj et al., 2001, Zimmermann et Basile, 2011). Trois fonctions de pédo-transfert développées sur des sols européens et sur une large diversité de textures ont été testées (VEREECKEN et al., 1990, Jabro, 1992, Wösten et al., 1999). Les estimations par la fonction de Jabro (1992) étaient les plus satisfaisantes a priori.

Ces premiers tests ont montré de meilleurs résultats pour des valeurs de n plus élevées et des valeurs de α plus élevées en zones non tassées. Ils ont également montré une amélioration pour des valeurs de Ks faibles en zone tassée. Ce calage présentait néanmoins une forte sous-estimation du potentiel matriciel, avec un pic peu marqué lors de la pluie et des valeurs de potentiel présentant un écart de l'ordre de 1 mH_2O avec les valeurs observées.

Une deuxième série de calages a donc été réalisée en partant d'un état initial modifié :

Les teneurs en eaux à saturation ont été définies comme égales à 90 % de la porosité et les teneurs en eau résiduelles ont été fixées à 7.10^{-2} $cm^3.cm^{-3}$, selon les mesures réalisées en laboratoire sur des mottes de sol prélevées dans le dispositif expérimental.

Les paramètres α et n ont été augmentés (fixés à 5 et 1,5 pour la zone non tassée et à 1 et 1,5 pour la zone tassée).

La dernière série de calages a consisté à ajuster les paramètres ainsi obtenus en prenant en compte l'ensemble des observations. Des modifications n'étaient apportées qu'en cas d'écart important entre observations et simulations (NRMSE > 1). Les ajustements ont été limités.

2.2.2. Paramètres biogéochimiques

Les paramètres liés aux processus de minéralisation, de nitrification et de dénitrification ont été fixés selon des valeurs issues de la littérature, ou optimisés pour ajuster les émissions simulées aux émissions mesurées (Tableau 4-1). Cette optimisation des paramètres a été effectuée sur les mesures d'émissions de N_2O réalisées sur la zone tassée « aval droit » et la zone non tassée « amont droit » du dispositif expérimental.

L'ensemble des nœuds représentant le profil de sol sont considérés comme producteurs et réducteurs potentiels de N_2O via la nitrification et la dénitrification.

Tableau 4-1 : Paramètres utilisés lors des simulations des processus de dénitrification et nitrification dans les conditions expérimentales.

Dénitrification		Nitrification		Minéralisation	
Paramètre	Source	Paramètre	Source	Paramètre	Source
Dp = 12 $kgN.ha^{-1}.d^{-1}$	Hénault et al. (2005)	Np = 90 $kgN.ha^{-1}.d^{-1}$	Bessou et al. (2010)	M = 3.6 $kgN.ha^{-1}.d^{-1}$	Optimisé
r_{max} = 0,9	Optimisé	z_0 = 0,0032	Optimisé		

D_p : le potentiel de dénitrification, r_{max} le ratio N_2O accumulé/Nitrates dénitrifiés, N_p le potentiel de nitrification, z_0 la proportion d'ammonium nitrifié formant du N_2O et M le taux de minéralisation (constant).

2.3. CARACTERISTIQUES DE LA SIMULATION ET CONDITIONS INITIALES

L'évènement pluvieux simulé est une pluie de 30 minutes, d'intensité 16 $mm.h^{-1}$ correspondant à celle simulée lors du suivi expérimental présenté dans le chapitre 3. Les teneurs initiales en ammonium et en nitrates sont respectivement fixées à 1 $mgN.kg^{-1}$ sol sec et 90 $mgN.kg^{-1}$ sol sec, basé sur les mesures réalisées. Les simulations sont réalisées selon un pas de temps égal à une minute.

2.4. COMPARAISON ENTRE SIMULATIONS ET OBSERVATIONS

2.4.1. Reproduction de la dynamique hydrique

La qualité de reproduction du potentiel matriciel observé diffère entre les zones tassées et les zones non tassées (Figure 4-6). Les zones tassées présentent un ajustement de bonne qualité, avec un RMSE de l'ordre de 0,2 m H_2O et une bonne reproduction des dynamiques observées. Pour les zones non tassées en revanche, les écarts sont plus importants, compris entre 0,3 et 0,55 mH_2O. La dynamique simulée est cohérente avec les observations, mais elle n'est pas aussi bien reproduite que pour les zones tassées. Pour les mesures à 15 cm, les mesures montrent un système qui retient moins l'eau que le système simulé, avec une augmentation du potentiel mesuré plus forte, suivie d'une diminution plus forte et plus rapide. A 28 cm, le potentiel matriciel observé atteint son maximum après le potentiel simulé et diminue plus rapidement que la simulation.

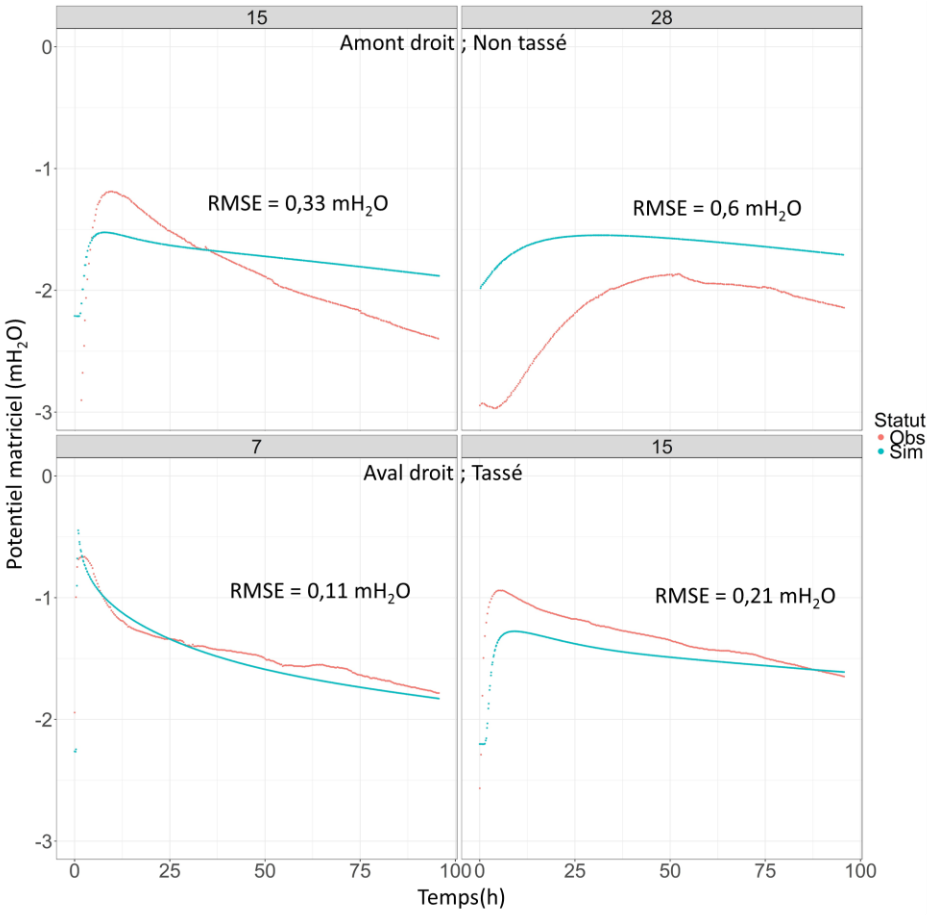


Figure 4-6 : Comparaison entre mesures et simulations des potentiels matriciels (mH_2O) sur la zone non tassée amont droit, à 15 cm et 28 cm de profondeur, et la zone tassée aval droit à 7 cm et 15 cm de profondeur.

La teneur en eau volumique simulée est légèrement plus faible que la teneur en eau volumique mesurée sur le dispositif expérimental (Figure 4-7). Le RMSE est plus faible pour les zones non tassées, mais la dynamique est mieux reproduite sur les zones tassées. Les écarts maximums observés entre les simulations et les observations sont de l'ordre de 5 %.

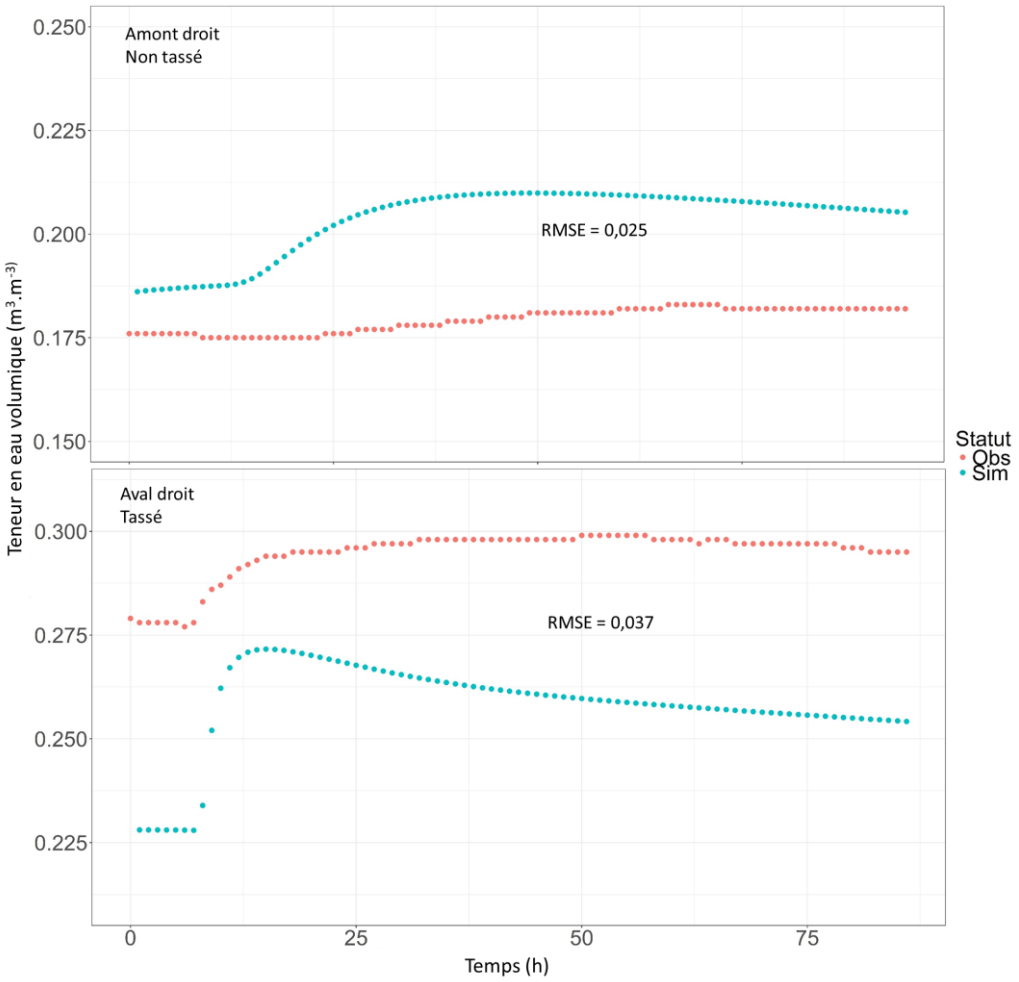


Figure 4-7 : Comparaison entre mesures et simulations des teneurs en eau volumiques pour la zone non tassée amont droit à 28 cm de profondeur et la zone tassée aval droit à 15 cm. A noter que les unités diffèrent entre les deux graphiques.

2.4.2. Qualité des simulations des émissions de N_2O

En prenant en compte l'ensemble des flux mesurés sur le dispositif, le RMSE de la simulation est de 5,2 $gN.ha^{-1}.d^{-1}$, soit un NRMSE de 0,74 (Figure 4-8). Cette valeur de NRMSE correspond à un ajustement de bonne qualité en comparaison à ce qui peut être observé sur le terrain, en particulier pour des valeurs de flux faibles (Tableau 4-2).

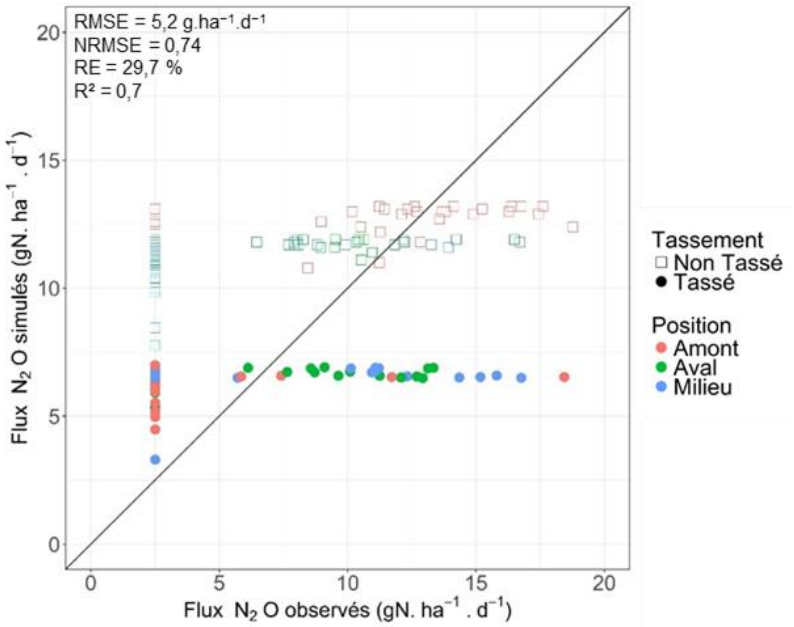


Figure 4-8 : Comparaison entre les flux observés et les flux simulés lors du suivi en pente après 30 mn d'une pluie à 16 mm.h^{-1}.

Néanmoins, les simulations ne couvrent pas la gamme de variation des flux observés et rendent comptent d'une différence de l'ordre de 5 gN.ha^{-1}.d^{-1} entre les flux des zones tassées et ceux des zones non tassées. Cette différence ne se retrouve pas sur les observations.

Tableau 4-2 : Comparaison des résultats de simulation obtenus avec d'autres études dans la littérature[1].

Modèle	NOE$_{PREDiHR}$	DAYCENT	WNMM	NOE	NOE	NOE$_{GTE}$
Source des données	Chapitre 3	(Fang et al., 2015)	(Fang et al., 2015)	(Fang et al., 2015)	(Grossel et al., 2014)	(Rabot, 2014)
Nature de l'expérimentation	Laboratoire, sol nu, 10 m²	Au champ, cultivé, > ha,	Au champ, cultivé, > ha	Au champ, cultivé, > ha	Au champ, cultivé, 1800 m²	Laboratoire, sol nu, 0,018 m²
Flux individuel moyen observé (gN.ha^{-1}.d^{-1})	7,04	4,18	4,18	4,18	41,0	330
NRMSE	0,74	2,7	3,5	2,7	0,98	0,64
r²	0,7	0,11	0,04	0,12	0,73	0,41

[1] NRMSE est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne normalisée, r² le coefficient de détermination entre flux simulés et flux observés

Les tests statistiques ne mettent pas en évidence d'effet significatif du tassement sur la qualité de la simulation (Figure 4-9). Cependant, le calcul de l'erreur relative montre que le modèle tend à surestimer les flux en zones non tassées, et à légèrement les sous-estimer en zone tassées,

sauf au niveau de la zone amont. La surestimation des flux observés sur cette zone est d'autant plus prononcée que seules quatre mesures se situent au-dessus de la limite de détection.

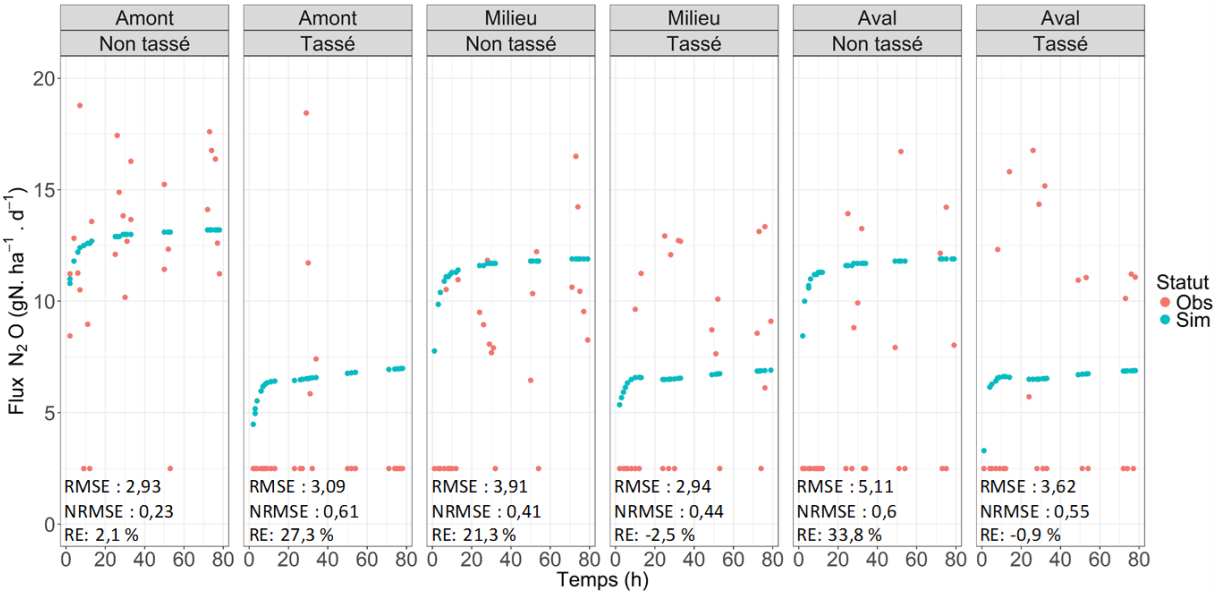


Figure 4-9 : Flux mesurés (rouge) et simulés (bleu) lors du suivi en pente après 30 mn d'une pluie à 16 mm.h^{-1}.

Le modèle montre des flux légèrement plus élevés, d'environ 1 gN.ha^{-1}.d^{-1} pour la zone non tassée en amont du dispositif par rapport aux deux autres zones non tassées. Cela correspond aux observations réalisées.

La reproduction de la dynamique de flux n'apparaît pas être optimale, certains pics d'émissions en zones tassées n'étant pas simulés par le modèle. Le calcul des flux cumulés montre des résultats pour la simulation d'une qualité légèrement meilleure, avec un NRMSE de 0,53 et un coefficient de détermination entre flux observés et flux simulés de 0,82 (Figure 4-10) .Ce résultat est comparable aux coefficients de détermination compris entre 0,85 et 0,89 obtenus par Rabot et al. (2015a), étude dans laquelle NOE$_{GTE}$ a été appliqué aux flux cumulés mesurés sur des cylindres de sol nu de texture comparable.

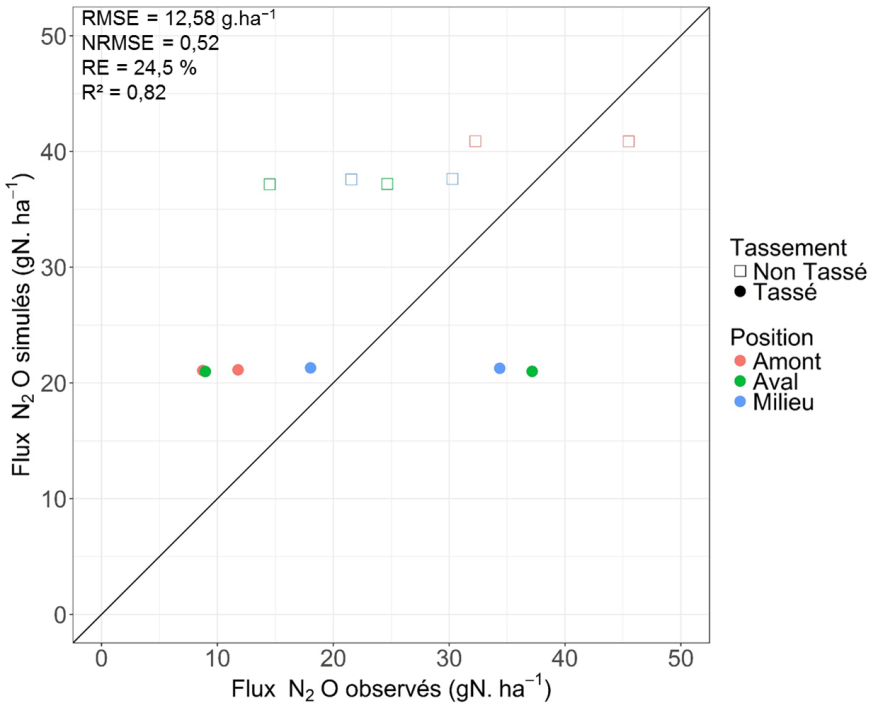


Figure 4-10 : Comparaison des flux cumulés calculés à partir des flux mesurés et des flux simulés.

Qu'ils s'agissent des flux mesurés ou des flux cumulés, le modèle simule une différence de comportement entre les zones tassées et les zones non tassées. Cette différence entre niveaux de compaction est plus marquée que pour les observations.

2.4.3. Dynamique des processus de production et de transport du N_2O

2.4.3.1. Cas des zones tassées

Dans le chapitre précédent (Chapitre 3), nous avions mis en avant le caractère inattendu des faibles émissions de N_2O au niveau des zones tassées. Plusieurs hypothèses ont été formulées, notamment celle proposant que la quantité d'eau s'infiltrant effectivement dans le profil de sol des zones tassées était trop faible pour entraîner une forte activité dénitrifiante, du fait de la faible conductivité de surface et du ruissellement.

Les simulations réalisées montrent en effet une période favorable à la dénitrification courte et localisée dans les 12 premiers centimètres (Figure 4-11). Le modèle considère que la dénitrification augmente dès le début de la pluie. Durant la pluie, les conditions deviennent très favorables à la dénitrification et engendrent un pic d'activité égal à la durée de la pluie. Durant ce laps de temps, la production de N_2O nette au niveau des zones tassées est majoritairement issue de la dénitrification, mais les émissions restent faibles du fait d'une diffusion limitée pendant la pluie et jusqu'à la fin du ruissellement de l'eau. Le rapport D_s/D_0 diminue en effet

au moment de la pluie jusqu'à atteindre une valeur minimale en surface de 0,005, qui reste constante jusqu'à la fin du ruissellement.

L'activité dénitrifiante diminue ensuite, la production de N_2O étant alors contrôlée à la fois par la nitrification et la dénitrification. Cette période, d'une durée d'environ cinq heures, se traduit par une augmentation des émissions de N_2O une heure après la fin de la pluie. Six heures après la fin de la pluie et jusqu'à la fin de la simulation, la nitrification est prépondérante dans le contrôle de la production de N_2O dans les zones tassées. L'activité dénitrifiante quant à elle continue de diminuer jusqu'à s'annuler huit heures après la pluie dans la couche compacte superficielle.

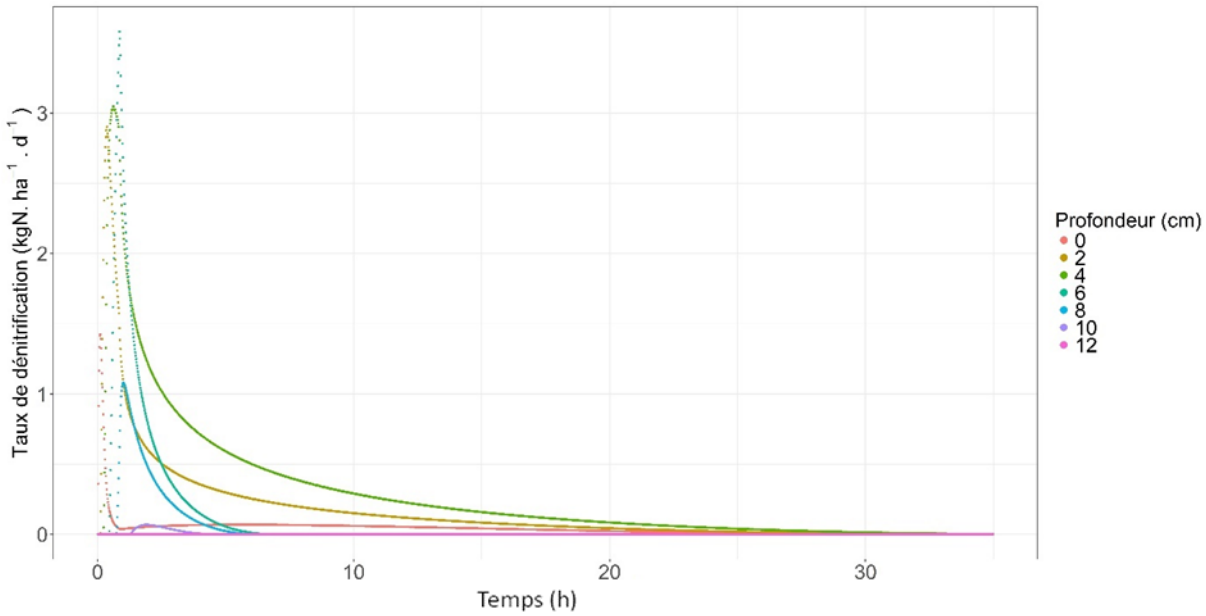


Figure 4-11 : Taux de dénitrification simulé dans les 12 premiers centimètres pour la zone aval tassée.

2.4.3.2. Cas des zones non tassées

Dans le cas des zones non tassées, l'activité dénitrifiante est quasi-nulle : les conditions ne sont favorables à la dénitrification que dans les deux premiers centimètres du sol, pour les zones recevant des eaux de ruissellement, pendant moins de 10 minutes en fin de pluie. La production de N_2O est donc contrôlée par l'activité nitrifiante. L'apport d'eau supplémentaire sur les zones non tassées en milieu et en bas de pente entraine une baisse de l'activité nitrifiante dû à une baisse de l'aération du sol et une diminution des émissions de N_2O associées de l'ordre de 1.7 $gN.ha^{-1}.d^{-1}$.

La production totale de N_2O au cours de la simulation est inférieure dans les zones non tassées que dans les zones tassées. Cependant, la diffusion du gaz est bien moins limitée dans les zones non tassées, avec un rapport D_s/D_0 toujours supérieur 0,02, soit près de 100 fois le rapport minimal simulé en zones tassées.

La forte activité nitrifiante simulée entraine dans le modèle une augmentation importante de la teneur en nitrates et une stabilisation de la teneur en ammonium à une faible concentration. Ces résultats sont cohérents avec nos observations (Chapitre 3, §5.1). Il faut préciser néanmoins que la minéralisation imposée par le modèle (un taux constant de 3,6 $kg.ha^{-1}.d^{-1}$) est deux à trois fois supérieure à ce qui peut être observé sur des mesures en incubation à une température similaire (Hu et al., 2018).

3. SIMULATIONS D'AUTRES SCENARIOS

Les simulations précédentes réalisées dans des conditions comparables à nos conditions expérimentales ont montré un faible effet du ruissellement sur les émissions de N_2O. Néanmoins, cet effet existe et il convient de s'intéresser à la sensibilité du modèle à des conditions de pluie et de pente différentes. Le rôle de la pente et son impact sur le ruissellement dans le modèle ont ainsi été étudiés en comparant des simulations pour des pentes à 5 % et 2 %.

De plus, nos expérimentations n'ont été conduites que pour une valeur d'intensité et une durée de pluie modérées. Des pluies plus intenses, lors d'épisodes orageux par exemple, peuvent avoir un effet différent. La sensibilité du modèle à l'évènement pluvieux a ainsi été étudiée et simulant une pluie de même durée plus intense (60 $mm.h^{-1}$, 30 mn) et une pluie de même intensité plus longue (16 $mm.h^{-1}$, 120 mn).

3.1. REPONSE DU DISPOSITIF A DES EPISODES DE PLUIES PLUS INTENSES

Les simulations rendent compte d'un rôle majeur des caractéristiques de la pluie sur les émissions de N_2O (Figure 4-12). La dynamique de la pluie apparaît être un facteur important à prendre en compte, au-delà de la quantité d'eau apportée.

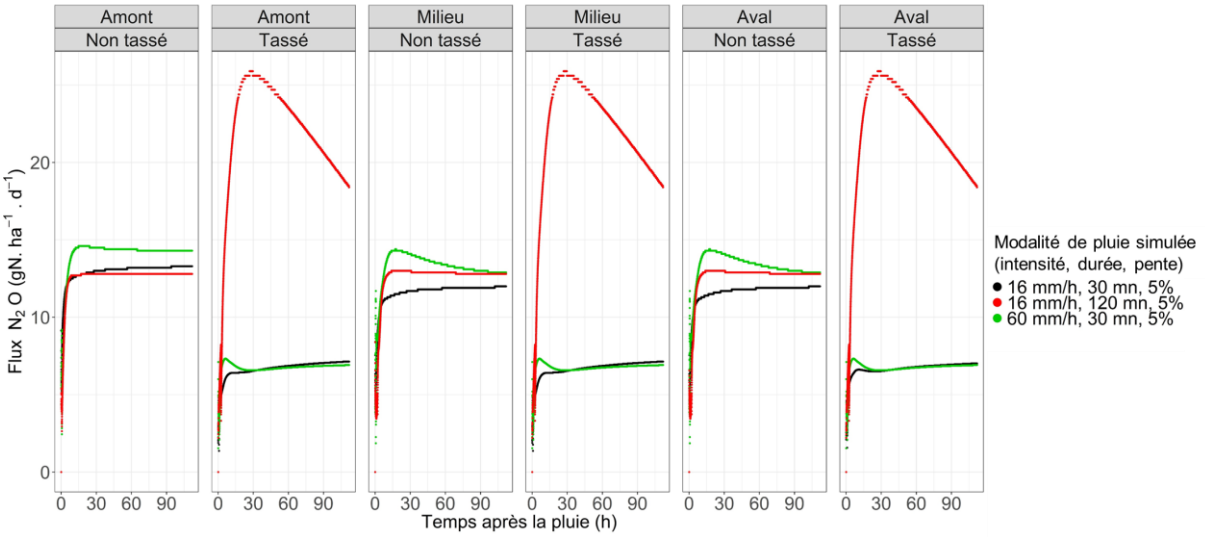


Figure 4-12 : Effet d'une modification de l'intensité et de la durée d'une pluie sur les émissions de N_2O simulées par le modèle.

3.1.1. Cas des zones tassées

Sur les zones tassées du dispositif, pour une même quantité d'eau cumulée de 30 mm, les émissions sont presque quatre fois plus importantes lorsque cette eau est apportée en deux heures plutôt qu'en trente minutes. Dans le modèle, cette différence est due à une production quatre fois plus importante lors d'une pluie longue et modérée. Cela s'explique par un ruissellement plus important lorsque l'apport d'eau est court et intense. La quantité d'eau infiltrée est alors plus faible ce qui engendre une production de N_2O moins élevée que pour un apport d'intensité modérée et de longue durée.

Pour les deux modalités de pluies discutées, le coefficient de diffusion diminue au moment de la pluie et augmente à nouveau vingt minutes après la fin du ruissellement. Le rapport D_s/D_0 atteint, en surface, une valeur minimale de 0,003 lorsque les conditions sont très favorables à la production de N_2O.

Le coefficient de diffusion reste donc faible plus longtemps pour une pluie d'intensité modérée et de longue durée. Toutefois, cela ne compense pas la production quatre fois plus importante pour cette modalité de pluie que dans le cas d'un épisode pluvieux bref et intense.

3.1.2. Cas des zones non tassées

Dans le cas des zones non tassées, les émissions de N_2O à la suite d'un apport en eau de 30 mm sont plus importantes que les émissions simulées dans les conditions expérimentales (16 $mm.h^{-1}$, 30 min). Cette augmentation est liée à une production de N_2O plus importante et l'apparition de conditions favorisant la dénitrification dans le profil de sol. Dans les conditions de simulation, les zones non tassées sont peu denses et très perméables. A un volume d'eau donné, la capacité de l'eau à s'infiltrer rapidement dans le profil de sol implique que les conditions propices à la dénitrification sont davantage favorisées par un apport d'eau rapide plutôt que progressif, au contraire des zones tassées. Cela explique que les émissions de N_2O simulées pour une pluie de trente minutes et d'intensité 60 $mm.h^{-1}$ soient plus élevées que celles simulées après deux heures d'une pluie à 16 $mm.h^{-1}$.

Les différences d'émissions observées entre la zone non tassée « Amont » et les zones non tassées du milieu et de l'aval du dispositif sont dues aux eaux de ruissellement provenant des zones tassées. La production cumulée de N_2O est plus faible dans la zone « amont » que dans les deux autres zones non tassées (environ 68 gN sur l'ensemble de la simulation). En revanche, le coefficient de diffusion en surface de cette position reste élevé, avec un rapport D_s/D_0 supérieur à 0,01 pendant toute la simulation. Dans les zones « milieu » et « aval » du dispositif, au contraire, l'arrivée des eaux de ruissellement provenant des zones tassées plus en amont entraine une diminution du coefficient de diffusion, jusqu'à atteindre un rapport D_s/D_0 de 0,002 jusqu'à la fin du ruissellement.

3.2. EFFET D'UNE EVOLUTION DE PENTE

Pour une zone donnée, une modification de pente de 3 % n'influe que peu sur les émissions de N_2O, quel que soit l'évènement pluvieux (Figure 4-13).

Pour les zones tassées, une diminution de la pente de 3 % entraine une faible diminution du ruissellement et un apport en eau plus important, favorisant la dénitrification et la production de N_2O. Cette diminution du ruissellement impacte peu le coefficient de diffusion simulé.

L'influence de la pente sur les émissions de N_2O des zones non tassées est encore plus faible et représente pour les deux modalités de pluie une différence de moins de $1 gN.ha^{-1}$ sur l'ensemble de la période de simulation.

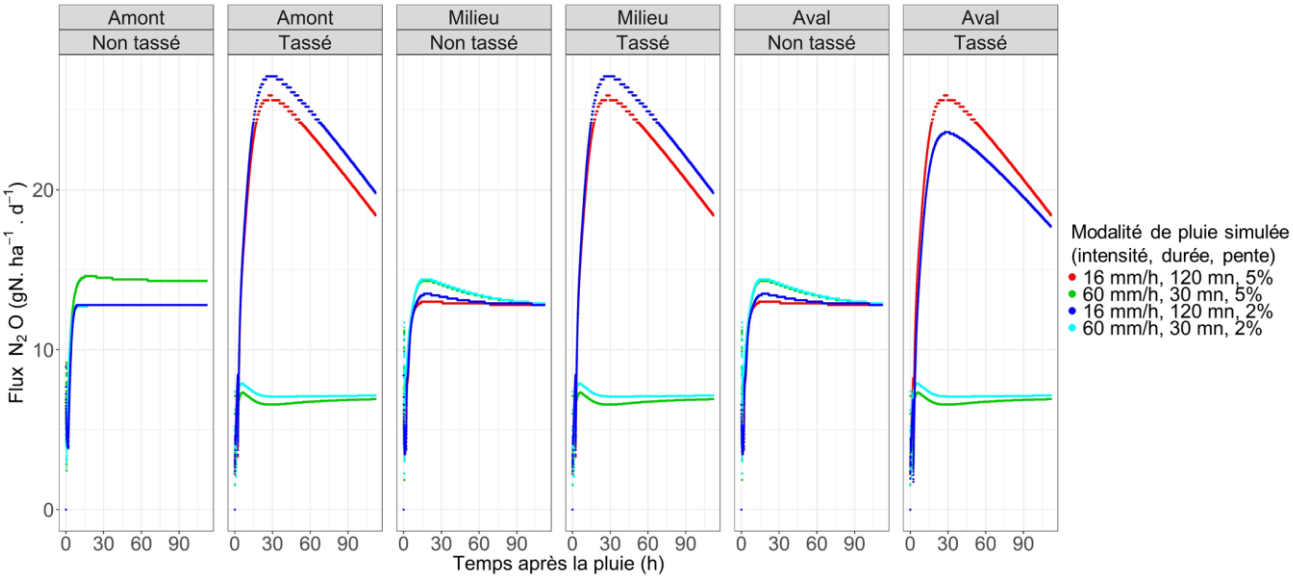


Figure 4-13 : Effet d'une variation de pente de 3 % sur les émissions de N_2O simulées

3.3. ROLE DE LA TENEUR EN EAU INITIALE

La sensibilité du modèle à la teneur en eau initiale a été évaluée en réalisant des simulations avec trois teneurs en eau initiales fixées, pour l'ensemble du profil de sol, à une valeur égale à 30 %, 50 % et 80 % du θs (teneur en eau volumique à saturation). Cela représente des conditions respectivement sèches, moyennes et humides (Figure 4-14).

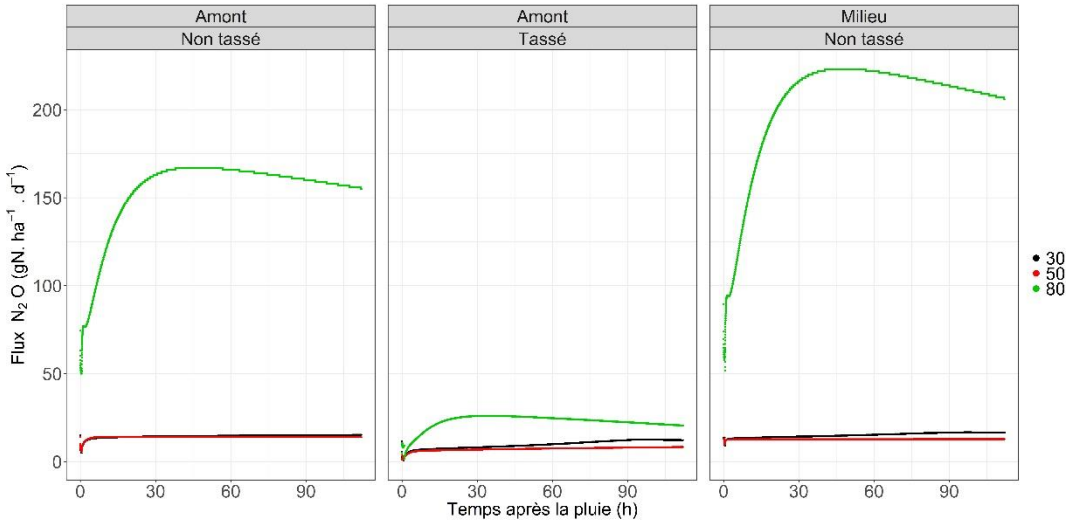


Figure 4-14 : Emissions de N_2O simulées pour une pluie de 30 mn à 16 mm.h^{-1} et une pente à 5 % pour trois valeurs d'humidité initiale : 30 %, 50 % et 80 % de la teneur en eau volumique à saturation.

Un effet seuil apparaît clairement pour la teneur en eau initiale la plus élevée, soit à 80 % du θs. Rappelons que le θ_s a été fixé à 90 % de la porosité. En définissant les valeurs d'humidité initiales comme une proportion de la teneur en eau à saturation, les WFPS initiaux sont par définition identiques entre chaque zone et valent respectivement 27 %, 45 % et 72 % de la condition la plus sèche à la plus humide. Ainsi, pour la plus forte teneur en eau initiale, le modèle simule de la dénitrification et une forte production de N_2O dans tout le profil de sol, tandis que dans les deux autres cas la dénitrification à un nœud donné dans le profil de sol n'apparaît qu'avec l'arrivée de l'eau apportée par la pluie.

L'humidité initiale influe aussi sur la dynamique hydrique simulée au sein du profil de sol, en particulier pour les zones non tassées, qui restent humides plus longtemps pour des humidités initiales élevées.

Un pic d'émission après la ré-humectation d'un sol sec est généralement reporté dans la littérature (Ruser et al., 2006, Congreves et al., 2018), ce qui n'est pas le cas dans notre simulation. Cela peut en partie s'expliquer par un apport d'eau supérieur dans ces travaux, comparé à celui simulé ici. Néanmoins, le formalisme de $NOE_{PREDiHR}$ le rend peu adapté à simuler la réponse d'un sol sec à une ré-humectation rapide. En effet, le pic d'émission observé dans les travaux de la littérature s'explique par une forte augmentation de l'activité dénitrifiante lors de l'apport en eau due à (i) une augmentation de la disponibilité en carbone et (ii) un appauvrissement en dioxygène du milieu. $NOE_{PREDiHR}$ peut reproduire l'appauvrissement en

dioxygène du milieu lors de l'infiltration de l'eau, en revanche le formalisme actuel du modèle, qui considère que le taux de minéralisation est constant et indépendant de la teneur en eau, ne permet pas de simuler la réponse de la disponibilité en carbone d'un sol sec à une ré-humectation rapide.

4. DISCUSSION

4.1. QUALITE DES SIMULATIONS REALISEES

Le profil simulé est globalement plus sec que ce qui a été mesuré expérimentalement. Cet écart se traduit par une différence de quelques points entre les teneurs en eau volumiques simulées et les valeurs mesurées. Néanmoins, pour certaines zones tassées, ces valeurs se situent autour du seuil d'apparition de la dénitrification et peuvent par conséquent impacter les émissions simulées. Hénault et Germon (2000) ont notamment observé qu'une variation de 5 % de la teneur en eau volumique pouvait avoir un impact sur l'activité dénitrifiante pouvant atteindre 100 %. Les mesures d'humidité gravimétriques montrent aussi un sol plus humide que le rendu des simulations.

Plusieurs hypothèses ont été faites dans ce travail de modélisation et il convient de discuter certaines d'entre elles. En particulier, nous avons représenté les propriétés hydrodynamiques du profil de sol selon les fonctions de van Genuchten et Mualem sous leur forme unimodale et nous avons estimé le coefficient de diffusion du gaz dans le sol via une fonction définie dans la littérature sur des cylindres de sol reconstitué. Or les analyses d'images présentées dans le Chapitre 3 et réalisées à la fin de ce travail de thèse ont montré une structure du sol litée, avec une horizontalité prononcée de l'architecture poral, ce qui ne correspond pas aux conditions dans lesquelles les fonctions utilisées ont été développées.

La confrontation aux observations montre une variabilité des émissions mesurées non reproduite par le modèle, ainsi que des différences entre les zones tassées et les zones non tassées plus prononcées que ce qui est observé. Il faut ici rappeler que dans ce travail de modélisation, nous avons considéré les côtés gauche et droit de notre dispositif expérimental comme des répétitions, et les différences d'émissions entre ces deux côtés comme une variabilité interne au système. Or les résultats présentés dans le chapitre 3 montrent des émissions différentes entre les deux côtés du dispositif, en particulier pour les zones tassées du dispositif, malgré des masses volumiques semblables. Le modèle déterministe utilisé ici ne peut

restituer la variabilité observée à moins de réaliser un calage spécifique des paramètres pour chaque zone, ce que nos mesures ne nous permettent pas de réaliser efficacement.

Les NRMSE de nos simulations sont de bonne qualité en regard des valeurs présentes dans la littérature. Plusieurs exemples sur des essais au champ montrent en effet la difficulté à appréhender finement la variabilité des émissions de N_2O de faibles intensités. Néanmoins les valeurs de NRMSE calculées dans notre travail se situent dans l'étendue des NRMSE calculés pour des simulations dans des conditions de terrain. Malgré les conditions contrôlées qui étaient les nôtres, supposées limiter les hétérogénéités structurales, ces résultats mettent en évidence les limites de l'utilisation de la masse volumique comme seul indicateur de l'état structural du sol et suggèrent que l'acquisition de données à une haute résolution spatiale est essentielle si l'on souhaite améliorer les capacités de prédiction d'un modèle spatial déterministe. Rappelons toutefois que l'utilisation généralisée de modèles déterministes complexes nécessiterait un calage avec un nombre important de mesures pour chaque parcelle dont on souhaiterait prédire efficacement les émissions de N_2O. Une autre approche envisageable serait de coupler l'utilisation d'un tel modèle à une approche stochastique comme proposé par Grossel et al. (2014) montrant de bons résultats lorsqu'une distribution statistique est associée aux paramètres d'intérêt du modèle, basée sur des mesures in situ.

4.2. ROLE DE LA STRUCTURE DU SOL ET DES CARACTERISTIQUES HYDRIQUES DANS LA VARIABILITE DES EMISSIONS DE N_2O

Le modèle nous permet de conforter une des hypothèses proposées dans le Chapitre 3 afin d'expliquer le comportement du sol lors du suivi du dispositif expérimental, à savoir que les conditions favorables à la dénitrification n'étaient que transitoires et localisées dans une épaisseur de sol réduite. Les résultats des simulations mettent également en évidence l'intérêt d'utiliser le facteur hydrique pour réaliser une simulation spatialisée des émissions de N_2O.

Ce travail de modélisation nous permet de discuter de la complexité des réactions du sol face à un évènement pluvieux :

- La structure du sol joue un rôle essentiel, en particulier les caractéristiques hydriques des premiers centimètres. Néanmoins, les variations structurales ne se traduisent pas nécessairement par une variabilité spatiale des émissions de N_2O. En effet, des conditions majoritairement anaérobiques vont entrainer une activité dénitrifiante et une production microbiologique de N_2O plus intenses. Ces conditions sont généralement associées à des profils de sol plus compacts et moins connectés avec

l'atmosphère. De telles conditions, dans le modèle, vont être en lien avec une réduction du coefficient de diffusion et une augmentation de la réduction de N_2O en N_2 dans le sol. A contrario, des conditions plus aérées, associée à des profils moins compacts et plus connectés à l'atmosphère, seront peu propices à la dénitrification. La production de N_2O sera par conséquent plus faible et majoritairement issue de la nitrification. Toutefois, un milieu aéré implique une diffusion plus rapide du gaz vers l'atmosphère.

Dans des contextes d'évènements pluvieux réduits, c'est-à-dire des évènements peu intenses et de courte durée, comme dans le cas de nos conditions expérimentales, la production plus faible des zones les moins tassées peut être compensée par une diffusion plus rapide et donc un temps de séjour du N_2O dans le sol plus court, entrainant des émissions égales voire plus élevées que dans les zones plus compactes.

- La durée et l'intensité de la pluie apparaissent comme des facteurs essentiels à la compréhension de la dynamique et de la variabilité des émissions de N_2O à court terme. Ce résultat amène à s'interroger sur les incertitudes liées à l'utilisation de données pluviométriques moyennées sur la journée lors de simulations à grande échelle (à long terme) et montre l'intérêt de réaliser des simulations à un pas de temps court.

CONCLUSION

Ce travail nous a permis de **coupler un modèle simulant le fonctionnement hydrique du sol**, c'est-à-dire les écoulements verticaux dans le profil de sol et le ruissellement, **à un modèle prenant en compte les processus de production et de transport du N_2O** dans le profil de sol. Ce modèle a ensuite été utilisé afin de discuter du fonctionnement du sol dans les conditions expérimentales du chapitre 3, nous permettant de **conforter deux hypothèses proposées** dans ce précédent chapitre. La première de ces hypothèses est celle proposant que **les conditions favorables à la dénitrification n'étaient que transitoires et localisées dans une épaisseur de sol** réduite. La seconde hypothèse confortée par le modèle proposait **qu'une production accrue de N_2O n'impliquait pas nécessairement des émissions de N_2O plus intenses** en surface, du fait d'un effet limitant de la diffusion gazeuse. Enfin, différents scénarios ont été testés afin de discuter du rôle de la structure du sol, en lien avec les caractéristiques hydriques associées, sur les émissions de N_2O simulées. En particulier, nous avons mis en évidence (i) une **hiérarchie évolutive entre les processus de production et de transport du N_2O**, (ii) un effet important de la **dynamique des épisodes pluvieux (intensité et durée) et du ruissellement** dans les émissions de N_2O résultantes et (iii) une forte **influence de la teneur en eau initiale**, avant l'épisode pluvieux.

Une partie de la variabilité observée dans l'expérimentation du chapitre 3 n'a toutefois pas été reproduite par le modèle. Le modèle n'est pas un modèle spatial représentant l'ensemble de la surface de 10 m² étudiée dans le chapitre 3. Il assimile à un même point de simulation une surface de 1,6 m² pouvant présenter des hétérogénéités qui ne sont, par conséquent, pas représentées. L'existence d'une variabilité observée non représentée par le modèle n'est donc pas surprenante et met en évidence le besoin de **décrire le fonctionnement du sol à une résolution spatiale plus fine** si l'on souhaite améliorer la qualité de nos simulations.

Ce travail de modélisation nous apporte ainsi des éléments de compréhension supplémentaires pour expliquer nos résultats expérimentaux et proposer de nouvelles perspectives à notre travail. Dans le chapitre suivant (Chapitre 5), nous confronterons ainsi nos résultats expérimentaux et les résultats de ce travail de modélisation afin de proposer une réflexion renouvelée autour des déterminismes de la variabilité des émissions de N_2O et du rôle de l'état structural du sol sur ces émissions.

Chapitre 5

Discussion générale, conclusion et perspectives

INTRODUCTION ET OBJECTIFS

Dans ce chapitre, nous proposons une synthèse et une discussion autour des objectifs de la thèse et des résultats obtenus.

Nous nous attacherons à mettre en avant les **aspects innovants de ce travail** et les **principales connaissances** qui en découlent.

Enfin, nous nous attarderons sur les **perspectives** que ce travail soulève.

1. UN TRAVAIL EXPERIMENTAL ORIGINAL

L'objectif premier de la thèse était de **comprendre le rôle de l'état structural des sols sur la variabilité spatiale des émissions de N_2O**. Plus précisément, il s'agissait de comprendre comment, dans un espace donné, **l'organisation spatiale d'états structuraux différenciés impacte la dynamique et la répartition des émissions de N_2O** dans cet espace. L'analyse bibliographique a permis de préciser cette problématique et de distinguer deux axes de recherche : un premier axe concernant le rôle de l'état de compaction du sol sur les émissions de N_2O et un second axe orienté vers la représentation spatiale des émissions de N_2O à travers une représentation dynamique des transferts hydriques en surface et dans le profil de sol. La notion « d'état structural » a été précisée et restreinte à l'organisation de son espace poral non textural. Le réseau poral évolue lors de la compaction du sol, et nous avons, dans cette thèse, défini une variation de l'état structural du sol comme une variation de son état de compaction.

Les travaux de la littérature ont montré le caractère dynamique des émissions de N_2O et les difficultés à reproduire finement cette dynamique en dehors d'évènements extrêmes. Ce travail s'est donc attaché à étudier (i) **l'impact de différents états de compaction du sol sur les intensités et les dynamiques de flux de N_2O** et (ii) le **rôle de la répartition spatiale des zones plus ou moins compactées, en lien avec la dynamique hydrique associée, sur la distribution des flux de N_2O** dans l'espace. Nous avons fait le choix de caractériser l'état de compaction du sol par des mesures de **masses volumiques** car celles-ci peuvent être facilement mises en œuvre sur le terrain. En partant du principe qu'une compréhension de la variabilité des émissions de N_2O à l'échelle locale permettrait à la fois une meilleure prise en compte des émissions à des échelles plus globales et une réflexion renouvelée sur des techniques de mitigation efficaces, nous nous sommes restreints à étudier la distribution des flux à des échelles inférieures à 10 m².

Ce travail présente une approche expérimentale originale en associant des **expérimentations à des échelles peu étudiées en laboratoire** à un **travail de modélisation** intégrant plusieurs processus physiques, chimiques et biologiques et permettant la prise en compte d'un processus spatial, le tout à une résolution temporelle fine.

Deux types d'expérimentations ont été présentés dans ce manuscrit. Ces expérimentations ont été réalisées en conditions contrôlées sur du sol reconstitué et prélevé sur une même parcelle agricole. Elles ont permis un contrôle des apports en eau par la pluie (réalisation de pluies artificielles par un simulateur de pluie), un suivi de la dynamique hydrique et de la dynamique

des émissions de N_2O sur plusieurs jours. Le suivi expérimental sur des volumes de sol de 30 L avait pour but d'étudier les émissions de N_2O d'un sol présentant des états de compaction différenciés en l'absence d'écoulements latéraux (Chapitre 2).

Un dispositif expérimental innovant a ensuite été conçu pour permettre l'expression de processus spatiaux à travers le ruissellement. L'objectif était de comprendre comment la distribution des états de compaction au sein du dispositif en pente impactait sur l'intensité et la dynamique des émissions de N_2O observées. A notre connaissance, il s'agit d'une des premières tentatives d'étudier au laboratoire et sur plusieurs jours les émissions de N_2O sur une surface de plusieurs mètres carrés et sur une épaisseur correspondant à celle d'un horizon de surface.

Enfin, le travail de modélisation a été réalisé sur la **plateforme VSOIL** afin (i) de tester la vraisemblance des hypothèses formulées suites aux expérimentations en laboratoire et (ii) d'apporter des éléments de discussion supplémentaires. L'objectif étant de proposer une réflexion renouvelée autour des déterminismes de la variabilité spatiale des émissions de N_2O et du rôle de l'état structural du sol. Cette réflexion a notamment été enrichie par la simulation de différents scénarios non testés lors des essais expérimentaux (Chapitre 4).

Il nous faut rappeler à ce stade que le travail en laboratoire visait à contrôler au maximum les conditions environnementales (température, apports en eau) et à faciliter la réalisation de mesures à une haute résolution temporelle et spatiale. Le travail sur sol reconstitué, pour les deux échelles présentées, avait pour but premier de contrôler l'état structural du sol étudié, ou du moins de contrôler davantage cet état structural que ce qu'il est possible de faire sur le terrain. Ce travail nous montre toutefois qu'il est difficile de contrôler l'état de structure d'un sol reconstitué aux échelles d'étude choisies. Nous observons également une variabilité des émissions du sol que nos analyses ne permettent pas d'expliquer.

Ces résultats nous conduisent à identifier certaines limites de notre travail expérimental, dont nous détaillons ici deux aspects.

Tout d'abord, les prélèvements réalisés pour mesurer les propriétés physiques des sols étudiés ont été réalisés en fin de suivi et en nombre limité. Un échantillonnage plus dense associé à une analyse par tomographie aux rayons x aurait pu être envisagé, en particulier à l'échelle des bacs de 0,3 m². Cela nous aurait permis soit d'identifier des éléments expliquant la variabilité des émissions de N_2O, observées pour des sols construits selon un même protocole à une même masse volumique, soit de conclure plus formellement quant à l'échelle d'étude impliquée dans la variabilité de ces émissions. De même, une caractérisation fine des deux premiers centimètres

de la couche de surface nous aurait permis d'apporter des éléments sur le rôle de la battance sur les émissions observées en surface.

Le second aspect de discussion que nous souhaitons détailler est la question de la **prise en compte de l'hétérogénéité du sol dans l'étude de ses processus et de son fonctionnement**.

Deux approches peuvent être distinguées. La première consiste à considérer cette hétérogénéité comme une contrainte méthodologique à éliminer. En travaillant sur du sol reconstitué, on cherche alors à limiter au maximum les facteurs de variabilités aux facteurs étudiés. Cette première approche permet d'affiner notre compréhension mécaniste du fonctionnement du sol. La seconde consiste à considérer cette hétérogénéité comme une propriété intrinsèque du sol avec laquelle il nous faut composer. Les expérimentations sur le terrain ou sur des échantillons non perturbés font partie de cette seconde approche. Cette approche est une étape incontournable pour valider modèles ou hypothèses à la réalité de terrain, néanmoins la variabilité des systèmes ainsi étudiés peut être très forte, et implique un grand nombre de répétitions nécessaires pour isoler l'effet d'un facteur donné et valider certaines hypothèses.

Nous avons opté dans ce travail pour l'étude d'un sol reconstitué associé à un dispositif nous permettant de travailler en conditions contrôlées sur un volume de sol de 3 m^3. Les résultats obtenus et les difficultés rencontrées pour contrôler la structure de notre sol dans ce travail expérimental nous montrent les limites de cette approche lorsque de grands volumes sont en jeu. Ces éléments nous inciteraient à conseiller davantage la seconde approche lorsqu'on s'intéresse à un ensemble de processus en interaction et au fonctionnement global du sol, en particulier lorsque les volumes de sol mis en jeu augmentent, dès lors que l'on s'intéresse au fonctionnement du sol en conditions réelles. Cependant, certains facteurs extrinsèques tels que le volume de pluie apportée et son intensité, ne peuvent être contrôlées qu'en conditions de laboratoire. Un compromis entre réalisme de la structure du sol et contrôle des facteurs doit guider l'expérimentateur vers un choix optimal de conditions expérimentales.

Le travail expérimental et de modélisation présenté ici nous permet également d'apporter des éléments de réponse concernant le rôle de l'état structural des sols sur les émissions de N_2O et sur notre capacité à caractériser ce lien structure-N_2O.

2. ETAT DE COMPACTION ET EMISSIONS DE N_2O : APPORTS ET LIMITES D'UN APPROCHE MACROSCOPIQUE

L'hypothèse de départ était que l'intensité des émissions de N_2O observées augmenterait avec la masse volumique du sol, comme l'ont observé de nombreux auteurs (Balaine et al., 2013; Beare et al., 2009; Hansen et al., 1993; Ruser et al., 2006; Yamulki & Jarvis, 2002), du fait de conditions d'anaérobioses favorables à la dénitrification plus fréquentes. Les expérimentations et le travail de modélisation n'ont toutefois pas permis de valider ce postulat : la modélisation rend compte d'émissions plus faibles au niveau des zones compactées par rapport aux zones non compactées du fait de conditions favorisant la nitrification et d'une dénitrification localisée en surface et transitoire, tandis que les expérimentations réalisées présentées dans les chapitres 2 et 3 n'ont pas montré de relations directes systématiques entre les mesures de masses volumiques ou les valeurs de WFPS et l'intensité des émissions de N_2O. **Nous avons ainsi observé des flux de N_2O significativement différents pour des masses volumiques comparables, et dans certains cas des flux de N_2O comparables pour des masses volumiques différentes**.

Les scénarios simulés dans le chapitre 4 nous permettent de discuter, sur la base du modèle utilisé, du fonctionnement du sol lorsque les conditions d'humidité sont favorables à la dénitrification. **Dans des conditions favorables à la dénitrification et pour un même apport d'eau dans le profil de sol, la production de N_2O augmente avec la masse volumique en lien avec une augmentation du WFPS jusqu'à une certaine limite**. Le N_2O produit n'est pas directement et entièrement émis vers l'atmosphère, il diffuse au sein du profil de sol et la vitesse de diffusion diminue avec la masse volumique. De fait, une production plus intense au sein du profil de sol dans le modèle ne se traduit pas nécessairement par des émissions plus intenses en surface.

L'analyse par imagerie d'échantillons de sol prélevés sur le dispositif du chapitre 3 a permis de calculer des valeurs de connectivité et de porosité associées aux zones compactées et au zones non compactées du côté gauche du dispositif. Ces deux paramètres ont présenté de fortes différences, avec un réseau poral très connecté pour les zones non compactées et une porosité plus élevée que celle des zones compactées qui présentaient, elles, une architecture peu connectée et de nombreux pores isolés. Ces paramètres étaient cohérents avec les flux de CO_2 observés, ceux-ci étant plus intenses dans les zones très connectées, présentant une porosité élevée, et dont les teneurs en eau mesurées témoignent d'un fonctionnement en aérobiose. En

revanche, aucune relation directe n'a été mise en évidence entre les émissions de N_2O mesurées et la valeur de ces paramètres.

L'un des résultats inattendus est le fonctionnement différent observé entre le côté droit et le côté gauche du dispositif expérimental présenté dans le chapitre 3. Les deux côtés ont été construits selon un même protocole et les apports en eau réalisés par le simulateur de pluie sont similaires. Pourtant, la distribution des flux de N_2O diffère entre ces deux côtés tout au long de l'expérimentation. En particulier, comment expliquer les différences observées vis-à-vis des dynamiques d'émissions observées alors que les mesures de masses volumiques ne présentent pas une telle variabilité ?

Nous avons proposé 2 hypothèses pour apporter des éléments d'explication (Chapitre 3) :

- Une variabilité des propriétés physico-chimiques non perçues par nos prélèvements qui impacterait l'activité des micro-organismes dénitrifiants. Nous pensons notamment à une distribution différente des teneurs en carbone disponible et des zones en anaérobiose entre les zones compactées les plus émettrices et les zones compactées les moins émettrices du fait de différences dans l'architecture du réseau poral qui modifierait la distribution de l'eau et des nutriments qu'elle transporte dans le profil de sol. Ces différences, non visibles par imagerie, impacteraient donc les pores de taille inférieure à 184µm – la résolution de l'image – c'est-à-dire la microporosité et la macroporosité de petite taille.
- Un état de surface non caractérisé plus ou moins colmaté qui aurait eu un impact important (présence d'une croute de battance plus ou moins poreuse permettant ou non au N_2O d'être émis vers l'atmosphère)

Ces hypothèses reposent sur un décalage entre l'échelle macroscopique à laquelle les prélèvements et les mesures ont été réalisés et l'échelle, vraisemblablement microscopique, à laquelle se déterminent les variations associées aux paramètres des fonctions microbiologiques impliquées.

En d'autres termes ces hypothèses impliquent que, dans nos conditions expérimentales, les facteurs définis à l'échelle microscopique ont joué un rôle important dans la variabilité des émissions de N_2O.

3. LE ROLE DES CARACTERISTIQUES HYDRIQUES ET DU RUISSELLEMENT

Les expérimentations et le travail de modélisation ont démontré le **rôle essentiel de la dynamique hydrique dans la compréhension des émissions de N_2O, qu'il s'agisse de la dynamique au sein du profil de sol ou de la dynamique du ruissellement de surface**.

Les propriétés hydrodynamiques du sol modifient la dynamique d'écoulement au sein du profil de sol et de fait les conditions d'aérobiose et d'anaérobiose du milieu.

La capacité d'infiltration d'un sol évolue également avec l'état de compaction du sol, les sols les plus compacts présentant une capacité moindre. Lors d'un apport d'eau important (pluie, irrigation), une plus grosse quantité d'eau ruisselle de ces zones dont la capacité d'infiltration est moindre. De fait, pour une zone donnée, la quantité d'eau infiltrée, le temps d'immersion et la proportion de surface immergée dépend des caractéristiques hydriques et du ruissellement associé. De même, une surface en aval recevant ces eaux de ruissellement recevra une quantité d'eau plus importante, selon une dynamique différente de l'apport en eau initial (pluie irrigation). Ces phénomènes modifient les conditions d'aérobioses du milieu et par conséquent la production de N_2O. Ils impactent aussi la capacité du gaz à diffuser dans l'atmosphère, la présence d'une lame d'eau en surface limitant cette diffusion. Cette influence des caractéristiques hydriques sur la dynamique des émissions est bien confirmée par le travail de modélisation.

Elle l'est également dans une moindre mesure sur les expérimentations réalisées sur le dispositif en pente, où les émissions de N_2O inférieures au seuil de détection sont plus nombreuses juste après la pluie sur les zones au milieu et en aval du dispositif, recevant les eaux de ruissellement, qu'en amont. Néanmoins ce résultat est à nuancer car, comme nous l'avons vu, les apports sur la zone amont ont été plus faibles que sur le reste du dispositif.

Les simulations numériques qui ont été réalisées montrent que la dynamique de pluie peut avoir un impact fort sur l'intensité et la dynamique des émissions de N_2O dans un système en pente, en lien avec les caractéristiques hydrodynamiques de ce système. En effet les conditions d'anaérobiose du système dépendent de la quantité d'eau qui s'infiltre dans le profil de sol. Or pour une même quantité d'eau apportée, la quantité d'eau infiltrée dans un système présentant une faible conductivité hydraulique est plus importante dans le cas de pluies peu intenses et de longue durée que pour des évènements pluvieux intenses et brefs. Une seule dynamique de pluie

a été testée sur notre système en pente, aussi nos données expérimentales ne nous permettent pas de vérifier cette hypothèse. Cette vérification expérimentale serait importante à réaliser car elle pose la question de la prise en compte de la pluviométrie dans les modèles définis à des pas de temps journaliers ou des pas de temps supérieurs.

4. LES PERSPECTIVES DE CE TRAVAIL

4.1. UNE UTILISATION REVISITEE DU DISPOSITIF ETUDIE

Comme nous l'avons précisé au début de ce chapitre, ce travail de thèse représente à notre connaissance une des premières tentatives d'étudier en laboratoire, en conditions contrôlées, les émissions de N_2O à une échelle de 10 m². Ce travail nous permet d'identifier des points de développement vis-à-vis du dispositif expérimental et de son utilisation.

D'un point de vue technique tout d'abord, l'un des intérêts de ce dispositif est de pouvoir mesurer les éléments sortant du système étudié. Toutefois, le dispositif actuel ne permet pas en l'état un suivi précis et fin de de l'eau percolant à la base du volume de sol, une partie de cette eau pouvant se retrouver piégée dans le dispositif. Une modification du bac récupérateur (ajout d'un plan plus incliné sur le fond du dispositif pour favoriser les écoulements, réalisation d'ouvertures pour faciliter le prélèvement de l'eau percolée etc.) pourrait permettre une connaissance plus précise de la dynamique et de la quantité d'eau percolée et faciliterait les prélèvements permettant de caractériser la composition de cette eau.

Ensuite, le choix présenté dans le chapitre 3 de réaliser une première série de suivis expérimentaux sur du sol reconstitué, en l'absence de couvert ou de macrofaune, a été réalisé afin de limiter les facteurs de variabilité non contrôlés. Les résultats obtenus montrent que si les facteurs macroscopiques ont été mieux contrôlés que ce qu'il aurait été possible de faire sur le terrain, il est difficile de contrôler à cette échelle la structure d'un sol reconstitué et la variabilité interne de notre système s'est avérée supérieure à celle attendue dans des conditions contrôlées. La taille du dispositif limitant le nombre de prélèvements de contrôle réalisables, nous conseillons pour l'avenir de considérer ce dispositif non pas comme un moyen de contrôler l'état du système sol-plante mais comme un moyen de contrôler les conditions climatiques (température, pluviométrie), l'état de de surface, les apports réalisés dans ce système et ses sorties, ainsi qu'un moyen de réaliser des mesures de gaz à une haute résolution spatiale et temporelle plus aisément que sur le terrain. Le système étudié serait alors vu comme une sorte

de mésocosme ayant une variabilité intrinsèque non étudiée, sur lequel un facteur d'intérêt serait testé. Différentes dynamiques de pluies pourraient ainsi être appliquées sur le système en pente afin d'observer la réponse du sol à ces pluies.

Malgré un travail superficiel du sol avant chaque pluie, la connectivité du réseau poral était limitée pour les zones compactes. L'absence de macrofaune ou de plantes empêche une régénération du réseau poral avec le temps, comme l'ont observée Capowiez et al. (2012). Notons néanmoins que d'après leur étude, cette régénération peut prendre plusieurs mois. La recréation artificielle d'une macroporosité après fabrication du dispositif ou l'implantation d'un couvert pourrait permettre d'augmenter cette connectivité. L'implantation d'un couvert végétal pourrait également stabiliser davantage le sol et permettre de réaliser des pluies plus intenses sur le dispositif ainsi favoriser des émissions plus intenses. Ainsi, si les conditions sur sol nu appliquées dans ce travail pourraient être rapprochées d'un lit de semence pour les masses volumiques faibles, et d'un passage de roue pour les zones de masse volumique plus élevée, nous préconisons que l'exploitation du dispositif présenté dans le chapitre 3, lorsqu'elle vise l'étude de phénomènes biologiques, soit précédée d'un temps de « restructuration » au cours duquel le sol contenu dans le dispositif serait semé et conduit comme une parcelle agricole. Cela devrait permettre l'obtention d'un sol avec une vie microbienne active et physiquement plus stable sur lequel des pluies plus intenses pourront être réalisées. A noter que l'implantation d'un couvert végétal sur ce dispositif est en cours de réalisation dans le cadre du projet HydroGES.

4.2. L'INTEGRATION DE LA CARACTERISATION DES MICRO-ORGANISMES ET DE LEUR LOCALISATION

Le travail réalisé ici s'est limité à des caractérisations physico-chimiques des propriétés du sol ainsi qu'à des mesures des émissions de CO_2 qui renseignent en partie sur l'activité microbienne du sol. Il serait enrichissant de réaliser des expérimentations semblables en caractérisant davantage la composante microbiologique. Il serait notamment intéressant de mesurer l'activité microbienne dénitrifiante par des mesures de l'activité enzymatique sur des prélèvements de sol, ou encore d'étudier l'abondance et la diversité des micro-organismes présents selon l'état de compaction du sol.

Une telle caractérisation permettrait notamment d'apporter des éléments de réponses à nos questionnements concernant la variabilité observée entre des zones de même masse volumique.

Cette caractérisation pourrait être couplée à une caractérisation par tomographie à haute résolution afin de localiser les zones en condition d'anaérobiose dans les sols et lier la répartition de ces zones à celles des micro-organismes.

4.3. UNE POURSUITE DU DEVELOPPEMENT DU MODELE

Le modèle développé et utilisé dans le cadre de ce travail donne des résultats cohérents avec les expérimentations et la littérature. Néanmoins, ce modèle doit encore être testé sur d'autres jeux de données et en particulier des jeux de données issus d'observations sur le terrain. La plupart des jeux de données actuellement disponibles dans la littérature sont essentiellement issus d'observation sur des sols cultivés, et nécessitent par conséquent d'implémenter dans le modèle des modules supplémentaires pour tenir compte de l'effet des couverts végétaux sur l'évolution des espèces azotées et de la teneur en eau dans le profil de sol. Après validation, ce modèle sera mis à la disposition des acteurs de la recherche.

Enfin, une réflexion autour du couplage réalisé entre les simulations en 1D et le ruissellement pourra être menée, afin d'automatiser davantage les simulations. On peut notamment envisager un couplage entre le modèle développé sur VSOIL et un modèle de ruissellement spatialisé.

4.4. EMISSIONS DE N_2O ET STRUCTURE DU SOL : QUELLES CONSEQUENCES POSSIBLES POUR LES PRATIQUES AGRICOLES ?

Les expérimentations et les simulations réalisées pendant ce travail ont mis en évidence la complexité du déterminisme des émissions de N_2O et ont souligné l'intérêt de mesures réalisées à une haute résolution spatiale. L'utilisation de mesures issues de capteurs embarqués, dans le cadre des pratiques de l'agriculture de précision, associée à un modèle spatialisé pourrait permettre d'obtenir des modèles efficients à l'échelle d'une parcelle.

L'intégration de données météorologiques aux données d'entrées permettrait alors de simuler une représentation spatialisée des zones à risque au sein de la parcelle, et d'adapter les pratiques agricoles en conséquence. Les interventions au champ pourraient alors être réfléchies en fonction des dégradations possibles de la structure du sol, mais aussi en tenant compte des risques de libération du N_2O contenu dans le sol humide ou des risques d'amplification des émissions via un ruissellement plus important après compaction du sol.

Enfin, les expérimentations et le travail de modélisation ont montré l'effet important de l'état d'humidité du sol sur les émissions de N_2O, en particulier lors de pluie peu intenses favorisant

le maintien d'une teneur en eau favorable à la dénitrification sans une forte réduction de la diffusion du gaz dans le sol. Ainsi, dans les régions connaissant des périodes de pluies fréquentes, même modérées, il pourrait être intéressant de réfléchir à la mise en place de drains dans les sols comme moyen de limiter les émissions de N_2O.

REFERENCES

AMBUS, P. & CHRISTENSEN, S. 1994. MEASUREMENT OF N2O EMISSION FROM A FERTILIZED GRASSLAND - AN ANALYSIS OF SPATIAL VARIABILITY. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres,* 99**,** 16549-16555.

ANDERSEN, A. J. & PETERSEN, S. O. 2009. Effects of C and N availability and soil-water potential interactions on N2O evolution and PLFA composition. *Soil Biology and Biochemistry,* 41**,** 1726-1733.

ARIAS-NAVARRO, C., DÍAZ-PINÉS, E., KLATT, S., BRANDT, P., RUFINO, M. C., BUTTERBACH-BAHL, K. & VERCHOT, L. V. 2017. Spatial variability of soil N2O and CO2 fluxes in different topographic positions in a tropical montane forest in Kenya. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences,* 122**,** 514-527.

ASSOULINE, S., EL IDRISSI, A. & PERSOONS, E. 1997. Modelling the physical characteristics of simulated rainfall: a comparison with natural rainfall. *Journal of Hydrology,* 196**,** 336-347.

AUGEARD, B., BRESSON, L. M., ASSOULINE, S., KAO, C. & VAUCLIN, M. 2008. Dynamics of Soil Surface Bulk Density: Role of Water Table Elevation and Rainfall Duration. *Soil Science Society of America Journal,* 72**,** 412-423.

AZAM, F., GILL, S., FAROOQ, S. & LODHI, A. 2004. Effect of CO2 on nitrification and immobilization of NH4+-N. *Biology and Fertility of Soils,* 40**,** 427-431.

BAGGS, E. M. 2011. Soil microbial sources of nitrous oxide: recent advances in knowledge, emerging challenges and future direction. *Current Opinion in Environmental Sustainability,* 3**,** 321-327.

BALAINE, N., CLOUGH, T. J., BEARE, M. H., THOMAS, S. M. & MEENKEN, E. D. 2016. Soil Gas Diffusivity Controls N2O and N-2 Emissions and their Ratio. *Soil Science Society of America Journal,* 80**,** 529-540.

BALAINE, N., CLOUGH, T. J., BEARE, M. H., THOMAS, S. M., MEENKEN, E. D. & ROSS, J. G. 2013. Changes in Relative Gas Diffusivity Explain Soil Nitrous Oxide Flux Dynamics. *Soil Science Society of America Journal,* 77**,** 1496-1505.

BALL, B. C., CRICHTON, I. & HORGAN, G. W. 2008. Dynamics of upward and downward N2O and CO2 fluxes in ploughed or no-tilled soils in relation to water-filled pore space, compaction and crop presence. *Soil and Tillage Research,* 101**,** 20-30.

BALL, B. C., HORGAN, G. W., CLAYTON, H. & PARKER, J. P. 1997. Spatial Variability of Nitrous Oxide Fluxes and Controlling Soil and Topographic Properties. *Journal of Environmental Quality,* 26**,** 1399-1409.

BALL, B. C., HORGAN, G. W. & PARKER, J. P. 2000. Short-range spatial variation of nitrous oxide fluxes in relation to compaction and straw residues. *European Journal of Soil Science,* 51**,** 607-616.

BATEMAN, E. J. & BAGGS, E. M. 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N2O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils,* 41**,** 379-388.

BEARE, M. H., GREGORICH, E. G. & ST-GEORGES, P. 2009. Compaction effects on CO2 and N2O production during drying and rewetting of soil. *Soil Biology and Biochemistry,* 41**,** 611-621.

BEAUJOUAN, V. 2001. *Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes. Développement d'un modèle conceptuel distribué. Applications à de petits bassins versants agricoles.*

BEDAIWY, M. N. & ROLSTON, D. E. 1993. SOIL SURFACE DENSIFICATION UNDER SIMULATED HIGH-INTENSITY RAINFALL. *Soil Technology,* 6**,** 365-376.

BELL, M. J., JONES, E., SMITH, J., SMITH, P., YELURIPATI, J., AUGUSTIN, J., JUSZCZAK, R., OLEJNIK, J. & SOMMER, M. 2012. Simulation of soil nitrogen, nitrous oxide emissions and mitigation scenarios at 3 European cropland sites using the ECOSSE model. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 92**,** 161-181.

BERNHARDT, E. S., BLASZCZAK, J. R., FICKEN, C. D., FORK, M. L., KAISER, K. E. & SEYBOLD, E. C. 2017. Control Points in Ecosystems: Moving Beyond the Hot Spot Hot Moment Concept. *Ecosystems,* 20**,** 665-682.

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**,** 348-363.

BLACKMER, A. M. & BREMNER, J. M. 1978. Inhibitory effect of nitrate on reduction of N2O to N2 by soil microorganisms. *Soil Biology and Biochemistry,* 10**,** 187-191.

BLAGODATSKAYA, E. & KUZYAKOV, Y. 2013. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches. *Soil Biology and Biochemistry,* 67**,** 192-211.

BLAGODATSKY, S. & SMITH, P. 2012. Soil physics meets soil biology: Towards better mechanistic prediction of greenhouse gas emissions from soil. *Soil Biology and Biochemistry,* 47**,** 78-92.

BORKEN, W. & MATZNER, E. 2009. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Global Change Biology,* 15**,** 808-824.

BOUWMAN, A. F., BOUMANS, L. J. M. & BATJES, N. H. 2002. Emissions of N2O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles,* 16**,** 13.

BRAKER, G., SCHWARZ, J. & CONRAD, R. 2010. Influence of temperature on the composition and activity of denitrifying soil communities. *Fems Microbiology Ecology,* 73**,** 134-148.

BRISSON, N., MARY, B., RIPOCHE, D., JEUFFROY, M. H., RUGET, F., NICOULLAUD, B., GATE, P., DEVIENNE-BARRET, F., ANTONIOLETTI, R., DURR, C., RICHARD, G., BEAUDOIN, N., RECOUS, S., TAYOT, X., PLENET, D., CELLIER, P., MACHET, J.-M., MEYNARD, J. M. & DELÉCOLLE, R. 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie,* 18**,** 311-346.

BUREAU, J. 2017. *Nitrous oxide emissions by agricultural soils : effect of temperature dynamics ; up-scaling measurements from the plot to the landscape.*

BUTTERBACH-BAHL, K., BAGGS, E. M., DANNENMANN, M., KIESE, R. & ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences,* 368.

AMBUS, P. & CHRISTENSEN, S. 1994. MEASUREMENT OF N2O EMISSION FROM A FERTILIZED GRASSLAND - AN ANALYSIS OF SPATIAL VARIABILITY. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres,* 99**,** 16549-16555.

ANDERSEN, A. J. & PETERSEN, S. O. 2009. Effects of C and N availability and soil-water potential interactions on N2O evolution and PLFA composition. *Soil Biology and Biochemistry,* 41**,** 1726-1733.

ARIAS-NAVARRO, C., DÍAZ-PINÉS, E., KLATT, S., BRANDT, P., RUFINO, M. C., BUTTERBACH-BAHL, K. & VERCHOT, L. V. 2017. Spatial variability of soil N2O and CO2 fluxes in different topographic positions in a tropical montane forest in Kenya. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences,* 122**,** 514-527.

ASSOULINE, S., EL IDRISSI, A. & PERSOONS, E. 1997. Modelling the physical characteristics of simulated rainfall: a comparison with natural rainfall. *Journal of Hydrology,* 196**,** 336-347.

AUGEARD, B., BRESSON, L. M., ASSOULINE, S., KAO, C. & VAUCLIN, M. 2008. Dynamics of Soil Surface Bulk Density: Role of Water Table Elevation and Rainfall Duration. *Soil Science Society of America Journal,* 72**,** 412-423.

AZAM, F., GILL, S., FAROOQ, S. & LODHI, A. 2004. Effect of CO2 on nitrification and immobilization of NH4+-N. *Biology and Fertility of Soils,* 40**,** 427-431.

BAGGS, E. M. 2011. Soil microbial sources of nitrous oxide: recent advances in knowledge, emerging challenges and future direction. *Current Opinion in Environmental Sustainability,* 3**,** 321-327.

BALAINE, N., CLOUGH, T. J., BEARE, M. H., THOMAS, S. M. & MEENKEN, E. D. 2016. Soil Gas Diffusivity Controls N2O and N-2 Emissions and their Ratio. *Soil Science Society of America Journal,* 80**,** 529-540.

BALAINE, N., CLOUGH, T. J., BEARE, M. H., THOMAS, S. M., MEENKEN, E. D. & ROSS, J. G. 2013. Changes in Relative Gas Diffusivity Explain Soil Nitrous Oxide Flux Dynamics. *Soil Science Society of America Journal,* 77**,** 1496-1505.

BALL, B. C., CRICHTON, I. & HORGAN, G. W. 2008. Dynamics of upward and downward N2O and CO2 fluxes in ploughed or no-tilled soils in relation to water-filled pore space, compaction and crop presence. *Soil and Tillage Research,* 101**,** 20-30.

BALL, B. C., HORGAN, G. W., CLAYTON, H. & PARKER, J. P. 1997. Spatial Variability of Nitrous Oxide Fluxes and Controlling Soil and Topographic Properties. *Journal of Environmental Quality,* 26**,** 1399-1409.

BALL, B. C., HORGAN, G. W. & PARKER, J. P. 2000. Short-range spatial variation of nitrous oxide fluxes in relation to compaction and straw residues. *European Journal of Soil Science,* 51**,** 607-616.

BATEMAN, E. J. & BAGGS, E. M. 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N2O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils,* 41**,** 379-388.

BEARE, M. H., GREGORICH, E. G. & ST-GEORGES, P. 2009. Compaction effects on CO2 and N2O production during drying and rewetting of soil. *Soil Biology and Biochemistry,* 41**,** 611-621.

BEAUJOUAN, V. 2001. *Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes. Développement d'un modèle conceptuel distribué. Applications à de petits bassins versants agricoles.*

BEDAIWY, M. N. & ROLSTON, D. E. 1993. SOIL SURFACE DENSIFICATION UNDER SIMULATED HIGH-INTENSITY RAINFALL. *Soil Technology,* 6**,** 365-376.

BELL, M. J., JONES, E., SMITH, J., SMITH, P., YELURIPATI, J., AUGUSTIN, J., JUSZCZAK, R., OLEJNIK, J. & SOMMER, M. 2012. Simulation of soil nitrogen, nitrous oxide emissions and mitigation scenarios at 3 European cropland sites using the ECOSSE model. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 92**,** 161-181.

BERNHARDT, E. S., BLASZCZAK, J. R., FICKEN, C. D., FORK, M. L., KAISER, K. E. & SEYBOLD, E. C. 2017. Control Points in Ecosystems: Moving Beyond the Hot Spot Hot Moment Concept. *Ecosystems,* 20**,** 665-682.

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**,** 348-363.

BLACKMER, A. M. & BREMNER, J. M. 1978. Inhibitory effect of nitrate on reduction of N2O to N2 by soil microorganisms. *Soil Biology and Biochemistry,* 10**,** 187-191.

BLAGODATSKAYA, E. & KUZYAKOV, Y. 2013. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches. *Soil Biology and Biochemistry,* 67**,** 192-211.

BLAGODATSKY, S. & SMITH, P. 2012. Soil physics meets soil biology: Towards better mechanistic prediction of greenhouse gas emissions from soil. *Soil Biology and Biochemistry,* 47**,** 78-92.

BORKEN, W. & MATZNER, E. 2009. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Global Change Biology,* 15**,** 808-824.

BOUWMAN, A. F., BOUMANS, L. J. M. & BATJES, N. H. 2002. Emissions of N2O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles,* 16**,** 13.

BRAKER, G., SCHWARZ, J. & CONRAD, R. 2010. Influence of temperature on the composition and activity of denitrifying soil communities. *Fems Microbiology Ecology,* 73**,** 134-148.

BRISSON, N., MARY, B., RIPOCHE, D., JEUFFROY, M. H., RUGET, F., NICOULLAUD, B., GATE, P., DEVIENNE-BARRET, F., ANTONIOLETTI, R., DURR, C., RICHARD, G., BEAUDOIN, N., RECOUS, S., TAYOT, X., PLENET, D., CELLIER, P., MACHET, J.-M., MEYNARD, J. M. & DELÉCOLLE, R. 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie,* 18**,** 311-346.

BUREAU, J. 2017. *Nitrous oxide emissions by agricultural soils : effect of temperature dynamics ; up-scaling measurements from the plot to the landscape.*

BUTTERBACH-BAHL, K., BAGGS, E. M., DANNENMANN, M., KIESE, R. & ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences,* 368.

CANNAVO, P., LAFOLIE, F., NICOLARDOT, B. & RENAULT, P. 2006. Modeling seasonal variations in carbon dioxide and nitrous oxide in the vadose zone. *Vadose Zone Journal,* 5**,** 990-1004.

CAPOWIEZ, Y., SAMARTINO, S., CADOUX, S., BOUCHANT, P., RICHARD, G. & BOIZARD, H. 2012. Role of earthworms in regenerating soil structure after compaction in reduced tillage systems. *Soil Biology and Biochemistry,* 55**,** 93-103.

CAVIGELLI, M. A. & ROBERTSON, G. P. 2000. THE FUNCTIONAL SIGNIFICANCE OF DENITRIFIER COMMUNITY COMPOSITION IN A TERRESTRIAL ECOSYSTEM. *Ecology,* 81**,** 1402-1414.

CHADWICK, D. R., CARDENAS, L., MISSELBROOK, T. H., SMITH, K. A., REES, R. M., WATSON, C. J., MCGEOUGH, K. L., WILLIAMS, J. R., CLOY, J. M., THORMAN, R. E. & DHANOA, M. S. 2014. Optimizing chamber methods for measuring nitrous oxide emissions from plot-based agricultural experiments. *European Journal of Soil Science,* 65**,** 295-307.

CHEN, D., LI, Y., GRACE, P. & MOSIER, A. R. 2008. N2O emissions from agricultural lands: a synthesis of simulation approaches. *Plant and Soil,* 309**,** 169-189.

CIAIS, P., SABINE, C., BALA, G., BOPP, L., BROVKIN, V., CANADELL, J., CHHABRA, A., DEFRIES, R., GALLOWAY, J., HEIMANN, M., JONES, C., LE QUÉRÉ, C., MYNENI, R. B., PIAO, S. & THORNTON, P. 2013. Carbon and Other Biogeochemical Cycles. *In:* STOCKER, T. F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M., ALLEN, S. K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, V. & MIDGLEY, P. M. (eds.) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

CITEPA 2018. Rapport National d'Inventaire pour la France au titre de la Convention cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques et du Protocole de Kyoto. *Rapport CCNUCC.* CITEPA.

CLEMENS, J., SCHILLINGER, M. P., GOLDBACH, H. & HUWE, B. 1999. Spatial variability of N2O emissions and soil parameters of an arable silt loam – a field study. *Biology and Fertility of Soils,* 28**,** 403-406.

CLOUGH, T. J., ROLSTON, D. E., STEVENS, R. J. & LAUGHLIN, R. J. 2003. N2O and N2 gas fluxes, soil gas pressures, and ebullition events following irrigation of 15NO3-labelled subsoils. *Soil Research,* 41**,** 401-420.

CLOUGH, T. J., SHERLOCK, R. R. & ROLSTON, D. E. 2005. A Review of the Movement and Fate of N2O in the Subsoil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 72**,** 3-11.

CONGREVES, K. A., WAGNER-RIDDLE, C., SI, B. C. & CLOUGH, T. J. 2018. Nitrous oxide emissions and biogeochemical responses to soil freezing-thawing and drying-wetting. *Soil Biology and Biochemistry,* 117**,** 5-15.

CONRAD, R. 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H-2, CO, CH4, OCS, N2O, and NO). *Microbiological Reviews,* 60**,** 609-+.

CORRE, M. D., PENNOCK, D. J., VAN KESSEL, C. & KIRKELLIOTT, D. 1999. Estimation of annual nitrous oxide emissions from a transitional grassland-forest region in Saskatchewan, Canada. *Biogeochemistry,* 44**,** 29-49.

COUSIN, I. 2007. *Structure et propriétés hydriques des sols : hétérogénéité spatiale et variabilité temporelle, de l'horizon à la parcelle agricole.* HDR, Université d'Orléans.

COWAN, N. J., NORMAN, P., FAMULARI, D., LEVY, P. E., REAY, D. S. & SKIBA, U. M. 2015. Spatial variability and hotspots of soil N2O fluxes from intensively grazed grassland. *Biogeosciences,* 12**,** 1585-1596.

CUHEL, J., SIMEK, M., LAUGHLIN, R. J., BRU, D., CHENEBY, D., WATSON, C. J. & PHILIPPOT, L. 2010. Insights into the Effect of Soil pH on N2O and N-2 Emissions and Denitrifier Community Size and Activity. *Applied and Environmental Microbiology,* 76**,** 1870-1878.

CURTIN, D., BEARE, M. H., SCOTT, C. L., HERNANDEZ-RAMIREZ, G. & MEENKEN, E. D. 2014. Mineralization of Soil Carbon and Nitrogen Following Physical Disturbance: A Laboratory Assessment. *Soil Science Society of America Journal,* 78**,** 925-935.

DAVIDSON, E. A. 1992. Sources of Nitric Oxide and Nitrous Oxide following Wetting of Dry Soil. *Soil Science Society of America Journal,* 56**,** 95-102.

DE BOER, W. & KOWALCHUK, G. A. 2001. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry,* 33**,** 853-866.

DE NEVE, S. & HOFMAN, G. 2000. Influence of soil compaction on carbon and nitrogen mineralization of soil organic matter and crop residues. *Biology and Fertility of Soils,* 30**,** 544-549.

DEEPAGODA, T. K. K. C., MOLDRUP, P., SCHJØNNING, P., KAWAMOTO, K., KOMATSU, T. & DE JONGE, L. W. 2012. Variable Pore Connectivity Model Linking Gas Diffusivity and Air-Phase Tortuosity to Soil Matric Potential. *Vadose Zone Journal,* 11.

DÉHÉRAIN, P. P. & MAQUENNE, L. 1882. Sur la réduction des nitrates dans la terre arable. *C.R. Acad. Sci.* Paris: Acad. Sci.

DENMEAD, O. T. 2008. Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant and Soil,* 309**,** 5-24.

DETTMANN, U., BECHTOLD, M., FRAHM, E. & TIEMEYER, B. 2014. On the applicability of unimodal and bimodal van Genuchten–Mualem based models to peat and other organic soils under evaporation conditions. *Journal of Hydrology,* 515**,** 103-115.

DEXTER, A. R. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil and Tillage Research,* 11**,** 199-238.

DOBBIE, K. E., MCTAGGART, I. P. & SMITH, K. A. 1999. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres,* 104**,** 26891-26899.

DOUGLAS, J. T. & CRAWFORD, C. E. 1993. The response of a ryegrass sward to wheel traffic and applied nitrogen. *Grass and Forage Science,* 48**,** 91-100.

DREWITT, G. & WARLAND, J. S. 2007. Continuous measurements of below ground nitrous oxide concentrations. *Soil Science Society of America Journal,* 71**,** 1-7.

DURAR, A. A., STEINER, J. L., EVETT, S. R. & SKIDMORE, E. L. 1995. MEASURED AND SIMULATED SURFACE SOIL DRYING. *Agronomy Journal,* 87**,** 235-244.

EBRAHIMI, A. & OR, D. 2018. Dynamics of soil biogeochemical gas emissions shaped by remolded aggregate sizes and carbon configurations under hydration cycles. *Global Change Biology,* 24**,** E378-E392.

EDEN, M., MOLDRUP, P., SCHJONNING, P., SCOW, K. M. & DE JONGE, L. W. 2012. Soil-Gas Phase Transport and Structure Parameters for a Soil Under Different Management Regimes and at Two Moisture Levels. *Soil Science,* 177**,** 527-534.

ENGEL, T. & PRIESACK, E. 1993. *EXPERT-N - A BUILDING-BLOCK SYSTEM OF NITROGEN MODELS AS RESOURCE FOR ADVICE, RESEARCH, WATER MANAGEMENT AND POLICY,* Dordrecht, Kluwer Academic Publ.

FANG, Q. X., MA, L., HALVORSON, A. D., MALONE, R. W., AHUJA, L. R., DEL GROSSO, S. J. & HATFIELD, J. L. 2015. Evaluating four nitrous oxide emission algorithms in response to N rate on an irrigated corn field. *Environmental Modelling & Software,* 72**,** 56-70.

FARQUHARSON, R. & BALDOCK, J. 2008. Concepts in modelling N2O emissions from land use. *Plant and Soil,* 309**,** 147-167.

FIRESTONE, M. K. 1982. Biological Denitrification. *Nitrogen in Agricultural Soils.* USA: Agronomy Monograph.

FLECHARD, C. R., AMBUS, P., SKIBA, U., REES, R. M., HENSEN, A., VAN AMSTEL, A., DASSELAAR, A. V. D. P.-V., SOUSSANA, J. F., JONES, M., CLIFTON-BROWN, J., RASCHI, A., HORVATH, L., NEFTEL, A., JOCHER, M., AMMANN, C., LEIFELD, J., FUHRER, J., CALANCA, P., THALMAN, E., PILEGAARD, K., DI MARCO, C., CAMPBELL, C., NEMITZ, E., HARGREAVES, K. J., LEVY, P. E., BALL, B. C., JONES, S. K., VAN DE BULK, W. C. M., GROOT, T., BLOM, M., DOMINGUES, R., KASPER, G., ALLARD, V., CESCHIA, E., CELLIER, P., LAVILLE, P., HENAULT, C., BIZOUARD, F., ABDALLA, M., WILLIAMS, M., BARONTI, S., BERRETTI, F. & GROSZ, B. 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 121**,** 135-152.

FOCHT, D. D. 1974. EFFECT OF TEMPERATURE, PH, AND AERATION ON PRODUCTION OF NITROUS-OXIDE AND GASEOUS NITROGEN - ZERO-ORDER KINETIC-MODEL. *Soil Science,* 118**,** 173-179.

FOLORUNSO, O. A. & ROLSTON, D. E. 1984. Spatial Variability of Field-Measured Denitrification Gas Fluxes1. *Soil Science Society of America Journal,* 48**,** 1214-1219.

FOWLER, D., PILEGAARD, K., SUTTON, M. A., AMBUS, P., RAIVONEN, M., DUYZER, J., SIMPSON, D., FAGERLI, H., FUZZI, S., SCHJOERRING, J. K., GRANIER, C., NEFTEL, A., ISAKSEN, I. S. A., LAJ, P., MAIONE, M., MONKS, P. S., BURKHARDT, J., DAEMMGEN, U., NEIRYNCK, J., PERSONNE, E., WICHINK-KRUIT, R., BUTTERBACH-BAHL, K., FLECHARD, C., TUOVINEN, J. P., COYLE, M., GEROSA, G., LOUBET, B., ALTIMIR, N., GRUENHAGE, L., AMMANN, C., CIESLIK, S., PAOLETTI, E., MIKKELSEN, T. N., RO-POULSEN, H., CELLIER, P., CAPE, J. N., HORVÁTH, L., LORETO, F., NIINEMETS, Ü., PALMER, P. I., RINNE, J., MISZTAL, P., NEMITZ, E., NILSSON, D., PRYOR, S., GALLAGHER, M. W., VESALA, T., SKIBA, U., BRÜGGEMANN, N., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., WILLIAMS, J., O'DOWD, C., FACCHINI, M. C., DE LEEUW, G., FLOSSMAN, A., CHAUMERLIAC, N. & ERISMAN, J. W. 2009. Atmospheric composition change: Ecosystems–Atmosphere interactions. *Atmospheric Environment,* 43**,** 5193-5267.

FREY, B., KREMER, J., RÜDT, A., SCIACCA, S., MATTHIES, D. & LÜSCHER, P. 2009. Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure. *European Journal of Soil Biology,* 45**,** 312-320.

GABRIELLE, B., LAVILLE, P., HÉNAULT, C., NICOULLAUD, B. & GERMON, J. C. 2006. Simulation of Nitrous Oxide Emissions from Wheat-cropped Soils using CERES. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 74**,** 133-146.

GALLEJONES, P., AIZPURUA, A., ORTUZAR-IRAGORRI, M. A. & DEL PRADO, A. 2016. Development of a new model for the simulation of N2O emissions: a case-study on wheat cropping systems under humid Mediterranean climate. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change,* 21**,** 1107-1130.

GARCÍA-MARCO, S., RAVELLA, S. R., CHADWICK, D., VALLEJO, A., GREGORY, A. S. & CÁRDENAS, L. M. 2014. Ranking factors affecting emissions of GHG from incubated agricultural soils. *European Journal of Soil Science,* 65**,** 573-583.

GARCIA, J.-L. 1975. La dénitrification dans les sols. *Bulletin de l'institut Pasteur.*

GARNIER, P., NÉEL, C., AITA, C., RECOUS, S., LAFOLIE, F. & MARY, B. 2003. Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. *European Journal of Soil Science,* 54**,** 555-568.

GAYON, U. & DUPETIT, G. 1882a. Sur la fermentation des nitrates. *C.R. Acad. Sci.* Paris: Acad. Sci.

GAYON, U. & DUPETIT, G. 1882b. Sur la transformation des nitrates en nitrites. *C.R. Acad. Sci.* Paris: Acad. Sci.

GILTRAP, D. L. & GODFREY, A. J. R. 2016. The effects of spatial variability of nitrous oxide emissions from grazed pastures on the sampling distribution of chamber measurements. *Journal of Agricultural Science,* 154**,** 223-241.

GRANT, R. F. & PATTEY, E. 2003. Modelling variability in N2O emissions from fertilized agricultural fields. *Soil Biology and Biochemistry,* 35**,** 225-243.

GROFFMAN, P. M., BUTTERBACH-BAHL, K., FULWEILER, R. W., GOLD, A. J., MORSE, J. L., STANDER, E. K., TAGUE, C., TONITTO, C. & VIDON, P. 2009. Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models. *Biogeochemistry,* 93**,** 49-77.

GROSSEL, A., NICOULLAUD, B., BOURENNANE, H., LACOSTE, M., GUIMBAUD, C., ROBERT, C. & HÉNAULT, C. 2016. The effect of tile-drainage on nitrous oxide emissions from soils and drainage streams in a cropped landscape in Central France. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 230**,** 251-260.

GROSSEL, A., NICOULLAUD, B., BOURENNANE, H., ROCHETTE, P., GUIMBAUD, C., CHARTIER, M., CATOIRE, V. & HÉNAULT, C. 2014. Simulating the spatial variability of nitrous oxide emission from cropped soils at the within-field scale using the NOE model. *Ecological Modelling,* 288**,** 155-165.

GU, J., NICOULLAUD, B., ROCHETTE, P., PENNOCK, D. J., HÉNAULT, C., CELLIER, P. & RICHARD, G. 2011. Effect of topography on nitrous oxide emissions from winter wheat fields in Central France. *Environmental Pollution,* 159**,** 3149-3155.

HAAS, E., KLATT, S., FRÖHLICH, A., KRAFT, P., WERNER, C., KIESE, R., GROTE, R., BREUER, L. & BUTTERBACH-BAHL, K. 2013. LandscapeDNDC: a process model for simulation of biosphere–atmosphere–hydrosphere exchange processes at site and regional scale. *Landscape Ecology,* 28**,** 615-636.

HAMONTS, K., BALAINE, N., MOLTCHANOVA, E., BEARE, M., THOMAS, S., WAKELIN, S. A., O'CALLAGHAN, M., CONDRON, L. M. & CLOUGH, T. J. 2013. Influence of soil bulk density and matric potential on microbial dynamics, inorganic N transformations, N2O and N2 fluxes following urea deposition. *Soil Biology and Biochemistry,* 65**,** 1-11.

HAO, H., HARTMANN, C., APICHART, J., SIWAPORN, S., PROMSAKHA, S., RICHARD, G., BRUAND, A. & DEXTER, A. R. 2011. Slumping dynamics in tilled sandy soils under natural rainfall and experimental flooding. *Soil and Tillage Research,* 114**,** 9-17.

HARRISON-KIRK, T., BEARE, M. H., MEENKEN, E. D. & CONDRON, L. M. 2013. Soil organic matter and texture affect responses to dry/wet cycles: Effects on carbon dioxide and nitrous oxide emissions. *Soil Biology and Biochemistry,* 57**,** 43-55.

HARRISON-KIRK, T., THOMAS, S. M., CLOUGH, T. J., BEARE, M. H., VAN DER WEERDEN, T. J. & MEENKEN, E. D. 2015. Compaction influences N2O and N2 emissions from 15N-labeled synthetic urine in wet soils during successive saturation/drainage cycles. *Soil Biology and Biochemistry,* 88**,** 178-188.

HARTER, J., GUZMAN-BUSTAMANTE, I., KUEHFUSS, S., RUSER, R., WELL, R., SPOTT, O., KAPPLER, A. & BEHRENS, S. 2016. Gas entrapment and microbial N2O reduction reduce N2O emissions from a biochar-amended sandy clay loam soil. *Scientific Reports,* 6**,** 15.

HEIL, J., VEREECKEN, H. & BRÜGGEMANN, N. 2016. A review of chemical reactions of nitrification intermediates and their role in nitrogen cycling and nitrogen trace gas formation in soil. *European Journal of Soil Science,* 67**,** 23-39.

HÉNAULT, C., BIZOUARD, F., LAVILLE, P., GABRIELLE, B., NICOULLAUD, B., GERMON, J. C. & CELLIER, P. 2005. Predicting in situ soil N2O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology,* 11**,** 115-127.

HÉNAULT, C., GROSSEL, A., MARY, B., ROUSSEL, M. & LÉONARD, J. 2012. Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. *Pedosphere,* 22**,** 426-433.

HERBST, M., TAPPE, W., KUMMER, S. & VEREECKEN, H. 2016. The impact of sieving on heterotrophic respiration response to water content in loamy and sandy topsoils. *Geoderma,* 272**,** 73-82.

HORN, R., DOMŻŻAŁ, H., SŁOWIŃSKA-JURKIEWICZ, A. & VAN OUWERKERK, C. 1995. Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment. *Soil and Tillage Research,* 35**,** 23-36.

HOUSTON, A. N., OTTEN, W., BAVEYE, P. C. & HAPCA, S. 2013. Adaptive-window indicator kriging: A thresholding method for computed tomography images of porous media. *Computers & Geosciences,* 54**,** 239-248.

HU, W., TIAN, S., DI, Q., LIU, J. & ZHANG, S. 2018. Nitrogen mineralization simulation dynamic in tobacco soil. *Journal of soil science and plant nutrition,* 18**,** 448-465.

IPCC 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. Geneva, Switzerland.

ITOH, M., KOSUGI, Y., TAKANASHI, S., KANEMITSU, S., OSAKA, K., HAYASHI, Y., TANI, M. & NIK, A. R. 2012. Effects of soil water status on the spatial variation of carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes in tropical rain-forest soils in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology,* 28**,** 557-570.

JABRO, J. D. 1992. ESTIMATION OF SATURATED HYDRAULIC CONDUCTIVITY OF SOILS FROM PARTICLE-SIZE DISTRIBUTION AND BULK-DENSITY DATA. *Transactions of the Asae,* 35**,** 557-560.

JAHANGIR, M. M. R., ROOBROECK, D., VAN CLEEMPUT, O. & BOECKX, P. 2011. Spatial variability and biophysicochemical controls on N2O emissions from differently tilled arable soils. *Biology and Fertility of Soils,* 47**,** 753-766.

JAYNES, D. B. & S. ROGOWSKI, A. 1983. *Applicability of Fick's Law to Gas Diffusion*.

JURY, W. A., GARDNER, W. R. & GARDNER, W. H. 1991. *Soil physics. 5th ed,* New York, N.Y., John Wiley & Sons.

KAISER, E. A., KOHRS, K., KÜCKE, M., SCHNUG, E., HEINEMEYER, O. & MUNCH, J. C. 1998. Nitrous oxide release from arable soil: Importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biology and Biochemistry,* 30**,** 1553-1563.

KEATING JR, M. P., OCHS, C. A., BALACHANDRAN, D., HOLLAND, M. M., LIZOTTE JR, R. E. & YU, K. 2016. Spatial variation related to hydrologic patterns and vegetation in greenhouse gas fluxes from the Mississippi Delta agricultural region. *Applied Soil Ecology,* 98**,** 278-281.

KEMPER, W. D. & ROSENAU, R. C. 1984. Soil Cohesion as Affected by Time and Water Content. *Soil Science Society of America Journal,* 48**,** 1001-1006.

KOOL, D. M., DOLFING, J., WRAGE, N. & VAN GROENIGEN, J. W. 2011. Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil. *Soil Biology and Biochemistry,* 43**,** 174-178.

KOSKINEN, W. C. & KEENEY, D. R. 1982. Effect of pH on the Rate of Gaseous Products of Denitrification in a Silt Loam Soil. *Soil Science Society of America Journal,* 46**,** 1165-1167.

KUTNER, M. H., NACHTSHEIM, C. J., NETER, J. & LI, W. 2005. *Applied linear statistical models,* New-York, MacGraw Hill Int.

KUZYAKOV, Y. & BLAGODATSKAYA, E. 2015. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. *Soil Biology and Biochemistry,* 83**,** 184-199.

LAFOLIE, F. 1991. Modelling water flow, nitrogen transport and root uptake including physical non-equilibrium and optimization of the root water potential. *Fertilizer research,* 27**,** 215-231.

LAFOLIE, F., COUSIN, I., MARON, P.-A., MOLLIER, A., POT, V., MOITRIER, N., MOITRIER, N. & NOUGUIER, C. 2014. *La plateforme de modélisation « VSoil »*.

LAVILLE, P., HENAULT, C., RENAULT, P., CELLIER, P., ORIOL, A., DEVIS, X., FLURA, D. & GERMON, J. C. 1997. Field comparison of nitrous oxide emission measurements using micrometeorological and chamber methods. *Agronomie,* 17**,** 375-388.

LI, C., FROLKING, S. & FROLKING, T. A. 1992. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres,* 97**,** 9759-9776.

LIDE, D. R. 2005. *CRC Handbook of Chemistry and Physics, Internet Version,* Boca Raton, FL, CRC Press.
LIEBIG, M. A., JONES, A. J., DORAN, J. W. & MIELKE, L. N. 1995. Potential Soil Respiration and Relationship to Soil Properties in Ridge Tillage. *Soil Science Society of America Journal,* 59**,** 1430-1435.
LINN, D. M. & DORAN, J. W. 1984. Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils. *Soil Science Society of America Journal,* 48**,** 1267-1272.
LIPIEC, J. & HATANO, R. 2003. Quantification of compaction effects on soil physical properties and crop growth. *Geoderma,* 116**,** 107-136.
LIU, X. J., MOSIER, A. R., HALVORSON, A. D., REULE, C. A. & ZHANG, F. S. 2007. Dinitrogen and N2O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry,* 39**,** 2362-2370.
LIU, Y., LI, Y., HARRIS, P., CARDENAS, L. M., DUNN, R. M., SINT, H., MURRAY, P. J., LEE, M. R. F. & WU, L. 2018. Modelling field scale spatial variation in water run-off, soil moisture, N2O emissions and herbage biomass of a grazed pasture using the SPACSYS model. *Geoderma,* 315**,** 49-58.
LÓPEZ-FERNÁNDEZ, S., DÍEZ, J. A., HERNÁIZ, P., ARCE, A., GARCÍA-TORRES, L. & VALLEJO, A. 2007. Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 78**,** 279-289.
MAAG, M. & VINTHER, F. P. 1996. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. *Applied Soil Ecology,* 4**,** 5-14.
MAEDA, K., SPOR, A., EDEL-HERMANN, V., HERAUD, C., BREUIL, M.-C., BIZOUARD, F., TOYODA, S., YOSHIDA, N., STEINBERG, C. & PHILIPPOT, L. 2015. N2O production, a widespread trait in fungi. *Scientific Reports,* 5**,** 9697.
MASÍS-MELÉNDEZ, F., DE JONGE, L. W., CHAMINDU DEEPAGODA, T. K. K., TULLER, M. & MOLDRUP, P. 2015. Effects of Soil Bulk Density on Gas Transport Parameters and Pore-Network Properties across a Sandy Field Site. *Vadose Zone Journal,* 14.
MATHIEU, O., LÉVÊQUE, J., HÉNAULT, C., MILLOUX, M. J., BIZOUARD, F. & ANDREUX, F. 2006. Emissions and spatial variability of N2O, N2 and nitrous oxide mole fraction at the field scale, revealed with 15N isotopic techniques. *Soil Biology and Biochemistry,* 38**,** 941-951.
MCCLAIN, E. M., BOYER, W. E., DENT, L. C., GERGEL, E. S., GRIMM, B. N., GROFFMAN, M. P., HART, C. S., HARVEY, W. J., JOHNSTON, A. C., MAYORGA, E., MCDOWELL, H. W. & PINAY, G. 2003. Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems,* 6**,** 301-312.
MCDANIEL, M. D., SIMPSON, R. R., MALONE, B. P., MCBRATNEY, A. B., MINASNY, B. & ADAMS, M. A. 2017. Quantifying and predicting spatio-temporal variability of soil CH4 and N2O fluxes from a seemingly homogeneous Australian agricultural field. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 240**,** 182-193.
MOLDRUP, P., CHAMINDU DEEPAGODA, T. K. K., HAMAMOTO, S., KOMATSU, T., KAWAMOTO, K., ROLSTON, D. E. & DE JONGE, L. W. 2013. Structure-Dependent Water-Induced Linear Reduction Model for Predicting Gas Diffusivity and Tortuosity in Repacked and Intact Soil. *Vadose Zone Journal,* 12.
MOLODOVSKAYA, M., SINGURINDY, O., RICHARDS, B. K., WARLAND, J., JOHNSON, M. S. & STEENHUIS, T. S. 2012. Temporal Variability of Nitrous Oxide from Fertilized Croplands: Hot Moment Analysis. *Soil Science Society of America Journal,* 76**,** 1728-1740.
MUALEM, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research,* 12**,** 513-522.
MÜLLER, C., STEVENS, R. J., LAUGHLIN, R. J. & JAGER, H. J. 2004. Microbial processes and the site of N2O production in a temperate grassland soil. *Soil Biology & Biochemistry,* 36**,** 453-461.
MULLINS, C. E., YOUNG, I. M., BENGOUGH, A. G. & LEY, G. J. 1987. Hard-setting soils. *Soil Use and Management,* 3**,** 79-83.

MYHRE, G., SHINDELL, D., BRÉON, F.-M., COLLINS, W., FUGLESTVEDT, J., HUANG, J., KOCH, D., LAMARQUE, J.-F., LEE, D., MENDOZA, B., NAKAJIMA, T., ROBOCK, A., STEPHENS, G., TAKEMURA, T. & ZHANG, H. 2013. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. *In:* STOCKER, T. F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M., ALLEN, S. K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, V. & MIDGLEY, P. M. (eds.) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

NAWAZ, M. F., BOURRIE, G. & TROLARD, F. 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development,* 33**,** 291-309.

NOVARA, A., ARMSTRONG, A., GRISTINA, L., SEMPLE, K. T. & QUINTON, J. N. 2012. Effects of soil compaction, rain exposure and their interaction on soil carbon dioxide emission. *Earth Surface Processes and Landforms,* 37**,** 994-999.

OH, W. & LINDQUIST, B. 1999. Image thresholding by indicator kriging. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence,* 21**,** 590-602.

OORTS, K., NICOLARDOT, B., MERCKX, R., RICHARD, G. & BOIZARD, H. 2006. C and N mineralization of undisrupted and disrupted soil from different structural zones of conventional tillage and no-tillage systems in northern France. *Soil Biology and Biochemistry,* 38**,** 2576-2586.

PARKIN, T. B. 1987. Soil Microsites as a Source of Denitrification Variability. *Soil Science Society of America Journal,* 51.

PARKIN, T. B. 1993. Spatial Variability of Microbial Processes in Soil—A Review. *Journal of Environmental Quality,* 22**,** 409-417.

PARRY, S., RENAULT, P., CHADŒUF, J., CHENU, C. & LENSI, R. 2000. Particulate organic matter as a source of variation in denitrification in clods of soil. *European Journal of Soil Science,* 51**,** 271-281.

PARTON, W. J., HOLLAND, E. A., DEL GROSSO, S. J., HARTMAN, M. D., MARTIN, R. E., MOSIER, A. R., OJIMA, D. S. & SCHIMEL, D. S. 2001. Generalized model for NOx and N2O emissions from soils. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres,* 106**,** 17403-17419.

PARTON, W. J., MOSIER, A. R., OJIMA, D. S., VALENTINE, D. W., SCHIMEL, D. S., WEIER, K. & KULMALA, A. E. 1996. Generalized model for N2 and N2O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles,* 10**,** 401-412.

PARTON, W. J., SCHIMEL, D. S., COLE, C. V. & OJIMA, D. S. 1987. Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands1. *Soil Science Society of America Journal,* 51**,** 1173-1179.

PEDERSEN, A. R., PETERSEN, S. O. & SCHELDE, K. 2010. A comprehensive approach to soil-atmosphere trace-gas flux estimation with static chambers. *European Journal of Soil Science,* 61**,** 888-902.

PETERSEN, S. O., SCHJØNNING, P., THOMSEN, I. K. & CHRISTENSEN, B. T. 2008. Nitrous oxide evolution from structurally intact soil as influenced by tillage and soil water content. *Soil Biology and Biochemistry,* 40**,** 967-977.

PHILIPPOT, L., HALLIN, S. & SCHLOTER, M. 2007. Ecology of Denitrifying Prokaryotes in Agricultural Soil. *Advances in Agronomy.* Academic Press.

PRINGLE, M. J., BAXTER, S. J., MARCHANT, B. P. & LARK, R. M. 2008. Spatial analysis of the error in a model of soil nitrogen. *Ecological Modelling,* 211**,** 453-467.

PRITCHARD, D. T. & CURRIE, J. A. 1982. Diffusion of coefficients of carbon dioxide, nitrous oxide, ethylene and ethane in air and their measurement. *Journal of Soil Science,* 33**,** 175-184.

PROBERT, M. E., DIMES, J. P., KEATING, B. A., DALAL, R. C. & STRONG, W. M. 1998. APSIM's water and nitrogen modules and simulation of the dynamics of water and nitrogen in fallow systems. *Agricultural Systems,* 56**,** 1-28.

R CORE TEAM 2017. R : A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

RABOT, E. 2014. *Le contrôle des émissions de protoxyde d'azote par le fonctionnement hydrique des sols.* Université d'Orléans.

RABOT, E., COUSIN, I. & HÉNAULT, C. 2015a. A modeling approach of the relationship between nitrous oxide fluxes from soils and the water-filled pore space. *Biogeochemistry,* 122**,** 395-408.

RABOT, E., HENAULT, C. & COUSIN, I. 2016. Effect of the soil water dynamics on nitrous oxide emissions. *Geoderma,* 280**,** 38-46.

RABOT, E., LACOSTE, M., HENAULT, C. & COUSIN, I. 2015b. Using X-ray Computed Tomography to Describe the Dynamics of Nitrous Oxide Emissions during Soil Drying. *Vadose Zone Journal,* 14**,** 10.

RABOT, E., WIESMEIER, M., SCHLÜTER, S. & VOGEL, H. J. 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma,* 314**,** 122-137.

RASA, K., EICKHORST, T., TIPPKÖTTER, R. & YLI-HALLA, M. 2012. Structure and pore system in differently managed clayey surface soil as described by micromorphology and image analysis. *Geoderma,* 173-174**,** 10-18.

ROBERTSON, G. P. 1989. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems : potential controls on nitrogen retention. *In:* PROCTOR, J. (ed.) *Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems.* Cambridge, Massachusetts, USA: Blackwell Scientific.

ROBERTSON, G. P. & GROFFMAN, P. M. 2015. 13 - NITROGEN TRANSFORMATIONS. *In:* PAUL, E. A. (ed.) *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry (Third Edition).* San Diego: Academic Press.

ROBERTSON, L. A., CORNELISSE, R., DEVOS, P., HADIOETOMO, R. & KUENEN, J. G. 1989. AEROBIC DENITRIFICATION IN VARIOUS HETEROTROPHIC NITRIFIERS. *Antonie Van Leeuwenhoek Journal of Microbiology,* 56**,** 289-299.

ROCHETTE, P. 2011. Towards a standard non-steady-state chamber methodology for measuring soil N2O emissions. *Animal Feed Science and Technology,* 166-167**,** 141-146.

ROUSSEVA, S., TORRI, D. & PAGLIAI, M. 2002. Effect of rain on the macroporosity at the soil surface. *European Journal of Soil Science,* 53**,** 83-93.

RÖVER, M., HEINEMEYER, O., MUNCH, J. C. & KAISER, E.-A. 1999. Spatial heterogeneity within the plough layer: high variability of N2O emission rates. *Soil Biology and Biochemistry,* 31**,** 167-173.

RUSER, R., FLESSA, H., RUSSOW, R., SCHMIDT, G., BUEGGER, F. & MUNCH, J. C. 2006. Emission of N2O, N2 and CO2 from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biology and Biochemistry,* 38**,** 263-274.

RUSSELL, C. A., FILLERY, I. R. P., BOOTSMA, N. & MCINNES, K. J. 2002. Effect of temperature and nitrogen source on nitrification in a sandy soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis,* 33**,** 1975-1989.

SAMOUËLIAN, A., COUSIN, I., DAGÈS, C., FRISON, A. & RICHARD, G. 2011. Determining the Effective Hydraulic Properties of a Highly Heterogeneous Soil Horizon. *Vadose Zone Journal,* 10**,** 450-458.

SAVAGE, K., PHILLIPS, R. & DAVIDSON, E. 2014. High temporal frequency measurements of greenhouse gas emissions from soils. *Biogeosciences,* 11**,** 2709-2720.

SCHLÜTER, S., WELLER, U. & VOGEL, H.-J. 2010. Segmentation of X-ray microtomography images of soil using gradient masks. *Computers & Geosciences,* 36**,** 1246-1251.

SCHOLEFIELD, D., HAWKINS, J. M. B. & JACKSON, S. M. 1997. Development of a helium atmosphere soil incubation technique for direct measurement of nitrous oxide and dinitrogen fluxes during denitrification. *Soil Biology and Biochemistry,* 29**,** 1345-1352.

SENBAYRAM, M., CHEN, R., BUDAI, A., BAKKEN, L. & DITTERT, K. 2012. N2O emission and the N2O/(N2O + N2) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 147**,** 4-12.

SHCHERBAK, I. & PHILIP ROBERTSON, G. 2014. Determining the Diffusivity of Nitrous Oxide in Soil using In Situ Tracers. *Soil Science Society of America Journal,* 78**,** 79-88.

SIEGEL, S. & CASTELLAN, N. 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences,* New York, MacGraw Hill Int.

SIERRA, C. A., TRUMBORE, S. E., DAVIDSON, E. A., VICCA, S. & JANSSENS, I. 2015. Sensitivity of decomposition rates of soil organic matter with respect to simultaneous changes in temperature and moisture. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems,* 7**,** 335-356.

ŠIMEK, M. & COOPER, J. E. 2002. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science,* 53**,** 345-354.

SIMUNEK, J., VAN GENUCHTEN, M. T. & SEJNA, M. 2008. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages and related codes. *Vadose Zone Journal,* 7**,** 587-600.

SKINNER, R. H. & WAGNER-RIDDLE, C. 2012. Chapter 21 - Micrometeorological Methods for Assessing Greenhouse Gas Flux. *In:* LIEBIG, M. A., FRANZLUEBBERS, A. J. & FOLLETT, R. F. (eds.) *Managing Agricultural Greenhouse Gases.* San Diego: Academic Press.

SLATTERY, M. C. & BRYAN, R. B. 1992. Laboratory experiments on surface seal development and its effect on interrill erosion processes. *Journal of Soil Science,* 43**,** 517-529.

SMITH, K. A. 2017. Changing views of nitrous oxide emissions from agricultural soil: key controlling processes and assessment at different spatial scales. *European Journal of Soil Science,* 68**,** 137-155.

SMITH, K. A., BALL, T., CONEN, F., DOBBIE, K. E., MASSHEDER, J. & REY, A. 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science,* 54**,** 779-791.

SMITH, K. A. & DOBBIE, K. E. 2001. The impact of sampling frequency and sampling times on chamber-based measurements of N2O emissions from fertilized soils. *Global Change Biology,* 7**,** 933-945.

SMITH, K. A., THOMSON, P. E., CLAYTON, H., MCTAGGART, I. P. & CONEN, F. 1998. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmospheric Environment,* 32**,** 3301-3309.

SOBIERAJ, J. A., ELSENBEER, H. & VERTESSY, R. A. 2001. Pedotransfer functions for estimating saturated hydraulic conductivity: implications for modeling storm flow generation. *Journal of Hydrology,* 251**,** 202-220.

SOUCHERE, V., CERDAN, O., DUBREUIL, N., LE BISSONNAIS, Y. & KING, C. 2005. Modelling the impact of agri-environmental scenarios on runoff in a cultivated catchment (Normandy, France). *Catena,* 61**,** 229-240.

STANFORD, G., DZIENIA, S. & VANDER POL, R. A. 1975. Effect of Temperature on Denitrification Rate in Soils. *Soil Science Society of America Journal,* 39**,** 867-870.

STARK, J. M. & FIRESTONE, M. K. 1995. MECHANISMS FOR SOIL-MOISTURE EFFECTS ON ACTIVITY OF NITRIFYING BACTERIA. *Applied and Environmental Microbiology,* 61**,** 218-221.

STEHFEST, E. & BOUWMAN, L. 2006. N2O 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**,** 207-228.

STEVENS, R. J., LAUGHLIN, R. J., BURNS, L. C., ARAH, J. R. M. & HOOD, R. C. 1997. Measuring the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from soil. *Soil Biology and Biochemistry,* 29**,** 139-151.

STEVENS, R. J., LAUGHLIN, R. J. & MALONE, J. P. 1998. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry,* 30**,** 1119-1126.

STÜVEN, R., VOLLMER, M. & BOCK, E. 1992. The impact of organic matter on nitric oxide formation by Nitrosomonas europaea. *Archives of Microbiology,* 158**,** 439-443.

TAN, X. & CHANG, S. X. 2007. Soil compaction and forest litter amendment affect carbon and net nitrogen mineralization in a boreal forest soil. *Soil and Tillage Research,* 93**,** 77-86.

TIEDJE, J. M. 1988. *Ecology of Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium,* New-York, John Wiley and Sons.

TURNER, P. A., GRIFFIS, T. J., MULLA, D. J., BAKER, J. M. & VENTEREA, R. T. 2016. A geostatistical approach to identify and mitigate agricultural nitrous oxide emission hotspots. *Science of The Total Environment,* 572**,** 442-449.

VAN BOCHOVE, E., BERTRAND, N. & CARON, J. 1998. In Situ Estimation of the Gaseous Nitrous Oxide Diffusion Coefficient in a Sandy Loam Soil. *Soil Science Society of America Journal,* 62**,** 1178-1184.

VAN DEN HEUVEL, R. N., HEFTING, M. M., TAN, N. C. G., JETTEN, M. S. M. & VERHOEVEN, J. T. A. 2009. N2O emission hotspots at different spatial scales and governing factors for small scale hotspots. *Science of The Total Environment,* 407**,** 2325-2332.

VAN DER WEERDEN, T. J., KELLIHER, F. M. & DE KLEIN, C. A. M. 2012. Influence of pore size distribution and soil water content on nitrous oxide emissions. *Soil Research,* 50**,** 125-135.

VAN GENUCHTEN, M. 1980. *A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils1*.

VELTHOF, G. L., BRADER, A. B. & OENEMA, O. 1996a. Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant and Soil,* 181**,** 263-274.

VELTHOF, G. L., JARVIS, S. C., STEIN, A., ALLEN, A. G. & OENEMA, O. 1996b. Spatial variability of nitrous oxide fluxes in mown and grazed grasslands on a poorly drained clay soil. *Soil Biology and Biochemistry,* 28**,** 1215-1225.

VELTHOF, G. L. & OENEMA, O. 1995. Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands : 1. Statistical analysis of flux-chamber measurements. *European Journal of Soil Science,* 46**,** 533-540.

VEREECKEN, H., MAES, J. & FEYEN, J. 1990. ESTIMATING UNSATURATED HYDRAULIC CONDUCTIVITY FROM EASILY MEASURED SOIL PROPERTIES. *Soil Science,* 149**,** 1-12.

VOGEL, H. J., WELLER, U. & SCHLÜTER, S. 2010. Quantification of soil structure based on Minkowski functions. *Computers & Geosciences,* 36**,** 1236-1245.

WERNER, D., GRATHWOHL, P. & HÖHENER, P. 2004. Review of Field Methods for the Determination of the Tortuosity and Effective Gas-Phase Diffusivity in the Vadose Zone. *Vadose Zone Journal,* 3**,** 1240-1248.

WILLIAMS, E. J., HUTCHINSON, G. L. & FEHSENFELD, F. C. 1992. NOx AND N2O EMISSIONS FROM SOIL. *Global Biogeochemical Cycles,* 6**,** 351-388.

WÖSTEN, J. H. M., LILLY, A., NEMES, A. & LE BAS, C. 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma,* 90**,** 169-185.

WRAGE, N., VELTHOF, G. L., VAN BEUSICHEM, M. L. & OENEMA, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry,* 33**,** 1723-1732.

WUEBBLES, D. J. 2009. Nitrous Oxide: No Laughing Matter. *Science,* 326**,** 56-57.

YAMULKI, S. & JARVIS, S. 2002. Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. *Biology and Fertility of Soils,* 36**,** 224-231.

YAN, Z., WANG, T., WANG, L., YANG, X., SMITH, P., HILPERT, M., LI, S., SHANG, J., BAILEY, V. & LIU, C. 2018. Microscale water distribution and its effects on organic carbon decomposition in unsaturated soils. *Science of The Total Environment,* 644**,** 1036-1043.

YANAI, J., SAWAMOTO, T., OE, T., KUSA, K., YAMAKAWA, K., SAKAMOTO, K., NAGANAWA, T., INUBUSHI, K., HATANO, R. & KOSAKI, T. 2003. Spatial Variability of Nitrous Oxide Emissions and Their Soil-Related Determining Factors in an Agricultural Field. *Journal of Environmental Quality,* 32**,** 1965-1977.

YOUNG, I. M. & CRAWFORD, J. W. 2004. Interactions and Self-Organization in the Soil-Microbe Complex. *Science,* 304**,** 1634-1637.

YUE, Q., LEDO, A., CHENG, K., ALBANITO, F., LEBENDER, U., SAPKOTA, T. B., BRENTRUP, F., STIRLING, C. M., SMITH, P., SUN, J., PAN, G. & HILLIER, J. 2018. Re-assessing nitrous oxide emissions from croplands across Mainland China. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 268**,** 70-78.

ZAMAN, M., NGUYEN, M. L., SIMEK, M., NAWAZ, S., KHAN, M. J., BABAR, M. N. & ZAMAN, S. 2012. *Emissions of Nitrous Oxide (N2O) and Di-Nitrogen (N-2) from the Agricultural Landscapes, Sources, Sinks, and Factors Affecting N2O and N-2 Ratios,* Rijeka, Intech Europe.

ZHANG, J., CAI, Z. & ZHU, T. 2011. N2O production pathways in the subtropical acid forest soils in China. *Environmental Research,* 111**,** 643-649.

ZHANG, W., LI, Y., ZHU, B., ZHENG, X., LIU, C., TANG, J., SU, F., ZHANG, C., JU, X. & DENG, J. 2018. A process-oriented hydro-biogeochemical model enabling simulation of gaseous carbon and

nitrogen emissions and hydrologic nitrogen losses from a subtropical catchment. *Science of The Total Environment,* 616-617**,** 305-317.

ZHANG, Y. & SCHAAP, M. G. 2017. Weighted recalibration of the Rosetta pedotransfer model with improved estimates of hydraulic parameter distributions and summary statistics (Rosetta3). *Journal of Hydrology,* 547**,** 39-53.

ZHOU, Z., TAKAYA, N., SAKAIRI, M. A. C. & SHOUN, H. 2001. Oxygen requirement for denitrification by the fungus Fusarium oxysporum. *Archives of Microbiology,* 175**,** 19-25.

ZIMMERMANN, E. D. & BASILE, P. A. 2011. Estimación de parámetros hidráulicos en suelos limosos mediante diferentes funciones de pedotransferencia. *Tecnología y ciencias del agua,* 2**,** 99-116.

CAPOWIEZ, Y., SAMARTINO, S., CADOUX, S., BOUCHANT, P., RICHARD, G. & BOIZARD, H. 2012. Role of earthworms in regenerating soil structure after compaction in reduced tillage systems. *Soil Biology and Biochemistry,* 55**,** 93-103.

CAVIGELLI, M. A. & ROBERTSON, G. P. 2000. THE FUNCTIONAL SIGNIFICANCE OF DENITRIFIER COMMUNITY COMPOSITION IN A TERRESTRIAL ECOSYSTEM. *Ecology,* 81**,** 1402-1414.

CHADWICK, D. R., CARDENAS, L., MISSELBROOK, T. H., SMITH, K. A., REES, R. M., WATSON, C. J., MCGEOUGH, K. L., WILLIAMS, J. R., CLOY, J. M., THORMAN, R. E. & DHANOA, M. S. 2014. Optimizing chamber methods for measuring nitrous oxide emissions from plot-based agricultural experiments. *European Journal of Soil Science,* 65**,** 295-307.

CHEN, D., LI, Y., GRACE, P. & MOSIER, A. R. 2008. N2O emissions from agricultural lands: a synthesis of simulation approaches. *Plant and Soil,* 309**,** 169-189.

CIAIS, P., SABINE, C., BALA, G., BOPP, L., BROVKIN, V., CANADELL, J., CHHABRA, A., DEFRIES, R., GALLOWAY, J., HEIMANN, M., JONES, C., LE QUÉRÉ, C., MYNENI, R. B., PIAO, S. & THORNTON, P. 2013. Carbon and Other Biogeochemical Cycles. *In:* STOCKER, T. F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M., ALLEN, S. K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, V. & MIDGLEY, P. M. (eds.) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

CITEPA 2018. Rapport National d'Inventaire pour la France au titre de la Convention cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques et du Protocole de Kyoto. *Rapport CCNUCC.* CITEPA.

CLEMENS, J., SCHILLINGER, M. P., GOLDBACH, H. & HUWE, B. 1999. Spatial variability of N2O emissions and soil parameters of an arable silt loam – a field study. *Biology and Fertility of Soils,* 28**,** 403-406.

CLOUGH, T. J., ROLSTON, D. E., STEVENS, R. J. & LAUGHLIN, R. J. 2003. N2O and N2 gas fluxes, soil gas pressures, and ebullition events following irrigation of 15NO3-labelled subsoils. *Soil Research,* 41**,** 401-420.

CLOUGH, T. J., SHERLOCK, R. R. & ROLSTON, D. E. 2005. A Review of the Movement and Fate of N2O in the Subsoil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 72**,** 3-11.

CONGREVES, K. A., WAGNER-RIDDLE, C., SI, B. C. & CLOUGH, T. J. 2018. Nitrous oxide emissions and biogeochemical responses to soil freezing-thawing and drying-wetting. *Soil Biology and Biochemistry,* 117**,** 5-15.

CONRAD, R. 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H-2, CO, CH4, OCS, N2O, and NO). *Microbiological Reviews,* 60**,** 609-+.

CORRE, M. D., PENNOCK, D. J., VAN KESSEL, C. & KIRKELLIOTT, D. 1999. Estimation of annual nitrous oxide emissions from a transitional grassland-forest region in Saskatchewan, Canada. *Biogeochemistry,* 44**,** 29-49.

COUSIN, I. 2007. *Structure et propriétés hydriques des sols : hétérogénéité spatiale et variabilité temporelle, de l'horizon à la parcelle agricole.* HDR, Université d'Orléans.

COWAN, N. J., NORMAN, P., FAMULARI, D., LEVY, P. E., REAY, D. S. & SKIBA, U. M. 2015. Spatial variability and hotspots of soil N2O fluxes from intensively grazed grassland. *Biogeosciences,* 12**,** 1585-1596.

CUHEL, J., SIMEK, M., LAUGHLIN, R. J., BRU, D., CHENEBY, D., WATSON, C. J. & PHILIPPOT, L. 2010. Insights into the Effect of Soil pH on N2O and N-2 Emissions and Denitrifier Community Size and Activity. *Applied and Environmental Microbiology,* 76**,** 1870-1878.

CURTIN, D., BEARE, M. H., SCOTT, C. L., HERNANDEZ-RAMIREZ, G. & MEENKEN, E. D. 2014. Mineralization of Soil Carbon and Nitrogen Following Physical Disturbance: A Laboratory Assessment. *Soil Science Society of America Journal,* 78**,** 925-935.

DAVIDSON, E. A. 1992. Sources of Nitric Oxide and Nitrous Oxide following Wetting of Dry Soil. *Soil Science Society of America Journal,* 56**,** 95-102.

DE BOER, W. & KOWALCHUK, G. A. 2001. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry,* 33**,** 853-866.

DE NEVE, S. & HOFMAN, G. 2000. Influence of soil compaction on carbon and nitrogen mineralization of soil organic matter and crop residues. *Biology and Fertility of Soils,* 30**,** 544-549.

DEEPAGODA, T. K. K. C., MOLDRUP, P., SCHJØNNING, P., KAWAMOTO, K., KOMATSU, T. & DE JONGE, L. W. 2012. Variable Pore Connectivity Model Linking Gas Diffusivity and Air-Phase Tortuosity to Soil Matric Potential. *Vadose Zone Journal,* 11.

DÉHÉRAIN, P. P. & MAQUENNE, L. 1882. Sur la réduction des nitrates dans la terre arable. *C.R. Acad. Sci.* Paris: Acad. Sci.

DENMEAD, O. T. 2008. Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant and Soil,* 309**,** 5-24.

DETTMANN, U., BECHTOLD, M., FRAHM, E. & TIEMEYER, B. 2014. On the applicability of unimodal and bimodal van Genuchten–Mualem based models to peat and other organic soils under evaporation conditions. *Journal of Hydrology,* 515**,** 103-115.

DEXTER, A. R. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil and Tillage Research,* 11**,** 199-238.

DOBBIE, K. E., MCTAGGART, I. P. & SMITH, K. A. 1999. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres,* 104**,** 26891-26899.

DOUGLAS, J. T. & CRAWFORD, C. E. 1993. The response of a ryegrass sward to wheel traffic and applied nitrogen. *Grass and Forage Science,* 48**,** 91-100.

DREWITT, G. & WARLAND, J. S. 2007. Continuous measurements of below ground nitrous oxide concentrations. *Soil Science Society of America Journal,* 71**,** 1-7.

DURAR, A. A., STEINER, J. L., EVETT, S. R. & SKIDMORE, E. L. 1995. MEASURED AND SIMULATED SURFACE SOIL DRYING. *Agronomy Journal,* 87**,** 235-244.

EBRAHIMI, A. & OR, D. 2018. Dynamics of soil biogeochemical gas emissions shaped by remolded aggregate sizes and carbon configurations under hydration cycles. *Global Change Biology,* 24**,** E378-E392.

EDEN, M., MOLDRUP, P., SCHJONNING, P., SCOW, K. M. & DE JONGE, L. W. 2012. Soil-Gas Phase Transport and Structure Parameters for a Soil Under Different Management Regimes and at Two Moisture Levels. *Soil Science,* 177**,** 527-534.

ENGEL, T. & PRIESACK, E. 1993. *EXPERT-N - A BUILDING-BLOCK SYSTEM OF NITROGEN MODELS AS RESOURCE FOR ADVICE, RESEARCH, WATER MANAGEMENT AND POLICY,* Dordrecht, Kluwer Academic Publ.

FANG, Q. X., MA, L., HALVORSON, A. D., MALONE, R. W., AHUJA, L. R., DEL GROSSO, S. J. & HATFIELD, J. L. 2015. Evaluating four nitrous oxide emission algorithms in response to N rate on an irrigated corn field. *Environmental Modelling & Software,* 72**,** 56-70.

FARQUHARSON, R. & BALDOCK, J. 2008. Concepts in modelling N2O emissions from land use. *Plant and Soil,* 309**,** 147-167.

FIRESTONE, M. K. 1982. Biological Denitrification. *Nitrogen in Agricultural Soils.* USA: Agronomy Monograph.

FLECHARD, C. R., AMBUS, P., SKIBA, U., REES, R. M., HENSEN, A., VAN AMSTEL, A., DASSELAAR, A. V. D. P.-V., SOUSSANA, J. F., JONES, M., CLIFTON-BROWN, J., RASCHI, A., HORVATH, L., NEFTEL, A., JOCHER, M., AMMANN, C., LEIFELD, J., FUHRER, J., CALANCA, P., THALMAN, E., PILEGAARD, K., DI MARCO, C., CAMPBELL, C., NEMITZ, E., HARGREAVES, K. J., LEVY, P. E., BALL, B. C., JONES, S. K., VAN DE BULK, W. C. M., GROOT, T., BLOM, M., DOMINGUES, R., KASPER, G., ALLARD, V., CESCHIA, E., CELLIER, P., LAVILLE, P., HENAULT, C., BIZOUARD, F., ABDALLA, M., WILLIAMS, M., BARONTI, S., BERRETTI, F. & GROSZ, B. 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 121**,** 135-152.

FOCHT, D. D. 1974. EFFECT OF TEMPERATURE, PH, AND AERATION ON PRODUCTION OF NITROUS-OXIDE AND GASEOUS NITROGEN - ZERO-ORDER KINETIC-MODEL. *Soil Science,* 118**,** 173-179.

FOLORUNSO, O. A. & ROLSTON, D. E. 1984. Spatial Variability of Field-Measured Denitrification Gas Fluxes1. *Soil Science Society of America Journal,* 48**,** 1214-1219.

FOWLER, D., PILEGAARD, K., SUTTON, M. A., AMBUS, P., RAIVONEN, M., DUYZER, J., SIMPSON, D., FAGERLI, H., FUZZI, S., SCHJOERRING, J. K., GRANIER, C., NEFTEL, A., ISAKSEN, I. S. A., LAJ, P., MAIONE, M., MONKS, P. S., BURKHARDT, J., DAEMMGEN, U., NEIRYNCK, J., PERSONNE, E., WICHINK-KRUIT, R., BUTTERBACH-BAHL, K., FLECHARD, C., TUOVINEN, J. P., COYLE, M., GEROSA, G., LOUBET, B., ALTIMIR, N., GRUENHAGE, L., AMMANN, C., CIESLIK, S., PAOLETTI, E., MIKKELSEN, T. N., RO-POULSEN, H., CELLIER, P., CAPE, J. N., HORVÁTH, L., LORETO, F., NIINEMETS, Ü., PALMER, P. I., RINNE, J., MISZTAL, P., NEMITZ, E., NILSSON, D., PRYOR, S., GALLAGHER, M. W., VESALA, T., SKIBA, U., BRÜGGEMANN, N., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., WILLIAMS, J., O'DOWD, C., FACCHINI, M. C., DE LEEUW, G., FLOSSMAN, A., CHAUMERLIAC, N. & ERISMAN, J. W. 2009. Atmospheric composition change: Ecosystems–Atmosphere interactions. *Atmospheric Environment,* 43**,** 5193-5267.

FREY, B., KREMER, J., RÜDT, A., SCIACCA, S., MATTHIES, D. & LÜSCHER, P. 2009. Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure. *European Journal of Soil Biology,* 45**,** 312-320.

GABRIELLE, B., LAVILLE, P., HÉNAULT, C., NICOULLAUD, B. & GERMON, J. C. 2006. Simulation of Nitrous Oxide Emissions from Wheat-cropped Soils using CERES. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 74**,** 133-146.

GALLEJONES, P., AIZPURUA, A., ORTUZAR-IRAGORRI, M. A. & DEL PRADO, A. 2016. Development of a new model for the simulation of N2O emissions: a case-study on wheat cropping systems under humid Mediterranean climate. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change,* 21**,** 1107-1130.

GARCÍA-MARCO, S., RAVELLA, S. R., CHADWICK, D., VALLEJO, A., GREGORY, A. S. & CÁRDENAS, L. M. 2014. Ranking factors affecting emissions of GHG from incubated agricultural soils. *European Journal of Soil Science,* 65**,** 573-583.

GARCIA, J.-L. 1975. La dénitrification dans les sols. *Bulletin de l'institut Pasteur.*

GAYON, U. & DUPETIT, G. 1882a. Sur la fermentation des nitrates. *C.R. Acad. Sci.* Paris: Acad. Sci.

GAYON, U. & DUPETIT, G. 1882b. Sur la transformation des nitrates en nitrites. *C.R. Acad. Sci.* Paris: Acad. Sci.

GILTRAP, D. L. & GODFREY, A. J. R. 2016. The effects of spatial variability of nitrous oxide emissions from grazed pastures on the sampling distribution of chamber measurements. *Journal of Agricultural Science,* 154**,** 223-241.

GRANT, R. F. & PATTEY, E. 2003. Modelling variability in N2O emissions from fertilized agricultural fields. *Soil Biology and Biochemistry,* 35**,** 225-243.

GROFFMAN, P. M., BUTTERBACH-BAHL, K., FULWEILER, R. W., GOLD, A. J., MORSE, J. L., STANDER, E. K., TAGUE, C., TONITTO, C. & VIDON, P. 2009. Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models. *Biogeochemistry,* 93**,** 49-77.

GROSSEL, A., NICOULLAUD, B., BOURENNANE, H., LACOSTE, M., GUIMBAUD, C., ROBERT, C. & HÉNAULT, C. 2016. The effect of tile-drainage on nitrous oxide emissions from soils and drainage streams in a cropped landscape in Central France. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 230**,** 251-260.

GROSSEL, A., NICOULLAUD, B., BOURENNANE, H., ROCHETTE, P., GUIMBAUD, C., CHARTIER, M., CATOIRE, V. & HÉNAULT, C. 2014. Simulating the spatial variability of nitrous oxide emission from cropped soils at the within-field scale using the NOE model. *Ecological Modelling,* 288**,** 155-165.

GU, J., NICOULLAUD, B., ROCHETTE, P., PENNOCK, D. J., HÉNAULT, C., CELLIER, P. & RICHARD, G. 2011. Effect of topography on nitrous oxide emissions from winter wheat fields in Central France. *Environmental Pollution,* 159**,** 3149-3155.

HAAS, E., KLATT, S., FRÖHLICH, A., KRAFT, P., WERNER, C., KIESE, R., GROTE, R., BREUER, L. & BUTTERBACH-BAHL, K. 2013. LandscapeDNDC: a process model for simulation of biosphere–atmosphere–hydrosphere exchange processes at site and regional scale. *Landscape Ecology,* 28**,** 615-636.

HAMONTS, K., BALAINE, N., MOLTCHANOVA, E., BEARE, M., THOMAS, S., WAKELIN, S. A., O'CALLAGHAN, M., CONDRON, L. M. & CLOUGH, T. J. 2013. Influence of soil bulk density and matric potential on microbial dynamics, inorganic N transformations, N2O and N2 fluxes following urea deposition. *Soil Biology and Biochemistry,* 65**,** 1-11.

HAO, H., HARTMANN, C., APICHART, J., SIWAPORN, S., PROMSAKHA, S., RICHARD, G., BRUAND, A. & DEXTER, A. R. 2011. Slumping dynamics in tilled sandy soils under natural rainfall and experimental flooding. *Soil and Tillage Research,* 114**,** 9-17.

HARRISON-KIRK, T., BEARE, M. H., MEENKEN, E. D. & CONDRON, L. M. 2013. Soil organic matter and texture affect responses to dry/wet cycles: Effects on carbon dioxide and nitrous oxide emissions. *Soil Biology and Biochemistry,* 57**,** 43-55.

HARRISON-KIRK, T., THOMAS, S. M., CLOUGH, T. J., BEARE, M. H., VAN DER WEERDEN, T. J. & MEENKEN, E. D. 2015. Compaction influences N2O and N2 emissions from 15N-labeled synthetic urine in wet soils during successive saturation/drainage cycles. *Soil Biology and Biochemistry,* 88**,** 178-188.

HARTER, J., GUZMAN-BUSTAMANTE, I., KUEHFUSS, S., RUSER, R., WELL, R., SPOTT, O., KAPPLER, A. & BEHRENS, S. 2016. Gas entrapment and microbial N2O reduction reduce N2O emissions from a biochar-amended sandy clay loam soil. *Scientific Reports,* 6**,** 15.

HEIL, J., VEREECKEN, H. & BRÜGGEMANN, N. 2016. A review of chemical reactions of nitrification intermediates and their role in nitrogen cycling and nitrogen trace gas formation in soil. *European Journal of Soil Science,* 67**,** 23-39.

HÉNAULT, C., BIZOUARD, F., LAVILLE, P., GABRIELLE, B., NICOULLAUD, B., GERMON, J. C. & CELLIER, P. 2005. Predicting in situ soil N2O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology,* 11**,** 115-127.

HÉNAULT, C., GROSSEL, A., MARY, B., ROUSSEL, M. & LÉONARD, J. 2012. Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. *Pedosphere,* 22**,** 426-433.

HERBST, M., TAPPE, W., KUMMER, S. & VEREECKEN, H. 2016. The impact of sieving on heterotrophic respiration response to water content in loamy and sandy topsoils. *Geoderma,* 272**,** 73-82.

HORN, R., DOMŻŻAŁ, H., SŁOWIŃSKA-JURKIEWICZ, A. & VAN OUWERKERK, C. 1995. Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment. *Soil and Tillage Research,* 35**,** 23-36.

HOUSTON, A. N., OTTEN, W., BAVEYE, P. C. & HAPCA, S. 2013. Adaptive-window indicator kriging: A thresholding method for computed tomography images of porous media. *Computers & Geosciences,* 54**,** 239-248.

HU, W., TIAN, S., DI, Q., LIU, J. & ZHANG, S. 2018. Nitrogen mineralization simulation dynamic in tobacco soil. *Journal of soil science and plant nutrition,* 18**,** 448-465.

IPCC 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. Geneva, Switzerland.

ITOH, M., KOSUGI, Y., TAKANASHI, S., KANEMITSU, S., OSAKA, K., HAYASHI, Y., TANI, M. & NIK, A. R. 2012. Effects of soil water status on the spatial variation of carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes in tropical rain-forest soils in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology,* 28**,** 557-570.

JABRO, J. D. 1992. ESTIMATION OF SATURATED HYDRAULIC CONDUCTIVITY OF SOILS FROM PARTICLE-SIZE DISTRIBUTION AND BULK-DENSITY DATA. *Transactions of the Asae,* 35**,** 557-560.

JAHANGIR, M. M. R., ROOBROECK, D., VAN CLEEMPUT, O. & BOECKX, P. 2011. Spatial variability and biophysicochemical controls on N2O emissions from differently tilled arable soils. *Biology and Fertility of Soils,* 47**,** 753-766.

JAYNES, D. B. & S. ROGOWSKI, A. 1983. *Applicability of Fick's Law to Gas Diffusion*.

JURY, W. A., GARDNER, W. R. & GARDNER, W. H. 1991. *Soil physics. 5th ed,* New York, N.Y., John Wiley & Sons.

KAISER, E. A., KOHRS, K., KÜCKE, M., SCHNUG, E., HEINEMEYER, O. & MUNCH, J. C. 1998. Nitrous oxide release from arable soil: Importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biology and Biochemistry,* 30**,** 1553-1563.

KEATING JR, M. P., OCHS, C. A., BALACHANDRAN, D., HOLLAND, M. M., LIZOTTE JR, R. E. & YU, K. 2016. Spatial variation related to hydrologic patterns and vegetation in greenhouse gas fluxes from the Mississippi Delta agricultural region. *Applied Soil Ecology,* 98**,** 278-281.

KEMPER, W. D. & ROSENAU, R. C. 1984. Soil Cohesion as Affected by Time and Water Content. *Soil Science Society of America Journal,* 48**,** 1001-1006.

KOOL, D. M., DOLFING, J., WRAGE, N. & VAN GROENIGEN, J. W. 2011. Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil. *Soil Biology and Biochemistry,* 43**,** 174-178.

KOSKINEN, W. C. & KEENEY, D. R. 1982. Effect of pH on the Rate of Gaseous Products of Denitrification in a Silt Loam Soil. *Soil Science Society of America Journal,* 46**,** 1165-1167.

KUTNER, M. H., NACHTSHEIM, C. J., NETER, J. & LI, W. 2005. *Applied linear statistical models,* New-York, MacGraw Hill Int.

KUZYAKOV, Y. & BLAGODATSKAYA, E. 2015. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. *Soil Biology and Biochemistry,* 83**,** 184-199.

LAFOLIE, F. 1991. Modelling water flow, nitrogen transport and root uptake including physical non-equilibrium and optimization of the root water potential. *Fertilizer research,* 27**,** 215-231.

LAFOLIE, F., COUSIN, I., MARON, P.-A., MOLLIER, A., POT, V., MOITRIER, N., MOITRIER, N. & NOUGUIER, C. 2014. *La plateforme de modélisation « VSoil »*.

LAVILLE, P., HENAULT, C., RENAULT, P., CELLIER, P., ORIOL, A., DEVIS, X., FLURA, D. & GERMON, J. C. 1997. Field comparison of nitrous oxide emission measurements using micrometeorological and chamber methods. *Agronomie,* 17**,** 375-388.

LI, C., FROLKING, S. & FROLKING, T. A. 1992. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres,* 97**,** 9759-9776.

LIDE, D. R. 2005. *CRC Handbook of Chemistry and Physics, Internet Version,* Boca Raton, FL, CRC Press.

LIEBIG, M. A., JONES, A. J., DORAN, J. W. & MIELKE, L. N. 1995. Potential Soil Respiration and Relationship to Soil Properties in Ridge Tillage. *Soil Science Society of America Journal,* 59**,** 1430-1435.

LINN, D. M. & DORAN, J. W. 1984. Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils. *Soil Science Society of America Journal,* 48**,** 1267-1272.

LIPIEC, J. & HATANO, R. 2003. Quantification of compaction effects on soil physical properties and crop growth. *Geoderma,* 116**,** 107-136.

LIU, X. J., MOSIER, A. R., HALVORSON, A. D., REULE, C. A. & ZHANG, F. S. 2007. Dinitrogen and N2O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry,* 39**,** 2362-2370.

LIU, Y., LI, Y., HARRIS, P., CARDENAS, L. M., DUNN, R. M., SINT, H., MURRAY, P. J., LEE, M. R. F. & WU, L. 2018. Modelling field scale spatial variation in water run-off, soil moisture, N2O emissions and herbage biomass of a grazed pasture using the SPACSYS model. *Geoderma,* 315**,** 49-58.

LÓPEZ-FERNÁNDEZ, S., DÍEZ, J. A., HERNÁIZ, P., ARCE, A., GARCÍA-TORRES, L. & VALLEJO, A. 2007. Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems,* 78**,** 279-289.

MAAG, M. & VINTHER, F. P. 1996. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. *Applied Soil Ecology,* 4**,** 5-14.

MAEDA, K., SPOR, A., EDEL-HERMANN, V., HERAUD, C., BREUIL, M.-C., BIZOUARD, F., TOYODA, S., YOSHIDA, N., STEINBERG, C. & PHILIPPOT, L. 2015. N2O production, a widespread trait in fungi. *Scientific Reports,* 5**,** 9697.

MASÍS-MELÉNDEZ, F., DE JONGE, L. W., CHAMINDU DEEPAGODA, T. K. K., TULLER, M. & MOLDRUP, P. 2015. Effects of Soil Bulk Density on Gas Transport Parameters and Pore-Network Properties across a Sandy Field Site. *Vadose Zone Journal,* 14.

MATHIEU, O., LÉVÊQUE, J., HÉNAULT, C., MILLOUX, M. J., BIZOUARD, F. & ANDREUX, F. 2006. Emissions and spatial variability of N2O, N2 and nitrous oxide mole fraction at the field scale, revealed with 15N isotopic techniques. *Soil Biology and Biochemistry,* 38**,** 941-951.

MCCLAIN, E. M., BOYER, W. E., DENT, L. C., GERGEL, E. S., GRIMM, B. N., GROFFMAN, M. P., HART, C. S., HARVEY, W. J., JOHNSTON, A. C., MAYORGA, E., MCDOWELL, H. W. & PINAY, G. 2003. Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems,* 6**,** 301-312.

MCDANIEL, M. D., SIMPSON, R. R., MALONE, B. P., MCBRATNEY, A. B., MINASNY, B. & ADAMS, M. A. 2017. Quantifying and predicting spatio-temporal variability of soil CH4 and N2O fluxes from a seemingly homogeneous Australian agricultural field. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 240**,** 182-193.

MOLDRUP, P., CHAMINDU DEEPAGODA, T. K. K., HAMAMOTO, S., KOMATSU, T., KAWAMOTO, K., ROLSTON, D. E. & DE JONGE, L. W. 2013. Structure-Dependent Water-Induced Linear Reduction Model for Predicting Gas Diffusivity and Tortuosity in Repacked and Intact Soil. *Vadose Zone Journal,* 12.

MOLODOVSKAYA, M., SINGURINDY, O., RICHARDS, B. K., WARLAND, J., JOHNSON, M. S. & STEENHUIS, T. S. 2012. Temporal Variability of Nitrous Oxide from Fertilized Croplands: Hot Moment Analysis. *Soil Science Society of America Journal,* 76**,** 1728-1740.

MUALEM, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research,* 12**,** 513-522.

MÜLLER, C., STEVENS, R. J., LAUGHLIN, R. J. & JAGER, H. J. 2004. Microbial processes and the site of N2O production in a temperate grassland soil. *Soil Biology & Biochemistry,* 36**,** 453-461.

MULLINS, C. E., YOUNG, I. M., BENGOUGH, A. G. & LEY, G. J. 1987. Hard-setting soils. *Soil Use and Management,* 3**,** 79-83.

MYHRE, G., SHINDELL, D., BRÉON, F.-M., COLLINS, W., FUGLESTVEDT, J., HUANG, J., KOCH, D., LAMARQUE, J.-F., LEE, D., MENDOZA, B., NAKAJIMA, T., ROBOCK, A., STEPHENS, G., TAKEMURA, T. & ZHANG, H. 2013. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. *In:* STOCKER, T. F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M., ALLEN, S. K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, V. & MIDGLEY, P. M. (eds.) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

NAWAZ, M. F., BOURRIE, G. & TROLARD, F. 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development,* 33**,** 291-309.

NOVARA, A., ARMSTRONG, A., GRISTINA, L., SEMPLE, K. T. & QUINTON, J. N. 2012. Effects of soil compaction, rain exposure and their interaction on soil carbon dioxide emission. *Earth Surface Processes and Landforms,* 37**,** 994-999.

OH, W. & LINDQUIST, B. 1999. Image thresholding by indicator kriging. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence,* 21**,** 590-602.

OORTS, K., NICOLARDOT, B., MERCKX, R., RICHARD, G. & BOIZARD, H. 2006. C and N mineralization of undisrupted and disrupted soil from different structural zones of conventional tillage and no-tillage systems in northern France. *Soil Biology and Biochemistry,* 38**,** 2576-2586.

PARKIN, T. B. 1987. Soil Microsites as a Source of Denitrification Variability. *Soil Science Society of America Journal,* 51.

PARKIN, T. B. 1993. Spatial Variability of Microbial Processes in Soil—A Review. *Journal of Environmental Quality,* 22**,** 409-417.

PARRY, S., RENAULT, P., CHADŒUF, J., CHENU, C. & LENSI, R. 2000. Particulate organic matter as a source of variation in denitrification in clods of soil. *European Journal of Soil Science,* 51**,** 271-281.

PARTON, W. J., HOLLAND, E. A., DEL GROSSO, S. J., HARTMAN, M. D., MARTIN, R. E., MOSIER, A. R., OJIMA, D. S. & SCHIMEL, D. S. 2001. Generalized model for NOx and N2O emissions from soils. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres,* 106**,** 17403-17419.

PARTON, W. J., MOSIER, A. R., OJIMA, D. S., VALENTINE, D. W., SCHIMEL, D. S., WEIER, K. & KULMALA, A. E. 1996. Generalized model for N2 and N2O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles,* 10**,** 401-412.

PARTON, W. J., SCHIMEL, D. S., COLE, C. V. & OJIMA, D. S. 1987. Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands1. *Soil Science Society of America Journal,* 51**,** 1173-1179.

PEDERSEN, A. R., PETERSEN, S. O. & SCHELDE, K. 2010. A comprehensive approach to soil-atmosphere trace-gas flux estimation with static chambers. *European Journal of Soil Science,* 61**,** 888-902.

PETERSEN, S. O., SCHJØNNING, P., THOMSEN, I. K. & CHRISTENSEN, B. T. 2008. Nitrous oxide evolution from structurally intact soil as influenced by tillage and soil water content. *Soil Biology and Biochemistry,* 40**,** 967-977.

PHILIPPOT, L., HALLIN, S. & SCHLOTER, M. 2007. Ecology of Denitrifying Prokaryotes in Agricultural Soil. *Advances in Agronomy.* Academic Press.

PRINGLE, M. J., BAXTER, S. J., MARCHANT, B. P. & LARK, R. M. 2008. Spatial analysis of the error in a model of soil nitrogen. *Ecological Modelling,* 211**,** 453-467.

PRITCHARD, D. T. & CURRIE, J. A. 1982. Diffusion of coefficients of carbon dioxide, nitrous oxide, ethylene and ethane in air and their measurement. *Journal of Soil Science,* 33**,** 175-184.

PROBERT, M. E., DIMES, J. P., KEATING, B. A., DALAL, R. C. & STRONG, W. M. 1998. APSIM's water and nitrogen modules and simulation of the dynamics of water and nitrogen in fallow systems. *Agricultural Systems,* 56**,** 1-28.

R CORE TEAM 2017. R : A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

RABOT, E. 2014. *Le contrôle des émissions de protoxyde d'azote par le fonctionnement hydrique des sols.* Université d'Orléans.

RABOT, E., COUSIN, I. & HÉNAULT, C. 2015a. A modeling approach of the relationship between nitrous oxide fluxes from soils and the water-filled pore space. *Biogeochemistry,* 122**,** 395-408.

RABOT, E., HENAULT, C. & COUSIN, I. 2016. Effect of the soil water dynamics on nitrous oxide emissions. *Geoderma,* 280**,** 38-46.

RABOT, E., LACOSTE, M., HENAULT, C. & COUSIN, I. 2015b. Using X-ray Computed Tomography to Describe the Dynamics of Nitrous Oxide Emissions during Soil Drying. *Vadose Zone Journal,* 14**,** 10.

RABOT, E., WIESMEIER, M., SCHLÜTER, S. & VOGEL, H. J. 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma,* 314**,** 122-137.

RASA, K., EICKHORST, T., TIPPKÖTTER, R. & YLI-HALLA, M. 2012. Structure and pore system in differently managed clayey surface soil as described by micromorphology and image analysis. *Geoderma,* 173-174**,** 10-18.

ROBERTSON, G. P. 1989. Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems : potential controls on nitrogen retention. *In:* PROCTOR, J. (ed.) *Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems.* Cambridge, Massachusetts, USA: Blackwell Scientific.

ROBERTSON, G. P. & GROFFMAN, P. M. 2015. 13 - NITROGEN TRANSFORMATIONS. *In:* PAUL, E. A. (ed.) *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry (Third Edition).* San Diego: Academic Press.

ROBERTSON, L. A., CORNELISSE, R., DEVOS, P., HADIOETOMO, R. & KUENEN, J. G. 1989. AEROBIC DENITRIFICATION IN VARIOUS HETEROTROPHIC NITRIFIERS. *Antonie Van Leeuwenhoek Journal of Microbiology,* 56**,** 289-299.

ROCHETTE, P. 2011. Towards a standard non-steady-state chamber methodology for measuring soil N2O emissions. *Animal Feed Science and Technology,* 166-167**,** 141-146.

ROUSSEVA, S., TORRI, D. & PAGLIAI, M. 2002. Effect of rain on the macroporosity at the soil surface. *European Journal of Soil Science,* 53**,** 83-93.

RÖVER, M., HEINEMEYER, O., MUNCH, J. C. & KAISER, E.-A. 1999. Spatial heterogeneity within the plough layer: high variability of N2O emission rates. *Soil Biology and Biochemistry,* 31**,** 167-173.

RUSER, R., FLESSA, H., RUSSOW, R., SCHMIDT, G., BUEGGER, F. & MUNCH, J. C. 2006. Emission of N2O, N2 and CO2 from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biology and Biochemistry,* 38**,** 263-274.

RUSSELL, C. A., FILLERY, I. R. P., BOOTSMA, N. & MCINNES, K. J. 2002. Effect of temperature and nitrogen source on nitrification in a sandy soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis,* 33**,** 1975-1989.

SAMOUËLIAN, A., COUSIN, I., DAGÈS, C., FRISON, A. & RICHARD, G. 2011. Determining the Effective Hydraulic Properties of a Highly Heterogeneous Soil Horizon. *Vadose Zone Journal,* 10**,** 450-458.

SAVAGE, K., PHILLIPS, R. & DAVIDSON, E. 2014. High temporal frequency measurements of greenhouse gas emissions from soils. *Biogeosciences,* 11**,** 2709-2720.

SCHLÜTER, S., WELLER, U. & VOGEL, H.-J. 2010. Segmentation of X-ray microtomography images of soil using gradient masks. *Computers & Geosciences,* 36**,** 1246-1251.

SCHOLEFIELD, D., HAWKINS, J. M. B. & JACKSON, S. M. 1997. Development of a helium atmosphere soil incubation technique for direct measurement of nitrous oxide and dinitrogen fluxes during denitrification. *Soil Biology and Biochemistry,* 29**,** 1345-1352.

SENBAYRAM, M., CHEN, R., BUDAI, A., BAKKEN, L. & DITTERT, K. 2012. N2O emission and the N2O/(N2O + N2) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 147**,** 4-12.

SHCHERBAK, I. & PHILIP ROBERTSON, G. 2014. Determining the Diffusivity of Nitrous Oxide in Soil using In Situ Tracers. *Soil Science Society of America Journal,* 78**,** 79-88.

SIEGEL, S. & CASTELLAN, N. 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences,* New York, MacGraw Hill Int.

SIERRA, C. A., TRUMBORE, S. E., DAVIDSON, E. A., VICCA, S. & JANSSENS, I. 2015. Sensitivity of decomposition rates of soil organic matter with respect to simultaneous changes in temperature and moisture. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems,* 7**,** 335-356.

ŠIMEK, M. & COOPER, J. E. 2002. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science,* 53**,** 345-354.

SIMUNEK, J., VAN GENUCHTEN, M. T. & SEJNA, M. 2008. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages and related codes. *Vadose Zone Journal,* 7**,** 587-600.

SKINNER, R. H. & WAGNER-RIDDLE, C. 2012. Chapter 21 - Micrometeorological Methods for Assessing Greenhouse Gas Flux. *In:* LIEBIG, M. A., FRANZLUEBBERS, A. J. & FOLLETT, R. F. (eds.) *Managing Agricultural Greenhouse Gases.* San Diego: Academic Press.

SLATTERY, M. C. & BRYAN, R. B. 1992. Laboratory experiments on surface seal development and its effect on interrill erosion processes. *Journal of Soil Science,* 43**,** 517-529.

SMITH, K. A. 2017. Changing views of nitrous oxide emissions from agricultural soil: key controlling processes and assessment at different spatial scales. *European Journal of Soil Science,* 68**,** 137-155.

SMITH, K. A., BALL, T., CONEN, F., DOBBIE, K. E., MASSHEDER, J. & REY, A. 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science,* 54**,** 779-791.

SMITH, K. A. & DOBBIE, K. E. 2001. The impact of sampling frequency and sampling times on chamber-based measurements of N2O emissions from fertilized soils. *Global Change Biology,* 7**,** 933-945.

SMITH, K. A., THOMSON, P. E., CLAYTON, H., MCTAGGART, I. P. & CONEN, F. 1998. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmospheric Environment,* 32**,** 3301-3309.

SOBIERAJ, J. A., ELSENBEER, H. & VERTESSY, R. A. 2001. Pedotransfer functions for estimating saturated hydraulic conductivity: implications for modeling storm flow generation. *Journal of Hydrology,* 251**,** 202-220.

SOUCHERE, V., CERDAN, O., DUBREUIL, N., LE BISSONNAIS, Y. & KING, C. 2005. Modelling the impact of agri-environmental scenarios on runoff in a cultivated catchment (Normandy, France). *Catena,* 61**,** 229-240.

STANFORD, G., DZIENIA, S. & VANDER POL, R. A. 1975. Effect of Temperature on Denitrification Rate in Soils. *Soil Science Society of America Journal,* 39**,** 867-870.

STARK, J. M. & FIRESTONE, M. K. 1995. MECHANISMS FOR SOIL-MOISTURE EFFECTS ON ACTIVITY OF NITRIFYING BACTERIA. *Applied and Environmental Microbiology,* 61**,** 218-221.

STEHFEST, E. & BOUWMAN, L. 2006. N2O 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**,** 207-228.

STEVENS, R. J., LAUGHLIN, R. J., BURNS, L. C., ARAH, J. R. M. & HOOD, R. C. 1997. Measuring the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from soil. *Soil Biology and Biochemistry,* 29**,** 139-151.

STEVENS, R. J., LAUGHLIN, R. J. & MALONE, J. P. 1998. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry,* 30**,** 1119-1126.

STÜVEN, R., VOLLMER, M. & BOCK, E. 1992. The impact of organic matter on nitric oxide formation by Nitrosomonas europaea. *Archives of Microbiology,* 158**,** 439-443.

TAN, X. & CHANG, S. X. 2007. Soil compaction and forest litter amendment affect carbon and net nitrogen mineralization in a boreal forest soil. *Soil and Tillage Research,* 93**,** 77-86.

TIEDJE, J. M. 1988. *Ecology of Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium,* New-York, John Wiley and Sons.

TURNER, P. A., GRIFFIS, T. J., MULLA, D. J., BAKER, J. M. & VENTEREA, R. T. 2016. A geostatistical approach to identify and mitigate agricultural nitrous oxide emission hotspots. *Science of The Total Environment,* 572**,** 442-449.

VAN BOCHOVE, E., BERTRAND, N. & CARON, J. 1998. In Situ Estimation of the Gaseous Nitrous Oxide Diffusion Coefficient in a Sandy Loam Soil. *Soil Science Society of America Journal,* 62**,** 1178-1184.

VAN DEN HEUVEL, R. N., HEFTING, M. M., TAN, N. C. G., JETTEN, M. S. M. & VERHOEVEN, J. T. A. 2009. N2O emission hotspots at different spatial scales and governing factors for small scale hotspots. *Science of The Total Environment,* 407**,** 2325-2332.

VAN DER WEERDEN, T. J., KELLIHER, F. M. & DE KLEIN, C. A. M. 2012. Influence of pore size distribution and soil water content on nitrous oxide emissions. *Soil Research,* 50**,** 125-135.

VAN GENUCHTEN, M. 1980. *A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils1*.

VELTHOF, G. L., BRADER, A. B. & OENEMA, O. 1996a. Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant and Soil,* 181**,** 263-274.

VELTHOF, G. L., JARVIS, S. C., STEIN, A., ALLEN, A. G. & OENEMA, O. 1996b. Spatial variability of nitrous oxide fluxes in mown and grazed grasslands on a poorly drained clay soil. *Soil Biology and Biochemistry,* 28**,** 1215-1225.

VELTHOF, G. L. & OENEMA, O. 1995. Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands .1. Statistical analysis of flux-chamber measurements. *European Journal of Soil Science,* 46**,** 533-540.

VEREECKEN, H., MAES, J. & FEYEN, J. 1990. ESTIMATING UNSATURATED HYDRAULIC CONDUCTIVITY FROM EASILY MEASURED SOIL PROPERTIES. *Soil Science,* 149**,** 1-12.

VOGEL, H. J., WELLER, U. & SCHLÜTER, S. 2010. Quantification of soil structure based on Minkowski functions. *Computers & Geosciences,* 36**,** 1236-1245.

WERNER, D., GRATHWOHL, P. & HÖHENER, P. 2004. Review of Field Methods for the Determination of the Tortuosity and Effective Gas-Phase Diffusivity in the Vadose Zone. *Vadose Zone Journal,* 3**,** 1240-1248.

WILLIAMS, E. J., HUTCHINSON, G. L. & FEHSENFELD, F. C. 1992. NOx AND N2O EMISSIONS FROM SOIL. *Global Biogeochemical Cycles,* 6**,** 351-388.

WÖSTEN, J. H. M., LILLY, A., NEMES, A. & LE BAS, C. 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma,* 90**,** 169-185.

WRAGE, N., VELTHOF, G. L., VAN BEUSICHEM, M. L. & OENEMA, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry,* 33**,** 1723-1732.

WUEBBLES, D. J. 2009. Nitrous Oxide: No Laughing Matter. *Science,* 326**,** 56-57.

YAMULKI, S. & JARVIS, S. 2002. Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. *Biology and Fertility of Soils,* 36**,** 224-231.

YAN, Z., WANG, T., WANG, L., YANG, X., SMITH, P., HILPERT, M., LI, S., SHANG, J., BAILEY, V. & LIU, C. 2018. Microscale water distribution and its effects on organic carbon decomposition in unsaturated soils. *Science of The Total Environment,* 644**,** 1036-1043.

YANAI, J., SAWAMOTO, T., OE, T., KUSA, K., YAMAKAWA, K., SAKAMOTO, K., NAGANAWA, T., INUBUSHI, K., HATANO, R. & KOSAKI, T. 2003. Spatial Variability of Nitrous Oxide Emissions and Their Soil-Related Determining Factors in an Agricultural Field. *Journal of Environmental Quality,* 32**,** 1965-1977.

YOUNG, I. M. & CRAWFORD, J. W. 2004. Interactions and Self-Organization in the Soil-Microbe Complex. *Science,* 304**,** 1634-1637.

YUE, Q., LEDO, A., CHENG, K., ALBANITO, F., LEBENDER, U., SAPKOTA, T. B., BRENTRUP, F., STIRLING, C. M., SMITH, P., SUN, J., PAN, G. & HILLIER, J. 2018. Re-assessing nitrous oxide emissions from croplands across Mainland China. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* 268**,** 70-78.

ZAMAN, M., NGUYEN, M. L., SIMEK, M., NAWAZ, S., KHAN, M. J., BABAR, M. N. & ZAMAN, S. 2012. *Emissions of Nitrous Oxide (N2O) and Di-Nitrogen (N-2) from the Agricultural Landscapes, Sources, Sinks, and Factors Affecting N2O and N-2 Ratios,* Rijeka, Intech Europe.

ZHANG, J., CAI, Z. & ZHU, T. 2011. N2O production pathways in the subtropical acid forest soils in China. *Environmental Research,* 111**,** 643-649.

ZHANG, W., LI, Y., ZHU, B., ZHENG, X., LIU, C., TANG, J., SU, F., ZHANG, C., JU, X. & DENG, J. 2018. A process-oriented hydro-biogeochemical model enabling simulation of gaseous carbon and nitrogen emissions and hydrologic nitrogen losses from a subtropical catchment. *Science of The Total Environment,* 616-617**,** 305-317.

ZHANG, Y. & SCHAAP, M. G. 2017. Weighted recalibration of the Rosetta pedotransfer model with improved estimates of hydraulic parameter distributions and summary statistics (Rosetta3). *Journal of Hydrology,* 547**,** 39-53.

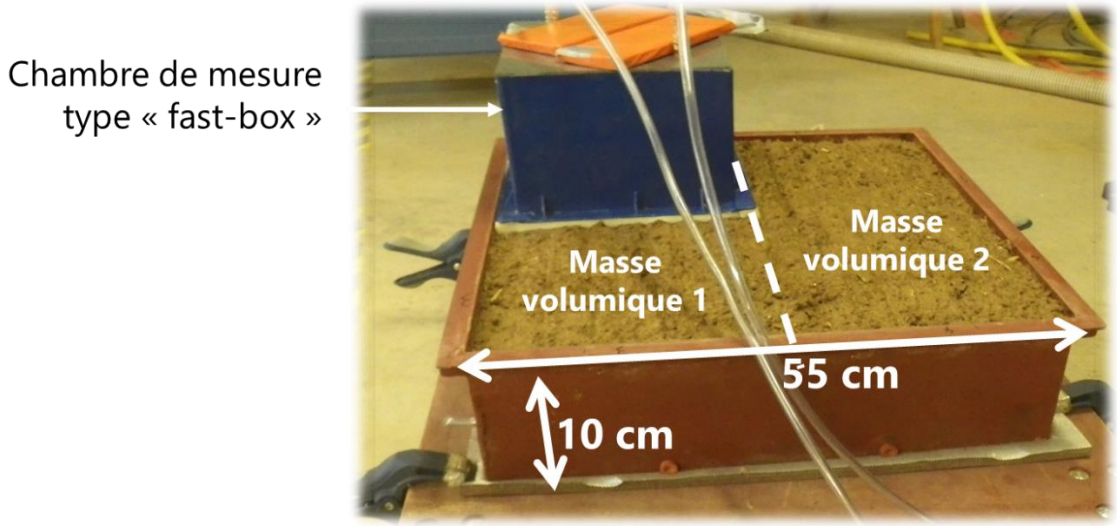
ZHOU, Z., TAKAYA, N., SAKAIRI, M. A. C. & SHOUN, H. 2001. Oxygen requirement for denitrification by the fungus Fusarium oxysporum. *Archives of Microbiology,* 175**,** 19-25.

ZIMMERMANN, E. D. & BASILE, P. A. 2011. Estimación de parámetros hidráulicos en suelos limosos mediante diferentes funciones de pedotransferencia. *Tecnología y ciencias del agua,* 2**,** 99-116.

ANNEXES

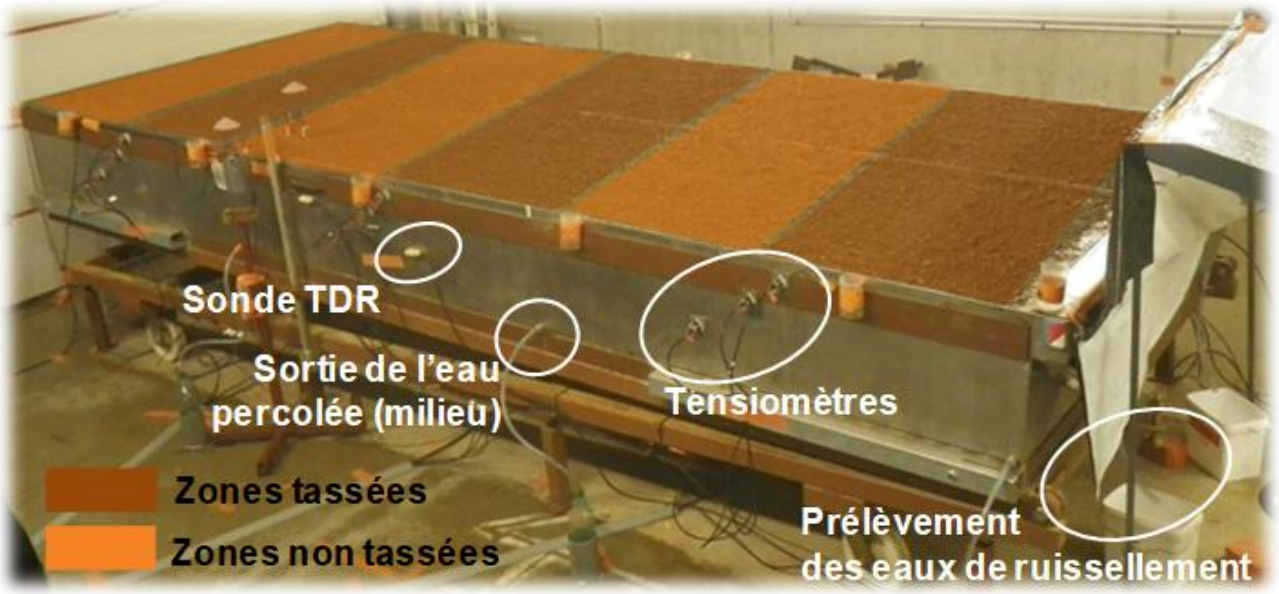
ANNEXE 1 : PHOTOGRAPHIE DES DISPOSITIFS EXPERIMENTAUX UTILISES

Photographie d'un bac expérimental de 0,3 m² x 0,1 m :



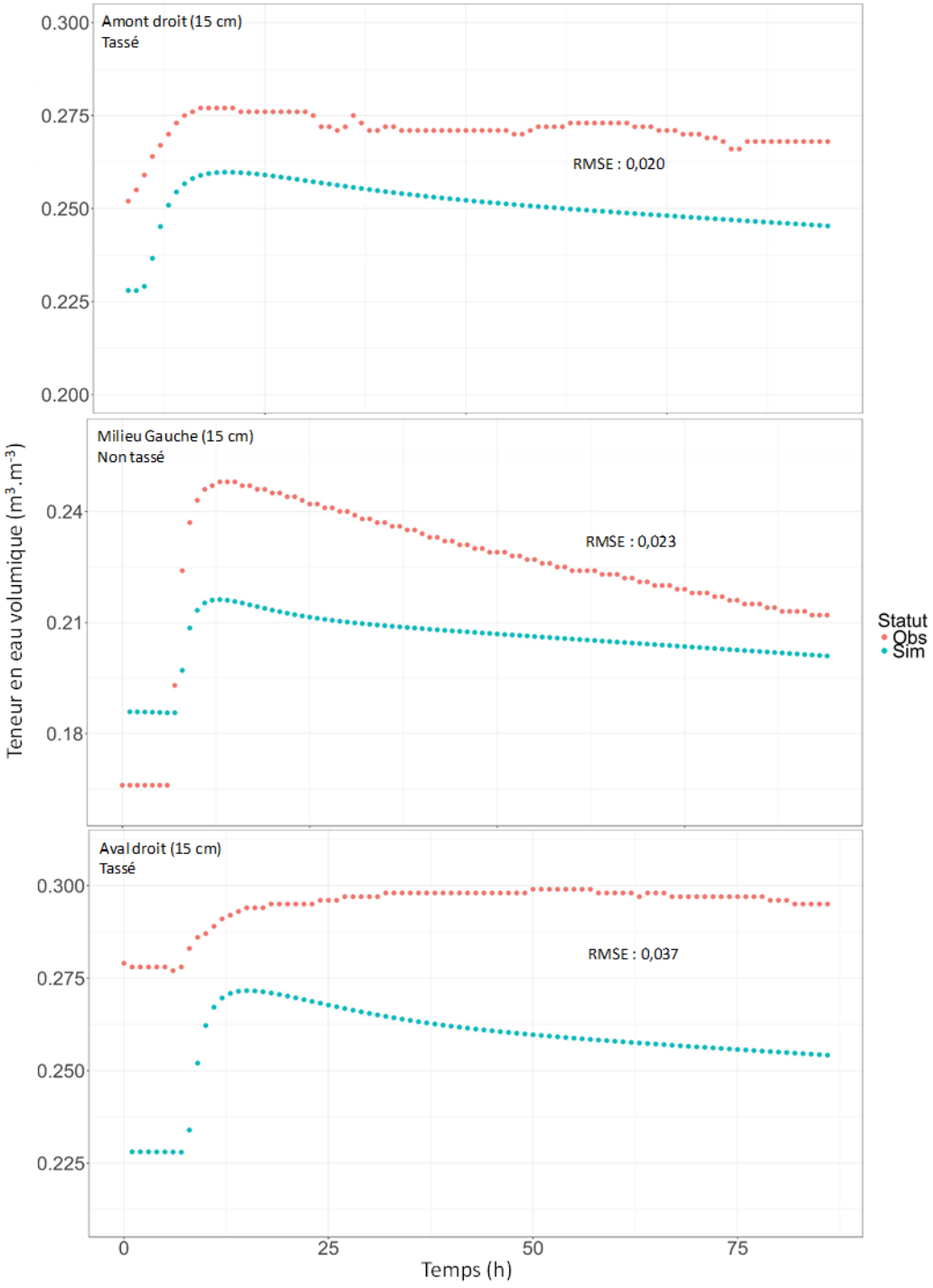
ANNEXE 1 : Photographies des dispositifs expérimentaux utilisés

Photographie du dispositif de 10 m^2 x 0,3 m :



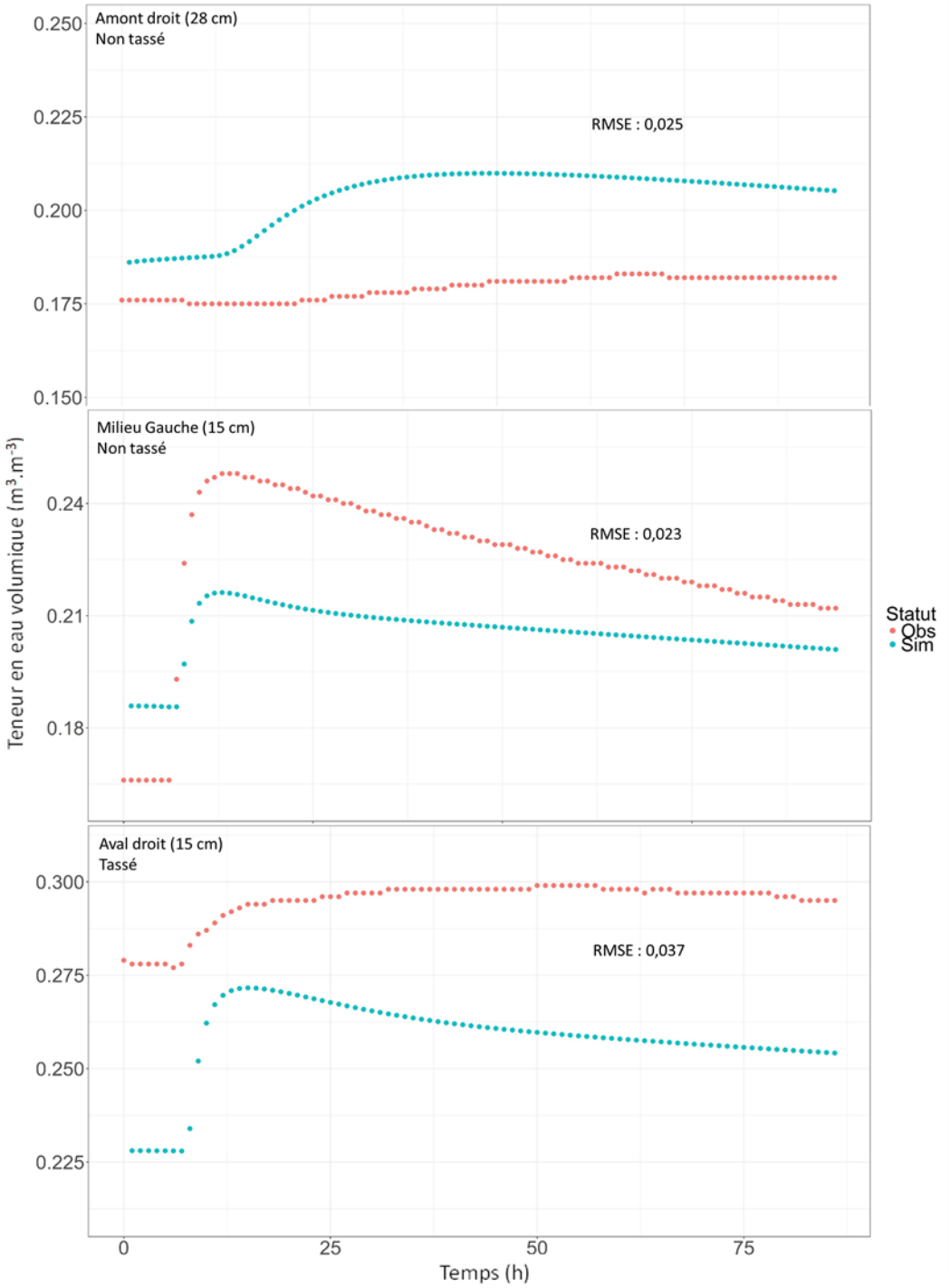
ANNEXE 2 : REPRODUCTION DE LA DYNAMIQUE HYDRIQUE PAR LE MODELE NOE$_{PREDiHR}$: QUALITE DE SIMULATION DE LA TENEUR EN EAU VOLUMIQUE

Mesures à 15 cm de profondeur :



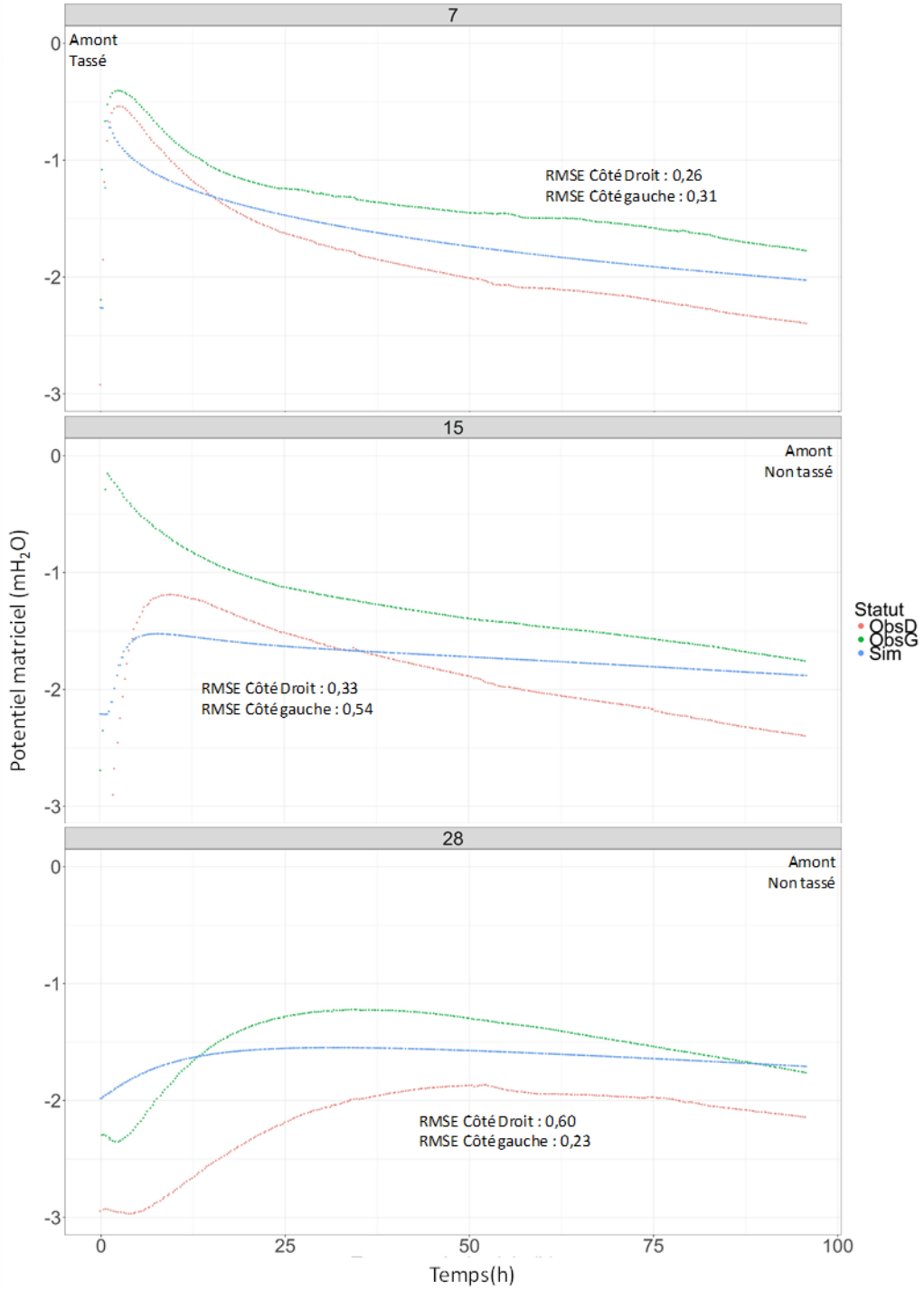
ANNEXE 2 : Reproduction de la dynamique hydrique par le modèle NOE$_{PREDiHR}$: qualité de simulation de la teneur en eau volumique

<u>Mesures à 28 cm de profondeur :</u>

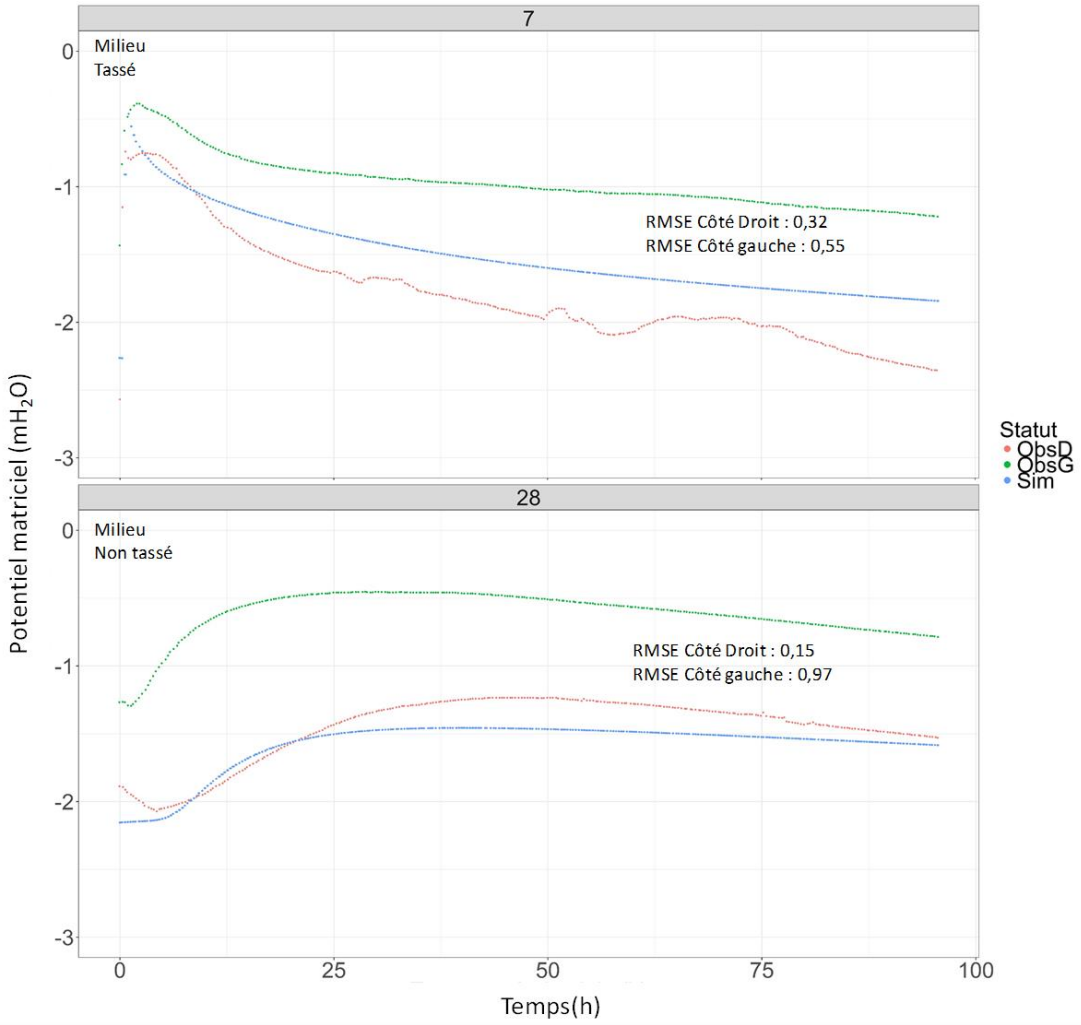


ANNEXE 3 : REPRODUCTION DE LA DYNAMIQUE HYDRIQUE PAR LE MODELE $NOE_{PREDiHR}$: QUALITE DE SIMULATION DU POTENTIEL MATRICIEL

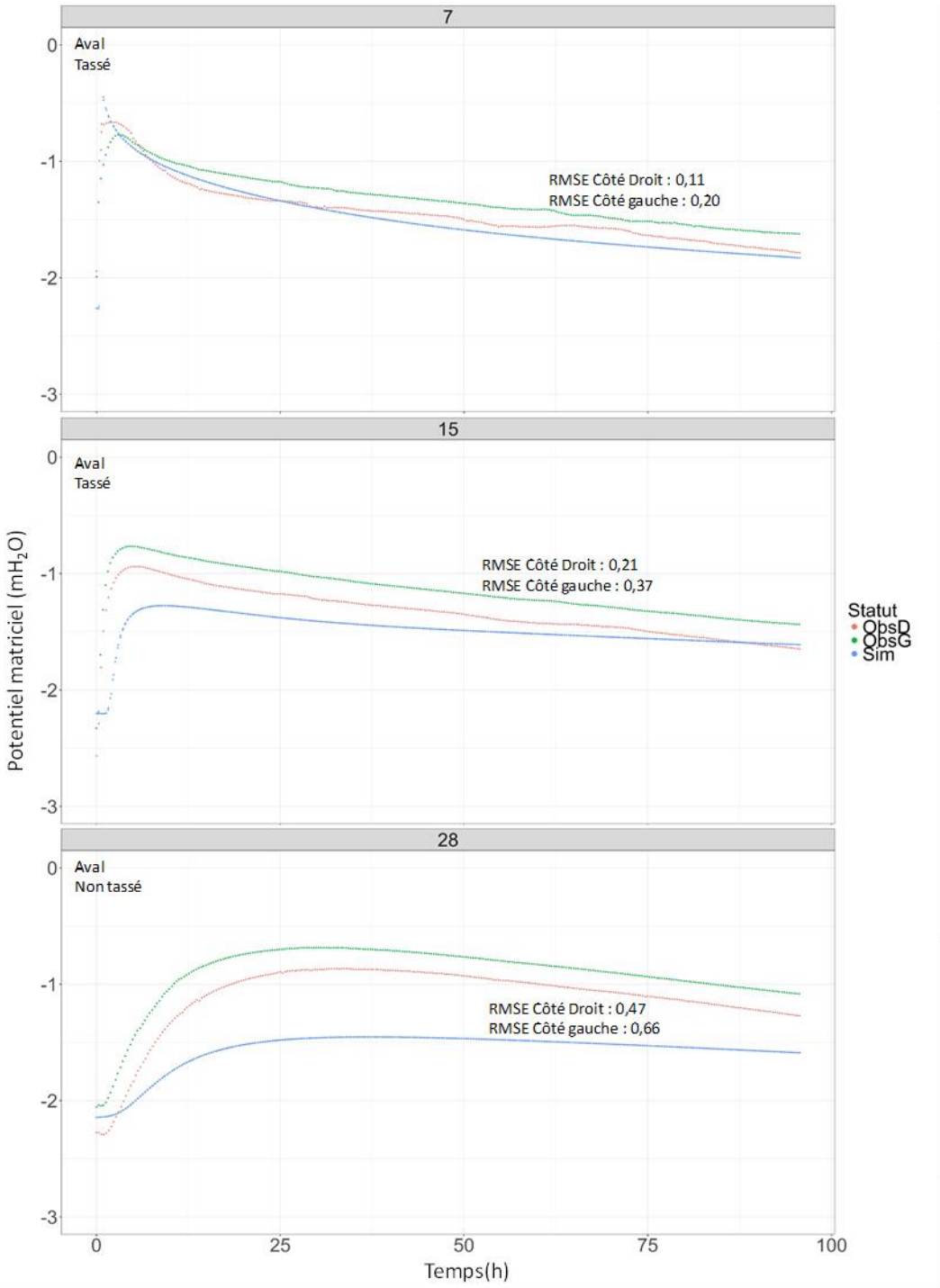
Résultats pour la zone amont du dispositif :



Résultats pour le milieu du dispositif (RMSE en mH_2O):



Résultats pour l'aval du dispositif :



ANNEXE 4 : EQUATIONS ET PARAMETRES DU MODELE

Equations et paramètres utilisés dans les modules liés à l'évolution des espèces azotées

Légende

Lit. i : littérature, source n° i (cf. liste source).
Mes. : mesuré sur le dispositif
Opt. : Optimisé pour NOE$_{PREDiHR}$

Liste source :

1 : Hénault et al. (2005)
2 : Bessou et al. (2010)
A : choix de l'auteur

Processus	Formalisme	Ref.	Paramètre		Unité	Ref.
			Symb.	Valeur		
DENITRIFICATION						
Taux de dénitrification effectif	$\mathbf{Deff = Dp.F_N.F_W.F_T}$	Lit. 1	D_p	3,0	$mgN.kg_{sol}^{-1}.d^{-1}$	Lit. 1
• Effet de la teneur en nitrates	$F_N = \frac{[NO_3^-]}{K_N + [NO_3^-]}$	Lit. 1	K_N	22,0	$mg.kg^{-1}$	Lit. 1
• Effet de la teneur en eau	$\begin{cases} WFPS < WFPSs, & F_W = 0 \\ WFPS \geq WFPSs, & F_W = \left[\frac{WFPSs}{1 - WFPSs}\right]^{1.74} \end{cases}$	Lit. 1	WFPSs	0.62	$m^3.m^{-3}$	Lit. 1
• Effet de la température	$\begin{cases} T < 11°C, & F_T = exp\left[\frac{(T-11)\ln(Q_{10d1}) - 9\ln(Q_{10d2})}{10}\right] \\ T \geq 11°C, & F_T = exp\left[\frac{(T-20)\ln(Q_{10d2})}{10}\right] \end{cases}$	Lit. 1	Q10d1	89	—	Lit. 1
			Q10d2	2,1	—	Lit. 1
Production de N_2O par dénitrification	$N_2O_{denit,prod} = D_{eff}$	Lit. 1	—	—	—	—
Réduction de N_2O par dénitrification	$N_2O_{denit,red} = D_{eff}.r_{max}.G_{O2}$	Lit. 2	r_{max}	0,9	—	Lit. 2
• Effet de la teneur en eau sur la réduction du N_2O	$G_{O2} = 1 - c_w.\max(WFPS - WFPSs)$	Lit. 2	cw	2,05	—	Lit. 2

Processus	Formalisme	Ref.	Paramètre		Unité	Ref.
			Symb	Valeur		
	NITRIFICATION					
Taux de nitrification effectif	$N_{eff} = N_p.f_A.f_T.\min(f_W,f_{O2})$	Lit. 2	Np	27,3	$mgN.kg_{sol}^{-1}.d^{-1}$	Lit. 2
• Effet de la teneur en nitrates	$f_N = \frac{[NH_4^+]}{K_A+[NH_4^+]}$	Lit. 1	K_A	10	$mg.l^{-1}$	Lit. 1
• Effet de la teneur en eau	$fw = \frac{W - a_w.W_{FC}}{(1-a_w).W_{FC}}$	Lit. 2	a_w	0.3	$g.g^{-1}$	Lit. 2
			W_{FC}	0.24	$g.g^{-1}$	Lit. 2
• Effet de l'aération du sol	$fo2 = a_s\left(\frac{WFPS-1}{WFPS-b_s}\right)$	Lit. 2	a_s	1.16	—	Lit. 2
			b_s	1.09	—	Lit. 2
• Effet de la température	fT = FT	Lit. 1	—	—	—	—
Production de N_2O par nitrification	$N_2O_{nit} = N_{eff}.z_0.g_{o2}$	Lit. 2	z_0	0,0032	—	Opt.
• Effet de l'oxygénation du sol	$g_{o_2} = \frac{c_s.WFPS - d_s}{WFPS - d_s}$	Lit. 2	c_s	0,4	—	Lit. 2
			d_s	1,04	—	Lit. 2
	MINERALISATION ET BILAN N					
Minéralisation	$N_{min} = M$	Lit. 1	M	3,6	kgN.ha.d	Opt.
Production NH_4	NH_4,prod = Nmin	A	—	—	—	—
Consommation NH_4	NH_4,cons = Neff	A	—	—	—	—
Production NO_3	NO_3,prod = Neff	A	—	—	—	—
Consommation NO_3	NO_3,cons = Deff	A	—	—	—	—

Paramètres utilisés dans les modules de transferts de gaz et transferts hydriques

Paramètres	Valeur	Unité	Ref.
Pente	5	%	Observation
Constante de Henry N2O à 20°C	$2{,}4.10^{-4}$	$mol.m^{-3}.Pa^{-1}$	Sander (2015)
Constante de Henry N2 à 20 °C	$6{,}4.10^{-6}$	$mol.m^{-3}.Pa^{-1}$	Sander (2015)
Viscosité dynamique N2O gaz à 27°C	$1{,}49.10^{-5}$	$\mu Pa.m^{-2}$	Huber et Harvey (2011)
Viscosité dynamique N2 gaz à 27°C	$1{,}76.10^{-5}$	$\mu Pa.m^{-2}$	Huber et Harvey (2011)
Coefficient de diffusion dans l'air à 20°C, D_0, N_2O	$1{,}43.10^{-5}$	$m^2.s^{-1}$	Pritchard et Currie (1982)
Coefficient de diffusion dans l'air à 20°C, D_0, N_2	$2{,}00.10^{-5}$	$m^2.s^{-1}$	Pritchard et Currie (1982)
Coefficient de dispersion dans l'air à 20°C	0.01	m	Cannavo et al. (2006)

Références :

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**: 348-363.

Cannavo P, Lafolie F, Nicolardot B, Renault P. 2006. Modeling seasonal variations in carbon dioxide and nitrous oxide in the vadose zone. *Vadose Zone Journal.* **5**: 990-1004.

Hénault C, Bizouard F, Laville P, Gabrielle B, Nicoullaud B, Germon J C, Cellier P. 2005. Predicting in situ soil n2o emission using noe algorithm and soil database. *Global Change Biology.* **11**: 115-127.

Huber M L, Harvey A H. 2011. Crc handbook of chemistry and physics. CRC-Press, Boca Raton, FL.

Pritchard D T, Currie J A. 1982. Diffusion of coefficients of carbon dioxide, nitrous oxide, ethylene and ethane in air and their measurement. *Journal of Soil Science.* **33**: 175-184.

Sander R. 2015. Compilation of henry's law constants (version 4.0) for water as solvent. *Atmos Chem Phys.* **15**: 4399-4981.

Flavien POINÇOT

Le contrôle des émissions de protoxyde d'azote par l'état structural des sols

Résumé :

Les sols agricoles représentent près de 66 % des émissions anthropiques de protoxyde d'azote (N_2O), 3ème gaz responsable de l'effet de serre additionnel. La variabilité des émissions mesurées au champ est élevée. La structure du sol impacte à la fois la production et le transport du N_2O dans le profil de sol. L'objectif de cette thèse était de comprendre le rôle de l'état structural du sol sur la variabilité spatiale des émissions de N_2O. La démarche utilisée associe deux types d'expérimentations en laboratoire - à l'échelle d'un bac de 0,3 m² x 0,1 m et sur une maquette de parcelle agricole de 10 m² x 0,3 m en sol nu - à un travail de modélisation intégrant des processus physiques, chimiques et biologiques dans le profil de sol et le ruissellement, le tout à une résolution temporelle fine. Ce travail a mis en évidence une hiérarchie entre les processus de production et de transport, qui évolue avec le temps et les conditions environnementales : dans des conditions favorables à la dénitrification, la production de N_2O augmente avec la masse volumique en lien avec une augmentation de la part de porosité remplie d'eau, jusqu'à une certaine limite. Le modèle déterministe a montré que la dynamique de la pluie et du ruissellement associé modifie l'intensité et la dynamique des émissions de N_2O, celles-ci étant plus tardives dans les zones avales recevant du ruissellement. Enfin, ce travail a confirmé la complexité du déterminisme des émissions de N_2O et a permis de souligner l'intérêt de caractériser la structure du sol et les émissions à une haute résolution spatiale pour améliorer la qualité des modèles prédictifs.

Mots-clés : sol, structure, protoxyde d'azote, modélisation, dynamique hydrique, transport gazeux.

Effect of soil structural conditions on nitrous oxide emissions

Abstract :

Agricultural soils account for 66 % of anthropogenic nitrous oxide emissions (N_2O), the 3rd greenhouse gas emitted from anthropogenic activities. N_2O emissions variability measured *in-situ* is quite high. Soil structure affects both N_2O production processes and N_2O movements through the soil profile. The main goal of this work was to understand the part of soil structure in soil N_2O spatial variability. Two kinds of laboratory experiments were designed: rainfall experiments on soil trays of 0.3 m² x 0.1 m and on a 10 m² x 0.3 m box with a slope. A modelling approach with a short time step was combined, involving representation of physical, chemical and biological soil processes as well as a representation of surface runoff.

This work highlighted a hierarchy between N_2O production and N_2O transportation processes, which evolve with time and environmental conditions: under conditions that favor denitrification, N_2O production increases with soil bulk density due to an increase in the water-filled pore space, until a threshold limit. The deterministic modelling approach showed that rainfall dynamic and resulting runoff affect soil N_2O emissions, those emissions occurring later downslope. Finally, this work highlighted the complexity of soil N_2O emissions determinism and we pointed out that the description of soil structure at a high spatial resolution would be useful to improve modelling quality.

Keywords : soil, structure, nitrous oxide, modelling, hydric dynamic, gas diffusion.

INRA UR Science du sol
2163 avenue de la Pomme de pin
CS 40001 ARDON
45 075 ORLÉANS Cedex 2