



HAL
open science

Suivi des émissions de N₂O sur une maquette de sol cultivé en conditions semi-contrôlées

Maëlys Cadel

► **To cite this version:**

Maëlys Cadel. Suivi des émissions de N₂O sur une maquette de sol cultivé en conditions semi-contrôlées. Milieux et Changements globaux. 2019. hal-02788132

HAL Id: hal-02788132

<https://hal.inrae.fr/hal-02788132v1>

Submitted on 5 Jun 2020

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

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



UNIVERSITE D'ORLEANS

Observatoire des Sciences de l'Univers en région Centre

MASTER SCIENCES DE LA TERRE ET DES PLANETES, ENVIRONNEMENT

Parcours Géochimie et Géomatique de l'Environnement

2^{ème} année

2018-2019

**Mémoire de stage de Recherche – INRA
(Orléans)**

*Suivi des émissions de N₂O sur une maquette
de sol cultivé en conditions semi-contrôlées*

Par Maëlys Cadel

Sous la direction d'Isabelle Cousin, encadré par Agnès Grossel et
Marine Lacoste

2163 Avenue de la Pomme de Pin, 45 075 ORLEANS CEDEX 2



CONTEXTE PROFESSIONNEL DU STAGE

Le manuscrit qui vous est proposé ici présente l'ensemble des travaux de recherche qui ont été réalisés au cours d'un stage de six mois à l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) (centre d'Orléans). Ce stage s'est déroulé au sein de l'unité de Recherche (UR) du département Environnement et Agronomie. Il s'inscrit dans le cadre d'une fin d'étude en deuxième année de master « géochimie, géomatique et environnement » (proposé par l'OSUC, composante scientifique de l'Université d'Orléans). Sa réussite permettra notamment l'obtention d'un diplôme de Master au niveau d'ingénieur spécialisé dans les hydrosystèmes et l'environnement. La thématique choisie est une thématique de recherche basée sur l'étude du lien entre émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) et dynamique hydrique d'un sol cultivé. Ce stage s'est entièrement déroulé dans les locaux de l'INRA sur une maquette expérimentale totalement réalisée par l'équipe de l'unité. L'ensemble des travaux expérimentaux réalisés sur cette maquette font partie intégrante et ont donc été financés par le projet HYDROGES. Ce projet de 3 ans est financé par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) et répond à un appel d'offre sur la « REcherche sur l'Atténuation du Changement Climatique par l'agriculture et la Forêt » (appel réactif de 2015) avec pour objectif d'étudier les composantes hydriques des émissions du GES N₂O, à la fois dans les sols et dans les cours d'eau après lixiviation de l'azote. Ce stage s'inscrit dans le cadre des études mécanistiques du projet HYDROGES.

Ce projet s'est également déroulé dans le cadre d'une contribution à la plate-forme PESAA (Plate-forme sur les échanges Sol-Atmosphère dédiée aux sols Agricoles) qui est l'une des sept plateformes du programme PIVOTS porté par le BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières) financé par la région Centre – Val de Loire. Dans le cadre de PESAA, l'UR en Sciences du sol développe de nouveaux moyens de mesures in situ d'émissions de N₂O pour assurer un suivi fiable sur le long terme et à différentes échelles.

REMERCIEMENTS

Je tiens en tout premier lieu à remercier mes encadrantes Agnès Grossel et Marine Lacoste ainsi que ma directrice d'unité, Isabelle Cousin pour leur soutien, leurs conseils et pour tout le temps qu'elles m'ont accordé.

Je tiens à remercier particulièrement Lionel Cottenot pour son aide précieuse concernant toute la partie expérimentale, mais aussi pour toutes nos discussions riches en conseils.

Un grand merci également à tous ceux qui ont apporté leur aide pour toute la partie technique, de la construction de la maquette au traitement des données en passant par les analyses de sol. Merci donc à : Marjorie Vatan, Christian Le Lay, Adeline Ayzac, Guillaume Giot, Didier Laloua, Olivier Josière, Catherine Pasquier et à Clément Girault. Merci également à Flavien Poinçot pour les échanges et les conseils précieux.

Merci spécialement à Didier Laloua pour son soutien pendant la semaine d'analyses en colorimétrie.

Merci également à Stéphanie Guerrier et Magalie Marolleau pour leur aide concernant toute la partie administrative.

Un grand merci également à Grégory Obiang Ndong, partenaire de bureau, et à nouveau à Marine Lacoste pour toutes ces conversations sur le travail de recherche et sur la thèse. Merci de m'avoir éclairée avec vos conseils.

Je tiens également à remercier toute l'équipe de CDD d'INFOSOL pour la joie et la bonne humeur qu'ils apportent au quotidien mais aussi pour m'avoir intégrée aussi rapidement. Un grand merci particulier pour leur écoute à : Aude, Thomas, Etienne et Alexis.

Enfin, je tiens à nouveau à remercier spécifiquement Isabelle Cousin et Agnès Grossel pour la confiance qu'elles ont accordée à mon travail et pour me donner la chance de poursuivre un travail de recherche d'intérêt majeur à leur côté.

RESUME

La compréhension du déterminisme des émissions de N₂O, troisième gaz à effet de serre d'origine anthropique, constitue un enjeu environnemental majeur. Ce manuscrit présente les travaux de recherche réalisés dans le cadre d'un stage de Master 2 à l'INRA (Orléans) sur l'étude du lien entre dynamique des émissions de N₂O et fonctionnement hydrique d'un sol cultivé fertilisé. Cette étude a été réalisée sur une maquette expérimentale de sol de 10 m², mise en pente sous un simulateur de pluie. Les émissions de N₂O ont été mesurées pendant 70 jours en 16 points de la maquette, à l'aide d'une chambre mobile et d'un spectromètre laser SPIRIT. Les variables du sol (substrats azotés, pH, masse volumique, teneur en eau) ont été mesurées en amont, milieu et aval du dispositif au cours de l'expérimentation. Sur toutes les zones, un premier pic d'émission a été observé en réponse à une pluie de 24 mm consécutive à un apport en substrat azoté – deux conditions favorisant la dénitrification -, et un second pic, plus faible, a été observé après une pluie de 8 mm. La dynamique des processus hydriques (écoulements latéraux, accumulation d'eau en bas de pente), explique des émissions plus fortes en aval.

Mots clés : Emissions de N₂O, maquette expérimentale de sol, conditions semi-contrôlées, couvert végétal, simulateur de pluie, dynamique hydrique, effet pente.

ABSTRACT

Understanding the dynamics of N₂O emissions, the third anthropogenic greenhouse gas, is a major environmental issue. This manuscript presents the research work carried out as part of a Master 2 internship at INRA (Orléans). It deals with the analysis of the relationships between N₂O emissions dynamics, and hydric functioning of a cultivated and fertilised soil. A 10 m² sloped soil model was installed under a rain simulator. N₂O emissions were measured for 70 days at 16 points of the model, using a fast-box chamber and a SPIRIT laser spectrometer. Soil characteristics (nitrogen, pH, bulk density, water content) were measured upstream, mid- and downstream during the experiment. On all points, a first N₂O peak was observed after a 24 mm rainfall following a nitrogen application - two conditions favoring denitrification -, and a second but lower peak was observed after a 8 mm rainfall. The dynamics of the water processes (lateral flows, accumulation of water at the bottom of the slope), explains stronger emissions at the downstream position.

Keywords : N₂O fluxes, soil model, controlled conditions, vegetal cover, rainfall simulator, water dynamics, slope effect.

Table des matières

CONTEXTE PROFESSIONNEL DU STAGE.....	2
REMERCIEMENTS	3
RESUME	4
ABSTRACT	4
PRESENTATION DE L'ORGANISME D'ACCUEIL : L'INRA	9
Introduction.....	11
I. Les émissions de Gaz à Effet de Serre et le N ₂ O.....	11
II. Caractéristiques et déterminisme des émissions de N ₂ O	12
1. Caractériser les zones de plus fortes émissions : notion de Hotspots et de Hotmoments...	12
2. Les principaux processus à l'origine des émissions de N ₂ O	12
3. Les facteurs environnementaux influant sur les émissions de N ₂ O	13
4. Les apports de la modélisation dans l'évaluation des flux de N ₂ O	14
III. Problématique, objectifs, et démarche de ce projet de recherche	15
Matériel et Méthodes	17
1. Construction et instrumentation d'une maquette de sol cultivé.....	17
1.1. Structure du bac accueillant la maquette	17
1.2. Création de la maquette de sol	17
1.3. Installation d'une plante sur la maquette de sol.....	19
2. Suivi de la dynamique du fonctionnement du système sol-plante	20
2.1. Suivi du fonctionnement du sol.....	20
2.2. Suivi de la plante	24
2.3. Dynamique des émissions de N ₂ O.....	24
3. Expérimentation sur la maquette	27
3.1. Les simulations de pluie	27
3.2. Les conditions de croissance de la plante	29
3.3. Caractérisation finale de la maquette	30
4. Traitement des données et modélisation	30
4.1. Interpolation des données manquantes et distribution spatiale.....	30
4.2. Traitement statistique des données.....	31
4.3. Modélisation des émissions de N ₂ O par apprentissage automatique	31
Résultats.....	33
1. Constats.....	33
2. Croissance des plantes	33
3. Evolution de la structure et du pH	34
3.1. Masse volumique du sol.....	34

3.2. Mesures de pH.....	36
4. Suivi et fonctionnement du sol	37
4.1. Teneurs en eau	37
4.2. Espèces azotées.....	39
4.3. Emissions de gaz.....	44
Discussion.....	48
1. Critique du protocole expérimental.....	48
1.1. Les conditions environnementales de l'expérimentation.....	48
1.2. Le suivi de l'expérimentation	48
2. Fonctionnement du système sol-plante au cours de l'expérimentation	49
2.1. Structuration du milieu	49
2.2. Dynamique des espèces azotées au cours de l'expérimentation	49
2.3. Dynamique des flux de gaz.....	50
3. Comparaison de cette expérimentation avec les expérimentations antérieures sur maquette ..	55
3.1. Comparaison avec les expérimentations sur le sol à plat :	55
3.2. Comparaison avec les expérimentations sur le sol en pente :.....	55
3.3. Notre expérimentation sur le sol en pente avec présence d'une culture :.....	55
Conclusions et perspectives	57
Références bibliographiques.....	60
Sites web et logiciels :	63
Analyse réflexive sur le travail réalisé au sein de l'entreprise	64
ANNEXE 1 – Les processus à l'origine des émissions de N ₂ O	66
ANNEXE 2 - Les acquis de la thèse de F. Poinçot.....	68
ANNEXE 3 – Protocole de mesure de l'azote minéral du sol	70
ANNEXE 4 – Protocole de mesure du N ₂ O dissous dans les eaux	71
ANNEXE 5 – Suivi de la croissance de l'orge.....	72
ANNEXE 6 – Fonctionnement global de la maquette de sol	73
ANNEXE 7 – Distribution de la luminosité sur la maquette de sol.....	74
ANNEXE 8 – Profils racinaires réalisés en fin d'expérimentation.....	75
ANNEXE 9 – Teneurs en azote minéral du sol de la couche 0-10 cm (nitrates + ammonium) interpolées sur toutes les dates de mesure de gaz.	76
ANNEXE 10 –Teneurs en azote minéral du sol de la couche 10-20 cm (nitrates + ammonium) interpolées sur toutes les dates de mesure de gaz.	77
ANNEXE – 11 : Récapitulatif des résultats et des estimations de pluviométrie, luminosité et croissance végétale sur la maquette de sol	78
ANNEXE 12 – Mesures de conductivité hydraulique à saturation sur 5 points (en bordure) de la maquette de sol	79

Liste des figures

Fig. 1. Liste des six missions de valorisation de la recherche scientifique de l'INRA 9

Fig. 2. Organigramme nominatif de l'UR SOLS mis à jour le 04 mars 2019..... 10

Fig. 3. Processus responsables des émissions de N₂O et facteurs de contrôle associés. Ce schéma a été réalisé d'après les travaux de Baggs, (2008) et Freibauer et Kaltschmit., (2003). 13

Fig. 4. Illustration des différentes étapes de la reconstitution du sol de la maquette. a) ajout de la première couche de sol, b) tassement d'une couche de sol, c) contrôle de la masse volumique pendant la reconstitution du sol, d) griffure d'une couche de sol. 18

Fig. 5. Implantation des différentes cultures mise en place successivement sur le dispositif avant le début du stage..... 19

Fig. 6. Schéma synthétique du dispositif expérimental avec position des différents capteurs intégrés et des quatre lampes mise en place pour assurer la pousse des plants d'orge. 21

Fig. 7. Schéma de localisation de l'ensemble des parcelles de mesure des émissions de N₂O au sein du dispositif et des prélèvements d'azote du sol. 25

Fig. 8. Localisation des différents pluviomètres disposés sur le dispositif à chaque pluie et localisation des différents points de collectes de eaux de drainage et de ruissellement. 27

Fig. 9. Variation de l'intensité des pluies simulées sur la maquette expérimentale. Les points noirs représentent l'intensité moyenne pour toutes les pluies pour chaque placette expérimentale, les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la mesure. 28

Fig. 10. Frise chronologique des différentes pluies simulées depuis de début de l'expérimentation jusqu'à la fin du suivi. 29

Fig. 11. Schéma de distribution des valeurs mesurées au cours de l'expérimentation des teneurs en azote minéral, de la masse volumique du sol et du WFPS. 31

Fig. 12. Pourcentage de biomasse végétale totale sur la maquette, récoltée sur chaque placette expérimentale en fin de suivi. La biomasse végétale comprend les plants d'orge coupés à leur base ainsi que la matière organique en décomposition sur la surface de la placette. 34

Fig. 13. Evolution du WFPS calculé à partir des teneurs en eau volumique mesurées par les sondes TDR insérées à 12 cm de profondeur, a) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en amont gauche, b) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en amont droit, c) les valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en aval gauche, d) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en aval droit. Les lignes pointillées en bleu marquent toutes les pluies simulées sur la maquette, la ligne horizontale marron indique le seuil de dénitrification fixé ici à 0.62 en accord avec les travaux d'Hénault et al., (2005). 38

Fig. 14. Evolution du WFPS calculé à partir des teneurs en eau volumique mesurées par les sondes TDR insérées à 24 cm de profondeur, a) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en amont gauche, b) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en amont droit, c) les valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en aval gauche, d) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en aval droit. Les lignes pointillées en bleu marquent toutes les pluies simulées sur la maquette, la ligne horizontale marron indique le seuil de dénitrification fixé ici à 0.62 en accord avec les travaux d'Hénault et al., (2005). 39

Fig. 15. Evolution des teneurs en azote minéral du sol en amont, milieu et aval du dispositif sur la couche 0-10 cm, sur l'ensemble de la période d'étude ; a) teneurs en nitrates des placettes situées du côté gauche du dispositif, b) teneurs en nitrates des placettes situées du côté droit du dispositif, c) teneurs en ammonium des placettes situées du côté gauche du dispositif, d) teneurs en ammonium des placettes situées du côté droit du dispositif. Les deux droites verticales en pointillé représentent les deux fertilisations..... 40

Fig. 16. Evolution des teneurs en azote minéral du sol en amont, milieu et aval du dispositif sur la couche 10 - 20 cm, sur l'ensemble de la période d'étude ; a) teneurs en nitrates des placettes situées du côté gauche du dispositif, b) teneurs en nitrates des placettes situées du côté droit du dispositif, c) teneurs en ammonium des placettes situées du côté gauche du dispositif, d) teneurs en ammonium des placettes situées du côté droit du dispositif. Les deux droites verticales en pointillé représentent les deux fertilisations.....	42
Fig. 17. Evolution des flux de N ₂ O calculés à partir des concentrations mesurées sur les 16 placettes expérimentales, a) les flux du côté gauche et en amont du dispositif, b) les flux du côté droit et en amont du dispositif, c) les flux du côté gauche et en aval du dispositif et d) les flux du côté droit en en aval du dispositif. Les lignes pointillées en bleu marquent les deux plus grosses pluies et les lignes pointillées en gris marquent les deux fertilisations. Les flèches rouges représentent toutes les autres pluies simulées de 8 mm.....	45
Fig. 18. Evolution des flux de CO ₂ calculés à partir des concentrations mesurées sur les 16 placettes expérimentales, a) les flux du côté gauche et en amont du dispositif, b) les flux du côté droit et en amont du dispositif, c) les flux du côté gauche et en aval du dispositif et d) les flux du côté droit en en aval du dispositif. Les lignes pointillées en bleu marquent les deux plus grosses pluies et les lignes pointillées en gris marquent les deux fertilisations. Les flèches rouges représentent toutes les autres pluies simulées de 8 mm.....	46
Fig. 19. Fréquence de distribution des valeurs prédites par le modèle et des valeurs observées concernant les flux de N ₂ O.....	53

Liste des tableaux

Table. 1. Caractéristiques physico-chimiques du sol utilisé pour la construction de la maquette.....	18
Table. 2. Masses volumiques mesurées en début de suivi (07/03/2019), en amont et aval sur les deux côtés de la maquette, pour les couches 0-10 cm et 10-20 cm.....	35
Table. 3. Masses volumiques mesurées sur l'ensemble des placettes expérimentales en fin d'expérimentation aux profondeurs 0-10 cm et 10-20 cm.....	35
Table. 4. Mesures du pH réalisées sur des placettes expérimentales situées en amont, milieu et aval du dispositif en fin d'expérimentation. Les prélèvements de sol utilisés pour réaliser ces mesures ont été homogénéisés sur les couches 0-10 et 10-20 cm. Une mesure de pH a également été réalisée sur du sol en vrac n'ayant subi aucun des traitements expérimentaux réalisés sur le dispositif (échantillon standard). Chaque valeur correspond à la moyenne de trois mesures.....	36
Table. 5. Teneurs en azote minéral mesurées dans les eaux de drainage et de ruissellement au cours des différentes pluies simulées. La nomenclature RG et RD correspondent respectivement aux eaux de ruissellement récoltées du côté gauche et droit du dispositif. En noir sont présentées les teneurs en nitrates, en bleu les teneurs en ammonium. Les mesures sur les eaux de ruissellement n'ont été faites que deux fois parce que nous n'avons pas pu récolter assez d'eau au cours des autres pluies.....	43
Table. 6. Concentrations en N ₂ O dissous mesurées dans les eaux de drainage et de ruissellement au cours des différentes pluies.....	44
Table. 7. Coefficient de corrélation entre les différentes variables explicatives du modèle et la variable à prédire, soit les flux de N ₂ O. En rouge apparaissent les corrélations les plus importantes.....	51
Table. 8. Caractéristiques et résultats principaux du modèle de prédiction testés sur notre jeu d'apprentissage.....	52

PRESENTATION DE L'ORGANISME D'ACCUEIL : L'INRA

L'INRA est un organisme de recherche français fondé en 1946 et dirigé depuis juillet 2016 par Philippe Mauguin. Cet institut de recherche possède le statut d'Établissement Public à caractère Scientifique et Technologique (EPST). Il est subordonné au ministère chargé de la Recherche et au ministère chargé de l'Agriculture.

L'INRA constitue le premier institut de recherche agronomique en Europe et le deuxième en sciences agricoles dans le monde, notamment grâce à ses travaux de recherche sur des enjeux de société majeurs. Spécialisé dans les domaines de l'alimentation, de l'agriculture et de l'environnement, son objectif est de mettre à profit ses qualités d'expertise, d'expérimentation et son savoir-faire au service de la société pour anticiper et proposer les solutions de demain. Au cœur de l'innovation, ce sont les enjeux de Santé, Territoires, Développement Durable, Compétitivité et développement de la Bioéconomie qui animent la recherche au sein de l'institut. Implanté sur de nombreux territoires, ce sont 17 centres répartis en métropole et en outre-mer que comptabilise l'INRA impliquant au total 13 départements scientifiques, 9 métaprogrammes et 17 domaines d'innovation. Avec ses 17 centres, cet institut regroupe un peu plus de 7900 salariés (effectifs de 2017) dont 1815 chargés de recherche, plus de 500 doctorants et près de 2600 stagiaires pour un budget d'environ 850 890 000 € ([voir lien \(inra.fr\)](http://inra.fr)).

Cet organisme national de recherche publique s'est donné 6 missions de valorisation de la recherche scientifique qui sont (Fig. 1):

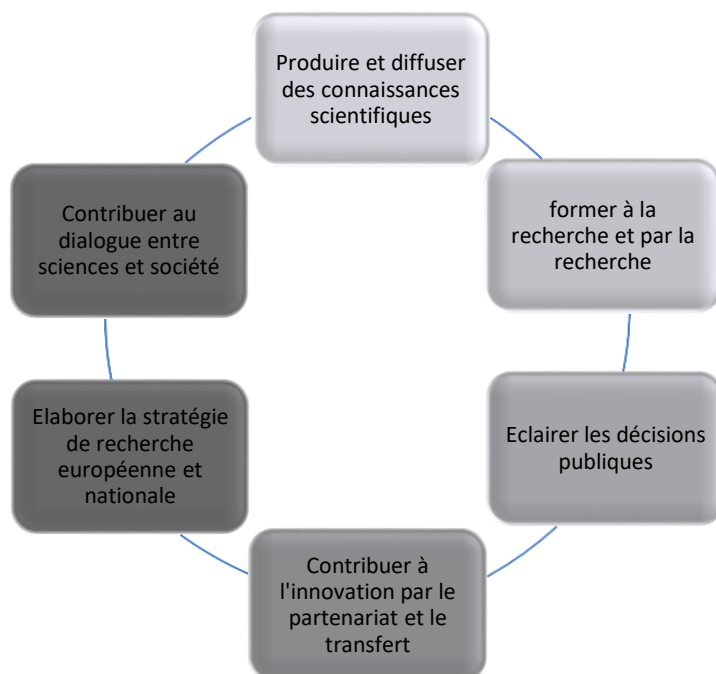


Fig. 1. Liste des six missions de valorisation de la recherche scientifique de l'INRA.

Ce stage de Recherche a été réalisé dans les locaux du centre INRA basé à Ardon, commune limitrophe de la ville d'Orléans (Loiret, 45 - région Centre-Val-de-Loire).

Ce site regroupe environ 200 agents titulaires comprenant chercheurs, ingénieurs, techniciens et personnel administratif ainsi qu'environ 150 agents non titulaires sur une période d'un an (effectifs de 2013). Au-delà du travail quotidien des agents internes, ce centre est caractérisé par sa forte collaboration scientifique avec de nombreux organismes de recherche et d'enseignement supérieur. La présidence du centre est assurée par Catherine Beaumont et est appuyée par les Services Déconcentrés d'Appui à la Recherche (SDAR) qui assurent la gestion des services collectifs. Le site est divisé en 3 départements scientifiques spécialisés dans l'Ecologie des forêts, Prairies et Milieux aquatiques ; la Génétique Animale ; et l'Environnement et l'Agronomie. Ce dernier est divisé en une unité de service spécialisée dans le traitement et la diffusion des données pédologiques (INFOSOL) et une Unité de Recherche en sciences du sol (UR SOLS). L'UR SOLS travaille au quotidien au développement de projets de recherche axés sur la connaissance et la compréhension du fonctionnement des sols et des interactions entre eau, air et sol. Les domaines d'expertise de l'unité regroupent l'étude de la structure du sol, les modalités d'émissions de GES, la dynamique hydrique et la modélisation (Fig. 2).

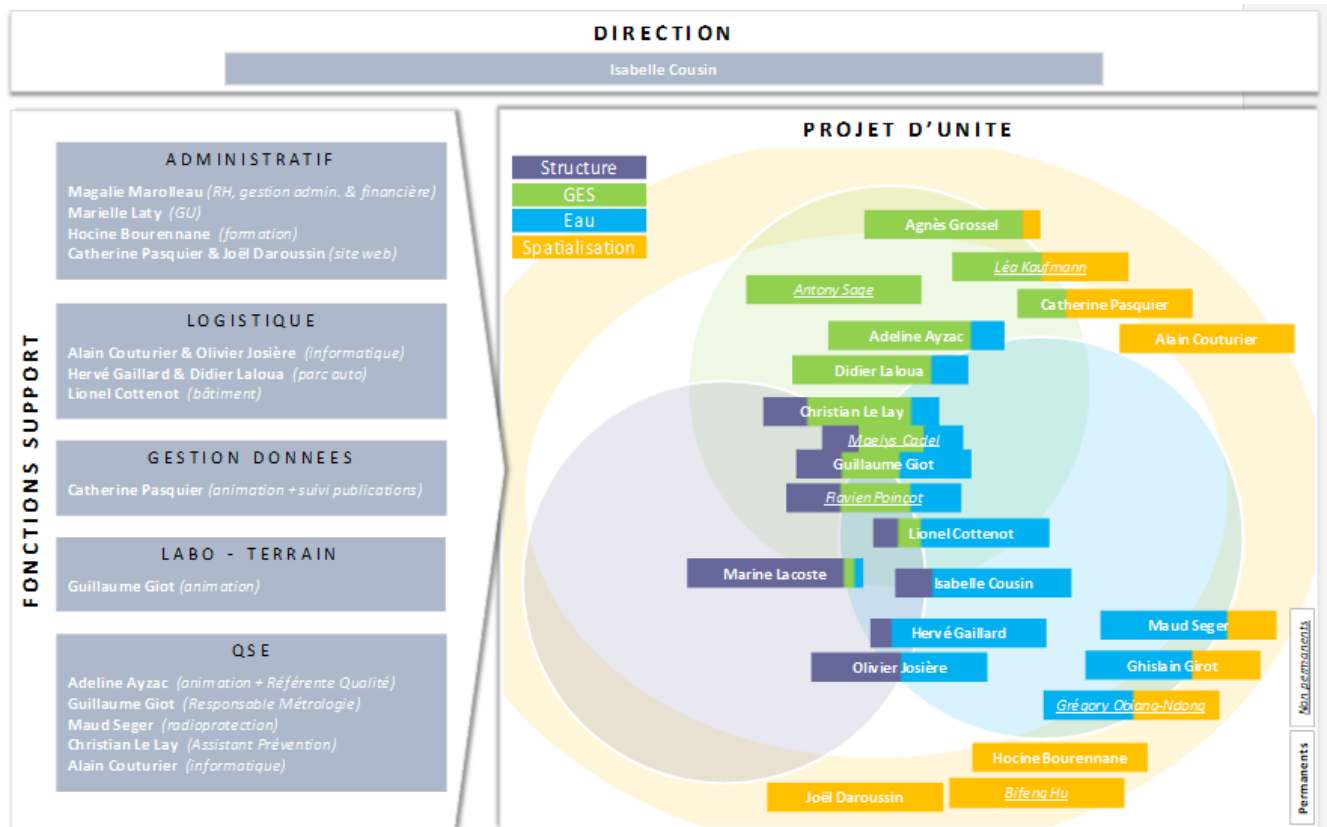


Fig. 2. Organigramme nominatif de l'UR SOLS mis à jour le 04 mars 2019.

Ce stage a été réalisé sous la tutelle d'Agnès Grossel, chargée de recherche de l'UR SOLS spécialiste des émissions de GES et Marine Lacoste, également chargée de recherche de l'UR SOLS et spécialiste de l'étude de la structure des sols. Ce projet a de plus été réalisé en étroite collaboration avec Lionel Cottenot, assistant ingénieur de l'unité, notamment pour ce qui concerne l'ensemble des expérimentations. Enfin, ce stage a été mené à bien sous la direction d'Isabelle Cousin, directrice de recherche et directrice de l'UR SOLS du centre INRA d'Orléans.

Introduction

I. Les émissions de Gaz à Effet de Serre et le N₂O

Le changement climatique engendre de multiples conséquences sur le fonctionnement des milieux naturels terrestres et sur notre mode de vie. Il est donc primordial de caractériser l'ensemble des facteurs qui peuvent venir perturber le cycle climatique et de comprendre leur dynamique de fonctionnement. S'il est encore difficile de caractériser l'ensemble des processus en jeu, il est du moins admis que l'augmentation des émissions des Gaz à Effet de Serre (GES) est en grande partie responsable de ce dérèglement (IPCC, 2018). **C'est pourquoi la réduction des émissions de GES constitue aujourd'hui un enjeu environnemental capital.** Existant naturellement sur Terre et modulant le climat depuis plusieurs millions d'années, ce sont aujourd'hui les GES d'origine anthropique qui inquiètent la communauté scientifique. L'augmentation en flèche de ces émissions serait, en outre, grandement responsable des modifications de température et de précipitation que l'humanité a déjà commencé à subir. Bien qu'aujourd'hui, ces émissions croissantes soient intégrées à tous les modèles de prédiction du climat, **nos connaissances sur les dynamiques d'émissions de ces GES sont encore limitées.** Il est donc nécessaire de **continuer à étudier leur dynamique de fonctionnement** pour mieux appréhender l'étendue de leurs impacts sur nos écosystèmes. *In fine*, cela permettrait d'établir de meilleurs modèles de prédiction de l'intensité des émissions et des principales sources, nous permettant ainsi de mettre en place des solutions d'atténuation dans les zones à risque et de réduire notre empreinte écologique.

De nombreuses études sont menées sur le CO₂ et le CH₄ comme principaux gaz moteurs du changement climatique. **Le protoxyde d'azote (N₂O) constitue le troisième GES responsable de l'effet de serre additionnel et possède un potentiel de réchauffement global à 100 ans (PRG) 265 fois supérieur à celui du CO₂** (IPCC, 2014). Son temps de résidence dans l'atmosphère est d'environ 120 +/- 10 ans et sa concentration dans l'air augmente de 0,2 à 0,3% par an. Les émissions de N₂O tendraient également à devenir les principales responsables de la diminution de l'ozone stratosphérique (Myhre et al., 2013). Si l'augmentation des émissions de N₂O, comme des autres GES, se maintient au cours du temps, on peut envisager des conséquences irréversibles sur le climat futur.

Les sols sont les principaux émetteurs de N₂O et comptabilisent en moyenne 37 % des émissions atmosphériques totales. La production de N₂O est principalement due à l'activité nitrifiante et **dénitrifiante des micro-organismes du sol** (Pennock, 1992 ; Hénault et al., 2005). Si la production de N₂O est d'origine naturelle, elle est amplifiée par les activités humaines (Fowler et al., 2009). En effet, l'apport de fertilisants procure des substrats carbonés ou azotés qui peuvent venir perturber cette activité microbiologique. De façon plus générale, les pratiques culturales ayant un impact sur les paramètres physico-chimiques du sol (porosité, taux d'oxygénation, etc.) peuvent modifier directement l'activité bactérienne du sol (nitrification et dénitrification) et par conséquent influencer le taux de production puis le taux d'émission de N₂O. Au final, **l'agriculture représente la première source d'émission anthropique** avec environ 42% de la part liée à l'activité humaine (Fowler et al., 2009).

Le N₂O produit par l'activité bactérienne du sol peut être le résultat de plusieurs voies de production mais de nombreux **facteurs influents** peuvent venir perturber à la fois ces cycles de **production** et le **transport du gaz** vers l'atmosphère (Annexe 1). De ce fait, on observe une grande variabilité spatiale et temporelle des émissions du sol. Malgré une augmentation des études réalisées pour caractériser et quantifier les émissions de N₂O (Stehfest, 2006, compilation de plus de 1000 mesures dans différents contextes environnementaux), il est toujours difficile d'expliquer cette variabilité et de prédire le

comportement des flux. En effet, « les méthodes actuellement utilisées à l'échelle nationale par le GIEC pour calculer une estimation globale des émissions de N₂O peuvent amener à des incertitudes de l'ordre de 150 % (CITEPA, 2018) » (Poinçot, 2019). L'enjeu est donc majeur de progresser dans notre compréhension du **déterminisme des émissions de N₂O, afin de proposer des moyens de les réduire.**

II. Caractéristiques et déterminisme des émissions de N₂O

1. Caractériser les zones de plus fortes émissions : notion de Hotspots et de Hotmoments

La forte variabilité des émissions du sol se caractérise notamment par la présence de zones très émettrices, qualifiées de « **hotspots** » où le taux d'émission est plus élevé que le milieu environnant (McClain et al., 2003). Ces pics d'émissions peuvent apparaître de façon épisodique et durent entre quelques heures et quelques jours. Ces épisodes d'émissions plus intenses sont appelés « **hot-moments** ». Plusieurs études ont été menées à ce jour pour tenter d'expliquer l'apparition de ces périodes (par exemple Van den Heuvel et al., 2009) mais notre compréhension de cette variabilité temporelle reste encore limitée.

Les émissions de N₂O sont très variables entre différents écosystèmes : par exemple des valeurs moyennes pouvant aller de 82 gN_N₂O.ha⁻¹.j⁻¹ ont été mesurées au niveau d'une bande riveraine et seulement 0,6 gN_N₂O.ha⁻¹.j⁻¹ pour des prairies tempérées (van den Heuvel et al., 2009 ; Poinçot, 2019). « Par ailleurs, cette forte variabilité n'existe pas seulement à l'échelle du paysage entre différents écosystèmes mais aussi 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) » (Poinçot, 2019). Van den Heuvel et al., (2009) ont mesuré sur le terrain des émissions de N₂O à trois échelles spatiales différentes (de 0,0013 à 0,31 m²) et ont mis en évidence le fait que la variabilité des émissions était d'autant plus importante que l'échelle d'étude était petite. Kuzyakov et Blagodatskaya (2015) estiment que les processus majoritairement responsables de ces pics d'émissions sur de très petites surfaces sont les mécanismes biochimiques dynamiques responsables de la production de N₂O. Ils définissent les hotspots comme **toutes zones où le taux de réactions biogéochimiques est plus élevé que le milieu environnant**, en lien avec le taux de carbone organique disponible (décomposition de la litière, consommation du carbone ou non). Li et al. (1992) énoncent que la difficulté de quantifier correctement les émissions de N₂O réside dans **l'hétérogénéité des propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol** qui interviennent dans la production du gaz mais aussi dans le fait que ces paramètres sont en constante interaction.

2. Les principaux processus à l'origine des émissions de N₂O

Le protoxyde d'Azote est produit principalement depuis les sols par les processus de dénitrification en conditions anaérobies (**contributeur majeur** selon Pennock, 1992) et par les processus de nitrification en conditions oxygénées (Hénault et al., 2005 ; Freibauer et al., 2003 ; Baggs et al., 2008) (Fig. 3). Une description plus précise de l'ensemble des processus est donnée à l'Annexe 1. On retiendra que le processus de **dénitrification se produit plutôt lorsque les sols sont humides**, et le processus de **nitrification lorsque les sols sont secs**. Cet état d'humidité est souvent qualifié par le **WFPS** (Water-Filled Pore Space), soit la proportion de la porosité remplie d'eau. Un seuil de WFPS égal à **0,62** est couramment admis pour la dénitrification (Hénault et al., 2005).

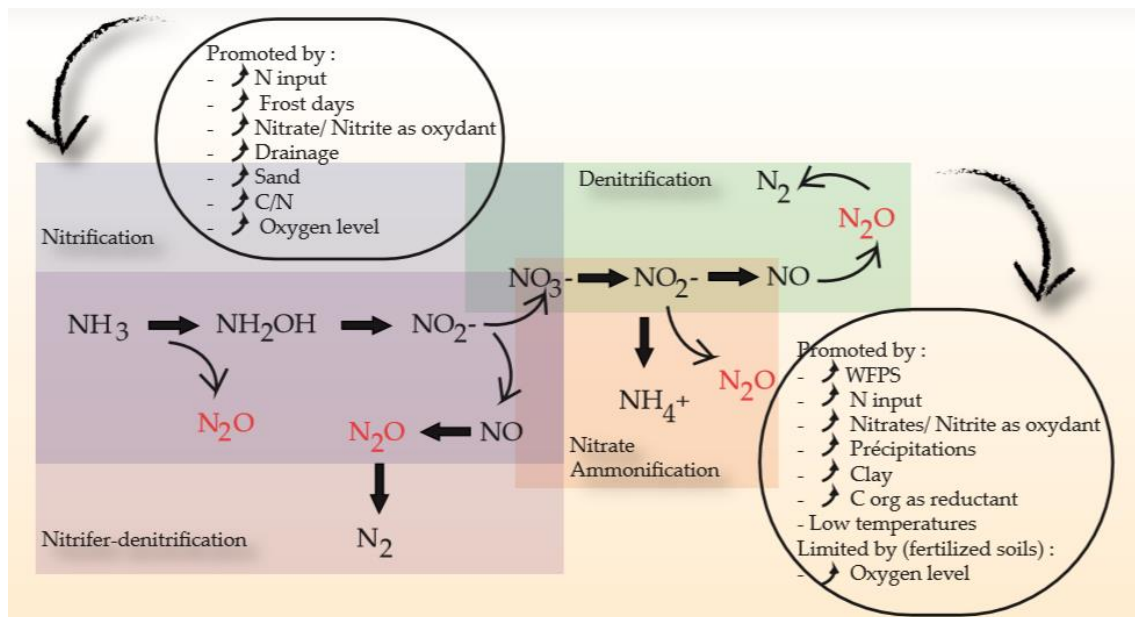


Fig. 3. Processus responsables des émissions de N_2O et facteurs de contrôle associés. Ce schéma a été réalisé d'après les travaux de Baggs, (2008) et Freibauer et Kaltschmit., (2003).

3. Les facteurs environnementaux influant sur les émissions de N_2O

Les émissions de N_2O sont sous l'influence de nombreux facteurs. On distingue plusieurs catégories de facteurs influents en fonction des processus qu'ils régulent et de l'échelle d'influence. On peut notamment différencier i) les facteurs qui vont influencer les mécanismes de production du N_2O à l'échelle très locale du microsite, ii) les facteurs qui vont influencer les échanges gazeux entre le sol et l'atmosphère, plutôt à l'échelle de l'horizon de sol, et iii) les éléments contextuels du système de culture et des pratiques agricoles à l'échelle du paysage.

- A l'échelle du microsite, les facteurs d'influence vont principalement jouer sur **l'activité microbienne du sol** et donc sur le taux de réactions biogéochimiques du milieu : **ce sont les conditions physico-chimiques du sol** comme le pH, la température ou la teneur en dioxygène. Viennent aussi s'ajouter les réactifs des réactions biochimiques comme la teneur en azote minéral naturellement présent dans le sol (nitrates et ammonium) ou pouvant être minéralisé, le carbone du sol, et donc l'apport en substrat azoté et carboné (résidus de plantes, apport de matière organique ou de fertilisants), etc., mais aussi leur disponibilité vis-à-vis des plantes et des bactéries. Ces paramètres contrôlent notamment les réactions de nitrification et dénitrification (Davidson et al., 2000 ; Firestone et Davidson, 1989). Par exemple, Van den Heuvel et al. (2009) ont réalisé des expérimentations d'incubation de sol en laboratoire sur des prélèvements de sol pour lesquels le taux d'émission de N_2O avait été préalablement mesuré sur le terrain par la méthode des chambres. Ces prélèvements avaient été faits sur des sites (de l'ordre du cm^2) où le taux d'émission de N_2O était plus élevé que le milieu environnant (hotspots). Les expérimentations d'incubation de sol consistaient à étudier l'évolution des flux de N_2O émis après ajout ou non de nitrates ou d'acétate, de sorte à modifier les paramètres physico-chimiques en jouant sur la disponibilité en accepteurs/donneurs d'électrons pour stimuler l'activité microbienne du sol. Les résultats de cette expérimentation ont mis en évidence une augmentation du taux de production nette de N_2O après ajout d'acétate et ont permis de mettre en avant **le rôle clef des facteurs environnementaux pour expliquer la variabilité de ces émissions.**

- A l'échelle de l'horizon de sol, c'est la **macrostructure du milieu** qui va conditionner les émissions de gaz, via la **diffusion** depuis l'horizon de sol vers la surface. Poinçot (2019) aborde le transport du gaz dans le sol en trois points : (i) le transport du gaz **par diffusion**, processus pouvant être décrit par la loi de Fick (Clough et al., 2005) ; (ii) le transport du gaz **par convection** en lien avec un différentiel de pression notamment pendant les périodes de **battance de la nappe** superficielle et (iii) le **piégeage du gaz dans le sol** en lien avec **l'augmentation de la teneur en eau** dans le sol et la **déconnexion de la phase gazeuse avec la surface**, et la formation de croûtes de battance au cours d'une pluie. On s'intéresse donc plutôt ici aux facteurs qui contrôlent **l'état structural du sol**, car celui-ci conditionne la vitesse de diffusion du gaz dans le sol (par exemple la masse volumique, la connexion entre les pores du sol ou l'évolution de la croûte de battance).
- De nombreuses études ont été réalisées pour tenter de lister et de hiérarchiser l'ensemble des facteurs d'influence à l'échelle du paysage. C'est le cas de Stehfest (2006) qui a réalisé une compilation de nombreux travaux antérieurs, et qui, par un travail de modélisation sur l'ensemble des mesures de N₂O récoltées, des paramètres physico-chimiques de sol associés et des pratiques de culture, a pu mettre avant l'importance des facteurs suivants pour expliquer le comportement du N₂O, avec par importance décroissante : **le taux d'azote épandu**, puis le **type de culture**, le type de **fertilisant**, la quantité de **C organique** disponible et enfin la **texture et le pH du sol**. Sur le terrain, un effet supplémentaire observé est celui de la **dynamique des flux hydriques**, influencé par la **topographie** du site d'étude. Pennock (1992) puis Vilain et al. (2010) ont mis en évidence **un effet de la pente** sur les émissions :

La présence d'une pente permet le ruissellement de l'eau sur la surface du sol. L'azote présent dans le sol est alors transporté vers le bas de la pente où il s'accumule. La teneur en eau y est donc également plus élevée. **Ces conditions favorisent la dénitrification ce qui implique que les émissions sont plus fortes en aval d'une pente et dans les dépressions topographiques** (Yates et al., 2006). Gu et al. (2011) ont également étudié l'effet de la topographie et notamment l'effet de la présence d'une pente sur les émissions de N₂O pour trois sites différents de la région du Faux Perche à 30 km au sud-ouest de Chartres (France) présentant des conditions similaires en termes de cultures (blé d'hiver), pratiques culturales, climat, pente (pente faible comprise entre 1,6 et 2,1%), et niveau de fertilisation (170 kgN.ha⁻¹). Les mesures réalisées ne permettent de mettre en évidence un effet pente que pour un seul des sites de mesure. Cet effet n'est donc pas observé systématiquement, car les interactions entre facteurs d'influence sont nombreuses et complexes.

4. Les apports de la modélisation dans l'évaluation des flux de N₂O

De nombreux auteurs soulignent que l'estimation des émissions de N₂O sur le terrain par des mesures directes est soumise à une **incertitude élevée**, notamment du fait que le **nombre de mesure est limité** alors que la **variabilité spatio-temporelle des flux est grande**. Cependant, les mesures directes au champ sont coûteuses, requièrent du temps et demandent une charge de travail conséquente du fait du nombre de mesures nécessaire pour caractériser finement la variabilité spatio-temporelle des émissions de N₂O. C'est pourquoi une bonne caractérisation des émissions du sol passe par un couplage entre des mesures de terrain, des expérimentations en laboratoire et le **développement de modèles permettant de compiler l'ensemble des avancées** (Hénault et al., 2005). Le développement de modèles permet également de tester rapidement différents scénarios d'atténuation des émissions

de N₂O pour proposer plus facilement des nouvelles pratiques plus respectueuses de l'environnement (Poinçot, 2019).

Plusieurs modèles sont aujourd'hui établis pour tenter de **prédire et de quantifier** les flux de N₂O, aux différentes échelles, du microsite de sol à l'échelle mondiale. Les différents modèles formalisés peuvent être **empiriques**, c'est-à-dire basés sur des observations de terrain mais sans intégration des processus en œuvre, en dérivant des relations statistiques ; ou bien **mécanistes**, c'est-à-dire qui intègrent les processus en jeu en fonction de nos connaissances actuelles. **L'approche déterministe vise à caractériser le fonctionnement du sol pour identifier les zones de hotspots, quelle que soit l'échelle.** Les modèles les plus utilisés actuellement sont des modèles mixtes, dits **orientés processus** (« processed-based ») qui combinent un formalisme empirique et mécaniste : c'est le cas par exemple du **modèle NOE** développé par Hénault et al. (2005). Dans ce modèle, comme dans de nombreux autres, les paramètres considérés comme majeurs pour décrire le comportement du N₂O sont le **taux d'humidité** (ou water content en anglais), les **teneurs en nitrates et en ammonium** et la température (Hénault et al., 2005).

Les estimations des émissions de N₂O des sols agricoles étant associées à de larges incertitudes notamment à l'échelle intra-parcellaire (Grossel et al., 2014), il est donc important de caractériser cet **intervalle de variation** pour parvenir à estimer plus finement l'incertitude sur les émissions prédites. C'est ce que permet de faire la modélisation stochastique. Grossel et al. (2014), par exemple, ont utilisé le modèle NOE, pour (i) prédire par une approche déterministe les schémas de répartition des flux et tenter de reproduire la dynamique des hotspots et (ii) tenter de reproduire par une méthode stochastique le schéma de distribution des flux en appliquant la méthode Monte Carlo (génération aléatoire des variables en utilisant les fréquences de distribution mesurées sur les paramètres et les données d'entrée du modèle). Cette approche stochastique a permis de reproduire la distribution des émissions de N₂O –et donc de prédire les hotspots – mais pas de les localiser correctement dans l'espace de la parcelle agricole.

III. Problématique, objectifs, et démarche de ce projet de recherche

Les éléments précédents ont mis en lumière que le déterminisme des émissions de N₂O, fortement influencées par le **fonctionnement hydrique** du sol et donc par la **structure du sol**, reste encore **largement méconnu**. La variabilité spatiale des émissions sur le terrain rend difficile la mise en œuvre de protocoles de mesures efficaces pour **capter les hotspots et les hot-moments**. Cette variabilité complique également **notre appréhension des facteurs de contrôle des émissions** et rend difficile la prédiction des flux. Pourtant, c'est bien une meilleure compréhension de l'occurrence spatiale et temporelle de ces phénomènes qui nous permettra de proposer des pratiques agricoles ou des systèmes de culture qui contribueront à une diminution des émissions de N₂O d'origine agricole.

Dans ce contexte, nous nous sommes fixés comme objectif d'étudier le lien entre état hydrique du sol et émissions de N₂O sur un sol cultivé. Nous avons ainsi choisi de **réaliser un suivi des émissions de N₂O en conditions environnementales semi-contrôlées, sur un proxy d'une parcelle agricole, pendant une saison culturale**. Ce travail s'inscrit dans le cadre du projet **HYDROGES** (2016-2019), financé par l'ADEME (voir la partie Contexte professionnel du stage).

Notre démarche a été définie sur la base des travaux antérieurs menés à l'UR SOLS, notamment dans le cadre de **la thèse de Flavien Poinçot** (2019) (Annexe 2). Il s'agit de réaliser **une maquette de grande taille** (10 m²), permettant d'étudier **le lien entre fonctionnement hydrique et émissions de N₂O** en contexte **agricole**. Cette échelle de 10 m², **intermédiaire** entre la parcelle agricole et le cylindre de sol en laboratoire et **autorisant les interactions spatiales** « distales » doit nous permettre de progresser

dans la compréhension de **la variabilité observée au champ** et à **toutes les échelles d'étude**. La maquette présente les caractéristiques suivantes:

- i) La présence d'une **culture**, ici l'orge de printemps, permettant à la fois de maintenir une structuration du sol, simuler l'effet de pratiques agricoles (fertilisation) pendant la croissance de la culture et mesurer les émissions du sol en conditions réelles ;
- ii) Le contrôle de la quantité d'eau entrante dans le système, grâce à l'installation de la maquette sous un **simulateur de pluie** ;
- iii) La **mise en pente** de la maquette, afin d'évaluer l'effet de la pente sur les émissions (dont on a vu précédemment qu'il était significatif ou pas sur les émissions, selon le contexte topographique).

Ces travaux poursuivent donc les expérimentations de la thèse de Flavien Poinçot qui a réalisé des suivis d'émissions de N_2O sur une maquette présentant i) une **variation de la masse volumique apparente**, ii) un **sol nu** sans couvert végétal. Il a notamment étudié l'effet de **la pente** (par la mise en pente du dispositif) **et l'effet du tassement** local sur la dynamique hydrique et les émissions de N_2O .

Les principaux résultats de son travail de thèse ont mis en évidence le fait que :

- La variabilité du tassement du sol n'a pas permis d'expliquer la variabilité des émissions de N_2O , du fait que l'étude de la masse volumique seule ne permet pas de rendre compte totalement de l'état structural du sol influençant les échanges gazeux ;
- La masse volumique initiale joue sur la variabilité des émissions du sol ;
- L'expérimentation sur sol nu en l'absence de plantes a engendré des problèmes de structuration du sol avec une forte prise en masse du sol après une pluie intense, interprétée comme une diminution verticale du volume poral ;
- Le sol était caractérisé par une structuration horizontale complexifiant la dynamique des échanges d'eau et de gaz dans le système.

Pour atteindre ces objectifs, nous avons appliqué la démarche suivante, à partir du dispositif expérimental utilisé par Poinçot, (2019) (décrit en détail dans la partie Matériel et Méthodes de ce manuscrit) :

- Reconstruction d'un **sol homogène** et instrumentation du dispositif
- Expérimentation associant **culture, fertilisations et pluie**, et suivi des **émissions de N_2O** et des paramètres **physico-chimiques de sol** associés
- Traitement des données récoltées avec établissement **d'un modèle** de type arbre de régression.

Nous présentons ci-après les méthodes mises en oeuvre (Partie Matériel et Méthodes) puis les résultats obtenus (Partie Résultats) qui sont discutés dans le dernier chapitre (Partie Discussion).

Matériel et Méthodes

Les conditions expérimentales ont été définies pour répondre aux différents objectifs de notre étude qui sont : i) étudier le lien entre **dynamique hydrique** du sol et **émissions de N₂O** ; ii) analyser **l'impact de la pente et du ruissellement** sur les émissions de N₂O; iii) observer la variabilité des émissions en **conditions contrôlées** sur une maquette de sol homogène et iv) observer l'effet de la **croissance d'une plante** sur les émissions. Ci-après sont donc décrits l'ensemble des choix qui ont été pris vis-à-vis de notre problématique d'étude.

1. Construction et instrumentation d'une maquette de sol cultivé

1.1. Structure du bac accueillant la maquette

Notre expérimentation a été réalisée sur une maquette de sol construite sur le site de l'INRA. Cette maquette de 10 m² de surface (5x2 m) sur 30 cm de profondeur correspond à un bac en acier inoxydable séparé en deux parties par une paroi étanche également en acier et permettant de délimiter deux zones de 5x1 m.

Le fond de la maquette est surplombé d'une grille à mailles régulières sur laquelle repose une membrane en géotextile. La grille permet de surélever le sol d'environ 10 cm et la membrane permet de retenir les particules grossières qui peuvent être entraînées par percolation lors d'une pluie. La conductivité hydraulique du géotextile est de $8.5 \cdot 10^{-2} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$; elle est suffisamment élevée pour ne pas limiter les écoulements d'eau. Deux barres en acier sont disposées obliquement sur le fond de la maquette de manière à séparer le fond du bac en trois parties (Fig. 8), une partie amont, une partie milieu et une partie aval, le dispositif pouvant être mis en pente (partie 1.2.3). Sur chaque côté du bac, trois préleveurs sont positionnés à la limite de chacune des trois zones, permettant ainsi de récolter séparément les eaux de l'amont, du milieu et de l'aval du dispositif. Il est donc possible de tracer la provenance des eaux d'infiltration et de voir si et comment leur composition chimique évolue au cours de l'expérimentation.

Une première maquette expérimentale de 10 m² a été construite dans les années 2000 dans le cadre de la thèse de Sophie Leguëdois (2003), réalisée au sein de l'Unité de Recherche SOLS de l'INRA, et portant sur les mécanismes de l'érosion diffuse des sols. Elle a par la suite été reprise et adaptée lors de la thèse de Flavien Poinçot (2019), dans le cadre de ses expérimentations sur l'effet du tassement du sol sur les émissions de protoxyde d'azote. Celles-ci portaient en partie sur l'étude de la variabilité spatiale des émissions de N₂O d'un sol reconstitué en fonction de l'état de compaction du sol, à l'échelle d'un dispositif de 10 m². En novembre 2018, le dispositif a été remobilisé pour démarrer l'expérimentation réalisée dans le cadre de mon stage, débuté en mars 2019.

1.2. Création de la maquette de sol

1.2.1 Choix et prélèvement du sol

Pour cette expérimentation, la maquette a été entièrement remplie de sol agricole limoneux importé depuis le Faux-Perche, à la limite de la Beauce (à 30 km au sud-est de Chartres en Eure-et-Loir (28)). Le sol a été prélevé sur un des champs du site OS² (Observatoire Spatialisé des Sols, Orléanais) (48°23 N, 1°11 E, altitude 202 m NGF) dans l'horizon 0- 30 cm (Table. 1). Cette parcelle a déjà été étudiée par Grossel et al. (2014) et des parcelles similaires également suivies par le projet OS² ont été étudiées par Gu et al. (2011). Ce site spécifique est suivi par l'UR SOLS depuis 2008. La parcelle de prélèvement n'a jamais été drainée et n'est plus cultivée depuis 2017. Les prélèvements ont eu lieu en août 2018 et ont ensuite été conservés dans une chambre froide maintenue à 4°C jusqu'au début de l'expérimentation.

Table. 1. Caractéristiques physico-chimiques du sol utilisé pour la construction de la maquette.

Fractions granulométriques					Quantité de matière			
Argile (%)	Limon fin (%)	Limon grossier (%)	Sable fin (%)	Sable grossier (%)	Matière Organique ($g \cdot kg^{-1}$)	Azote total ($g \cdot kg^{-1}$)	pH	Teneur en eau à la construction ($g \cdot kg^{-1}$)
14,1	38,7	41,8	3,3	2,1	17,8	0,987	6,41	13,3

Avant d'être incorporé à la maquette, le sol a d'abord été tamisé à l'aide d'un tamis à mailles carrées de 1x1 cm. Dans la mesure du possible, les macro-organismes vivants tels les lombrics ont été enlevés lors du tamisage.

1.2.2. Remplissage de la maquette

Le bac a été rempli couche après couche avec 30 kg de sol tamisé par m^2 (Fig. 4a). A chaque nouvelle couche, le sol était nivelé puis tassé à l'aide d'un rouleau surmonté de poids (Fig. 4b) afin d'obtenir une masse volumique moyenne d'environ $1,4 g \cdot cm^{-3}$. Quatorze couches de sol limoneux ont permis de remplir le bac sur une épaisseur de 30 cm, caractéristique d'un horizon de sol, de manière homogène. Pour contrôler la masse volumique du sol au cours de la construction de la maquette, plusieurs mesures ont été faites à différents endroits du dispositif (Fig. 4c). Ces mesures ont notamment été réalisées dans le but d'ajuster le poids appliqué lors du tassement. Le protocole appliqué pour réaliser ces mesures est décrit en partie 2.1.2. D'après ces mesures, le poids appliqué par le rouleau a été fixé à 143 kg pour les couches 1 à 5, puis à 55 kg pour les couches 6 et 7, et enfin à 44 kg pour les couches 8 à 14. Après chaque tassement, la surface du sol a été griffée pour ne pas favoriser la création d'un litage trop prononcé et limiter la porosité horizontale (Fig. 4d).

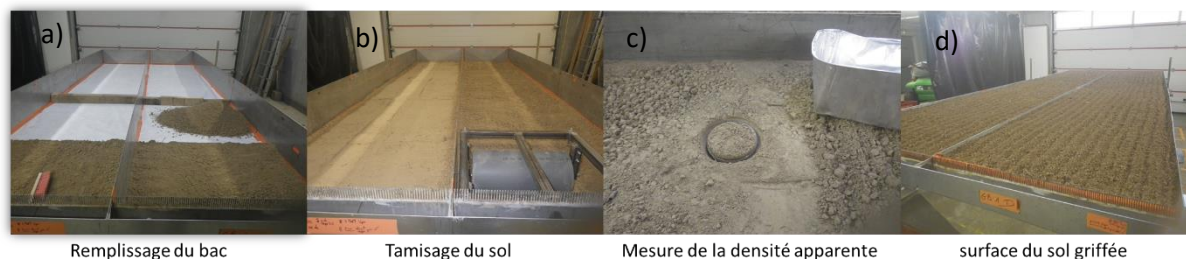


Fig. 4. Illustration des différentes étapes de la reconstitution du sol de la maquette. a) ajout de la première couche de sol, b) tassement d'une couche de sol, c) contrôle de la masse volumique pendant la reconstitution du sol, d) griffure d'une couche de sol.

Nous avons reconstitué le sol de la maquette avant le début du stage (novembre 2018), en participant au module « expérimentation en géosciences » (Master 2 Géochimie, Géomatique et Environnement – Université d'Orléans), réalisé dans le cadre d'un partenariat avec l'Observatoire des Sciences de l'Univers en Région Centre-Val-de-Loire (OSUC), composante de l'Université d'Orléans.

1.2.3. Pente

Pour isoler l'effet pente et tenter de créer du ruissellement, et donc autoriser l'expression de processus spatiaux, il a été décidé de mettre la maquette en pente dès le début de l'expérimentation. La pente a été fixée à $3,5^\circ$, valeur réaliste pour la région de provenance du sol et suffisamment élevée pour générer du ruissellement. Le bac a été mis en pente juste après la première fertilisation, soit quatre jours après le semis (partie 1.3.2) et 11 jours après les premières mesures de gaz.

1.2.4. Structuration du sol avant l'expérimentation

Plusieurs cultures ont été semées à partir de la fin du mois de novembre 2018 en faisant intervenir des plantes différentes et un schéma de semis différent (Fig.5). Le premier semis a été réalisé dans le but de structurer le sol et de le faire vivre avant le début de l'expérimentation. Entre chaque période de semis, le sol a été travaillé manuellement et les mottes de terre les plus grossières ont été cassées. La dernière culture (moutarde blanche et orge de printemps) cultivée avant l'expérimentation analysée pendant le stage a été entièrement exportée le 5 mars 2019. Les plantes ont été coupées à la base, seules les racines ont été laissées dans le sol pour ne pas perturber sa structure.

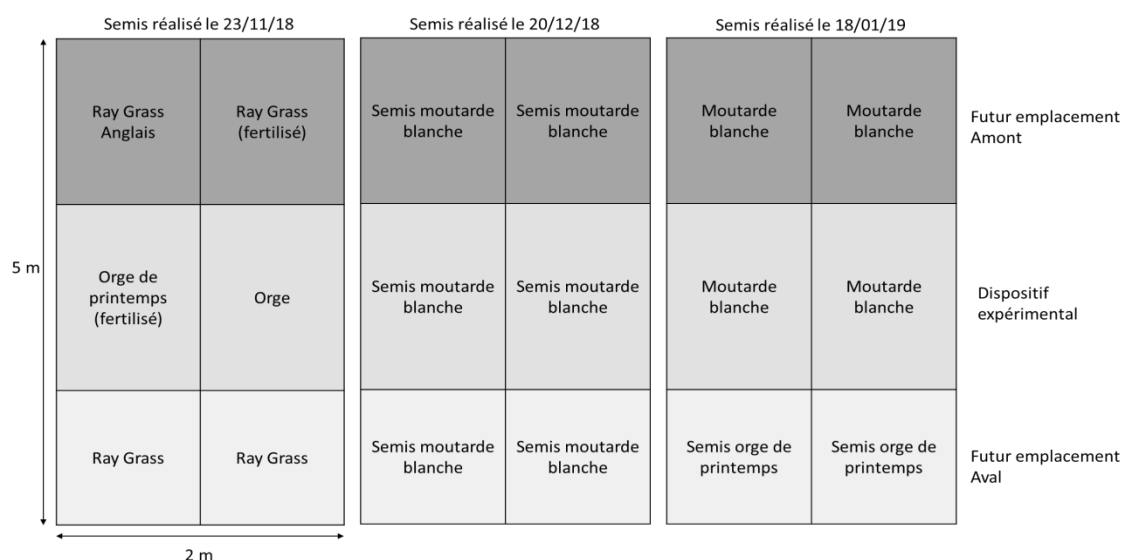


Fig. 5. Implantation des différentes cultures mise en place successivement sur le dispositif avant le début du stage.

1.3. Installation d'une plante sur la maquette de sol

1.3.1. Choix d'une plante

Pour tenter de recréer un sol agricole proche de la réalité de terrain, une culture d'orge de printemps a été implantée sur la maquette. Nous avons choisi de travailler avec de l'orge de printemps pour différentes raisons :

- Il s'agit d'une culture faisant partie de la rotation principale sur la zone d'étude du Faux-Perche où a été pris le sol.
- Elle représentait notamment plus de 20% de la SAU (Surface Agricole Utile) en 2015 sur le site OS², il s'agit donc d'une culture adéquate pour étudier l'effet des pratiques agricoles actuelles sur les émissions de N₂O.
- Les essais précédant le stage avaient permis de montrer que la culture de l'orge de printemps était possible dans nos conditions expérimentales.

1.3.2. Semis et fertilisation initiale

Le semis de l'orge de printemps a été réalisé le 15 mars 2019. La croissance des plantes a été surveillée quotidiennement pour guider les différentes étapes de l'expérimentation, notamment les dates de fertilisation. Deux fertilisations ont été réalisées en accord avec les pratiques usuelles des agriculteurs : on définit la date de fertilisation en fonction du stade de croissance de la plante et l'on définit la dose à appliquer en fonction de la mesure des reliquats azotés du sol. La première fertilisation a eu lieu quatre jours après le semis (soit le 19 mars). Lors de la première fertilisation on administre

généralement au sol le complément d'azote nécessaire pour que la dose totale soit de 50 unités¹. Dans notre cas, une mesure des reliquats azotés réalisée une semaine avant la fertilisation indiquait qu'il restait dans le sol environ 10 unités d'azote. Quarante unités ont donc dû être apportées. Le fertilisant utilisé est de l'engrais solide composé d'ammonitrate à 33% d'azote. Pour appliquer la fertilisation de la manière la plus homogène possible, il a été décidé de sous-découper la maquette en parcelles de taille d'un quart de m². La dose à appliquer par parcelle était de 120 kgN.ha⁻¹ soit 3 g₄¹.m⁻².

2. Suivi de la dynamique du fonctionnement du système sol-plante

Pour étudier le fonctionnement du système sol-plante, un protocole de suivi a été mis en œuvre afin de déterminer différentes positions de suivi sur la maquette (pour les émissions de N₂O mais également pour d'autres variables physico-chimiques). Seize placettes de mesure ont été définies de sorte à caractériser les émissions en amont, au milieu et en aval du bac, de chaque côté du dispositif (Fig.7). Une nomenclature précise a été adoptée pour caractériser chaque placette en fonction de sa position sur la maquette (Fig. 7).

2.1. Suivi du fonctionnement du sol

2.1.1. Teneur en eau

Six sondes TDR (pour Time Domain Reflectometry), permettant de mesurer la teneur en eau volumique du sol, ont été insérées de chaque côté du dispositif (deux du côté gauche et quatre du côté droit) à 12 et 24 cm de profondeur (Fig. 6). Les sondes TDR permettent une mesure indirecte de la teneur en eau volumique θ du sol mesurée en m³.m⁻³. Elles fonctionnent par réflectométrie temporelle, c'est-à-dire qu'un courant électrique est envoyé dans le sol puis réfléchi vers un réflectomètre qui, selon le signal acquis, va fournir une mesure de permittivité. On peut alors utiliser une loi empirique pour relier la valeur de permittivité obtenue à une valeur de teneur en eau volumique. Les sondes TDR nous fournissent une mesure d'humidité volumique toutes les heures ce qui permet d'obtenir un signal quasiment continu sur l'ensemble de la période d'étude. Deux sondes de température ont également été insérées aux mêmes profondeurs que les sondes TDR, du côté droit du bac, permettant un suivi horaire de la température du sol. Le positionnement de l'ensemble des sondes (Fig.6) nous a permis et d'assurer un suivi sur deux profondeurs à trois positions caractéristiques sur la maquette, dites « amont », « milieu », « aval ».

¹ Les reliquats azotés du sol se mesurent en unités. Une unité équivaut à 1KgN.ha⁻¹. Il a été nécessaire de multiplier la dose par 3 pour obtenir 40 unités d'azote ce qui correspond à 120 unités de fertilisant.

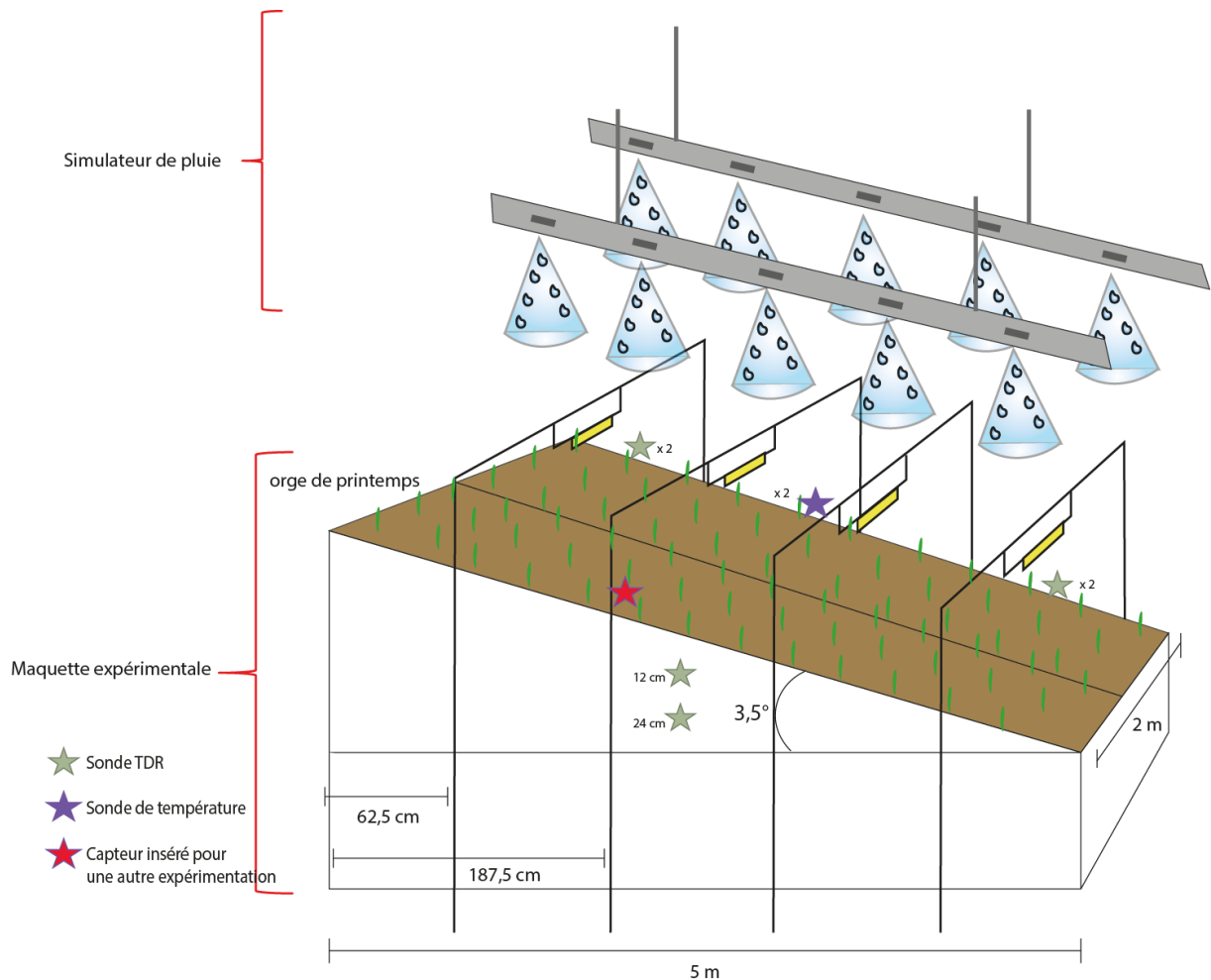


Fig. 6. Schéma synthétique du dispositif expérimental avec position des différents capteurs intégrés et des quatre lampes mises en place pour assurer la pousse des plants d'orge.

D'une manière générale pour les études sur le N_2O , on caractérise l'état hydrique d'un sol non pas par la teneur en eau volumique mais par le WFPS (*Water Filled Pore Space*), évalué en pourcentage ou sans unité quand sa valeur est comprise en 0 et 1. Le WFPS correspond à la proportion d'eau volumique contenue dans un volume de sol par rapport à la valeur de la porosité totale de ce même volume, c'est le pourcentage de pores remplis d'eau (1). Il se calcule de la manière suivante :

$$(1) \quad \text{WFPS} = \frac{\theta}{\phi}$$

Avec,

$$\phi = 1 - \frac{D_a}{D_s};$$

Avec ϕ la porosité, D_a la masse volumique apparente du sol au point de mesure en g.cm^{-3} et D_s la masse volumique de solide généralement fixée pour les sols organo-minéraux à 2.65 g.cm^{-3} .

Il est à noter que les valeurs de θ mesurées par les sondes sont légèrement sous-estimées par rapport aux teneurs réelles (observations de terrain). Un autre moyen relativement rapide d'évaluer cette valeur θ , et par la même occasion d'évaluer le biais de la mesure, est de mesurer le taux d'humidité pondérale du sol, notée ω . En effet, il est simple de revenir à une valeur de θ en utilisant la formule (2) suivante :

$$(2) \quad \theta = \omega.D_a$$

Des mesures d'humidité pondérale ont d'ailleurs été réalisées au début et à la fin de l'expérimentation. Elles ne seront pas présentées par la suite mais elles ont notamment permis de recalibrer les valeurs fournies par les sondes TDR.

2.1.2. Masse volumique

Des mesures de masse volumique ont été réalisées pendant la phase de mise en place du sol, puis au début et à la fin du suivi. Ces mesures ont été réalisées pour (i) vérifier l'homogénéité structurale du bac sur toutes les zones d'étude, et (ii) caractériser l'évolution de l'état structural du sol entre le début et la fin de l'expérimentation. Pour obtenir la valeur de la masse volumique en un point, on prélève un échantillon de sol à l'aide d'un cylindre métallique de volume connu. On pèse ensuite le sol contenu dans le cylindre, pour obtenir sa masse à l'humidité de prélèvement. Puis, l'échantillon est placé à l'étuve à 105°C pendant 48 heures et l'échantillon sec est à nouveau pesé ce qui nous permet d'obtenir ainsi sa masse sèche. La masse volumique est alors calculée par le rapport de la masse sèche sur le volume de l'échantillon. On l'exprime en g.cm^{-3} .

Pour cette étude, des cylindres de 500 cm^3 ont été utilisés.

De façon générale, sur chaque placette, la masse volumique mesurée en fin d'expérimentation était significativement plus faible que celle mesurée au début du suivi, et cette caractéristique du sol n'a donc pas pu être considérée comme constante sur la durée de l'expérimentation. Les données ont donc été interpolées par régression linéaire à partir des mesures faites en début et en fin d'expérimentation, de sorte à obtenir une valeur de masse volumique pour chaque date de mesure de N_2O . Cette opération a été réalisée pour chaque placette. L'hypothèse d'interpolation linéaire serait à valider, mais en l'absence d'autres éléments sur la dynamique de la structure du sol, cette proposition est la seule acceptable.

Les mesures de masse volumique n'ont pas pu être faites sur les placettes AmD2 et AvD4 (Fig. 7) en fin d'expérimentation, que ce soit en surface ou en profondeur. De la même façon, une seule mesure de masse volumique a été réalisée en profondeur au sein de la couche 10-20 cm. Elle a été réalisée sur la placette AvD1. Or, les mesures de masse volumique interviennent dans le calcul des teneurs en azote minéral et du WFPS. Concernant les mesures des teneurs en azote minéral dans la couche 0-10 cm, pour les placettes AmD2 et AvD4, les valeurs de masse volumique attribuées sont celles mesurées au plus proche des placettes dans la couche 0-10 cm lors du démontage des sondes TDR. A l'inverse, les masses volumiques utilisées pour le calcul du WFPS en surface (soit à 12 cm) sont celles mesurées à l'emplacement exact des sondes TDR soit dans la couche 6-15 cm. C'est également le cas pour la placette AvG1. Il en va de même pour le calcul du WFPS en profondeur, les valeurs utilisées sont celles mesurées au niveau des sondes insérées en profondeur (soit dans la couche 18-27 cm). Enfin, les mesures de masse volumique utilisées pour calculer les teneurs en azote minéral du sol en profondeur soit dans la couche 10-20 cm sont celles mesurées auprès des sondes TDR dans la couche 6-15 cm et qui ont été distribuées sur l'ensemble de la maquette (Fig. 11) selon la proximité des placettes par rapport aux sondes.

2.1.3. Espèces azotées

Un suivi des différentes formes d'azote disponibles dans le sol et les eaux de la maquette a été réalisé tout au long de l'étude. Ce suivi a été mis en place pour déterminer (i) l'évolution dans le temps des teneurs en nitrates et en ammonium (ainsi qu'en N_2O dissous pour la phase eau) en différents points du bac notamment après les fertilisations et (ii) le fonctionnement hydrique de la maquette en permettant la mise en place d'un indicateur de drainage et de ruissellement.

Dans le sol

Pour quantifier les teneurs en azote minéral du sol tout au long de l'étude, le dispositif a été échantillonné à neuf reprises, une fois par semaine en début de suivi puis moins régulièrement par la suite. Chaque fois, des prélèvements ont été réalisés à trois endroits de la maquette, respectivement au niveau des placettes [AmG4 et AmD3] que l'on associera à la zone « amont », en bas de pente près des placettes [AvG4 et AvD3] que l'on associera à la zone « aval » et au niveau des placettes [AvG2 et AvD1] que l'on associera à la zone « milieu » même si strictement parlant cette zone se situe en aval. (Fig. 7). Les prélèvements ont donc été faits sur les deux côtés du bac, ce qui nous a permis de mettre en place six zones de prélèvement. La procédure d'échantillonnage est la suivante : pour chaque zone, deux échantillonnages sont prélevés, un dans l'horizon 0-10 cm et un dans l'horizon 10-20 cm. Chaque échantillon est constitué de 24 g de sol, permettant ainsi de constituer trois répliquas de 8 g. Il est donc possible d'avoir une évaluation de l'incertitude sur la mesure. Les prélèvements étant destructifs, une grille de prélèvement a été mise en place pour s'assurer de ne pas prélever plusieurs fois au même endroit.

Enfin, pour déterminer les teneurs en ions nitrate (NO_3^-) et ammonium (NH_4^+) les aliquotes des prélèvements de sol sont extraits dans une solution de K_2SO_4 , solution permettant de mettre en solution les formes minérales de l'azote, puis sont ensuite dosés par colorimétrie selon les protocoles de Cataldo et al., (1975) et Nelson (1983), présentés en Annexe 3. On détermine ainsi la concentration des éléments d'intérêt à l'aide de la loi de Beer-Lambert (3).

$$(3) \quad A = \epsilon l C$$

Avec,

- A l'absorbance sans unités,
- ϵ le coefficient d'absorption molaire en $\text{L.mol}^{-1}.\text{cm}^{-1}$,
- l la largeur de cuve en cm,
- C la concentration de la solution en mol.l^{-1} .

Dans les eaux

Les analyses réalisées sur les prélèvements d'eau peuvent être divisées en deux catégories : les mesures des teneurs en ions NO_3^- et NH_4^+ et les mesures des teneurs en N_2O dissous. Ces mesures ont été réalisées, autant que possible, à la fois sur les eaux de drainage récupérées en amont, milieu et aval du bac et sur les eaux de ruissellement quand la quantité récupérée était suffisante. Cela n'a pas toujours été le cas puisque certaines pluies n'ont pas provoqué assez de ruissellement.

Le protocole appliqué à la mesure des ions nitrates et ammonium est quasiment identique à celui mis en œuvre pour les analyses de sol. Les échantillons ont simplement à être filtrés et n'ont pas besoin d'être dissous dans une solution de K_2SO_4 .

Les teneurs en N_2O dissous sont analysées par chromatographie gazeuse (CPG-ECD), d'après le protocole présenté en Annexe 4. Après une pluie, les échantillons d'eau de ruissellement et de drainage sont récoltés. Ces échantillons sont ensuite injectés dans des flacons que l'on a préalablement mis sous vide et dans lesquels on a injecté du N_2 pur. Les flacons sont ensuite agités pour qu'un équilibre chimique s'établisse alors entre le N_2O dissous dans la solution aqueuse et le N_2 gazeux. Le calcul de la concentration en N_2O dissous peut ensuite être réalisé à l'aide de la loi de Henry. Cette loi régit en effet l'équilibre de concentration en N_2O entre une phase aqueuse et une phase gazeuse. La loi de Henry nous dit que la concentration dans la phase aqueuse peut être mesurée à partir de la

pression partielle de N₂O mesurée dans la phase gazeuse après établissement d'un équilibre chimique. La concentration en N₂O dissous est calculée selon la formule suivante (4) :

$$(4) \quad C_{aq} = H * C_{gv} \cdot 10^{-6} * \left[1 + \frac{101.325V_g}{H * V_l * R * (273.15 + T)} \right]$$

Avec,

- C_{aq} = Concentration en N₂O dissous en mol.l⁻¹,
- C_{gv} = Concentration en N₂O en ppm(v) mesurée au CPG-ECD dans le tube de 20 ml,
- H = Constante de Henry en M.atm⁻¹,
- V_g = Volume de gaz dans la fiole (60 ml),
- V_l = Volume de liquide dans la fiole (90 ml),
- R = Constante des gaz parfaits soit 8.314 J.mol⁻¹.K⁻¹,
- T = Température en °C.

Pour le travail de modélisation que nous avons réalisé après cette expérimentation (Partie 4), les teneurs en azote minéral (nitrates + ammonium) ont été interpolées par régression linéaire entre les différentes dates de prélèvement. Il a été décidé de fixer les teneurs en azote mesurées le 8 mars jusqu'au jour de la première fertilisation (réalisée le 19 mars), en faisant l'hypothèse que ces teneurs n'avaient pas évolué avant l'épandage d'azote.

2.2. Suivi de la plante

Un suivi régulier du développement des plantes a été mis en œuvre (plusieurs fois par semaine quand cela était possible) avec :

- Un suivi des différents stades de croissance de l'orge (repérage des stades une feuille, deux feuilles, trois feuilles, tallage et épiaison) présenté en Annexe 5.
- Une mesure de la hauteur maximale atteinte par les plantes de sorte à estimer une vitesse de croissance.
- Une estimation de l'épaisseur des tiges (par simple observation) de sorte à caractériser la robustesse des plantes.

2.3. Dynamique des émissions de N₂O

2.3.1. Méthode des chambres d'accumulation

Les émissions de N₂O et de CO₂ de la maquette expérimentale ont été mesurées sur une période de 70 jours. Le suivi a débuté le 8 mars et s'est terminé le 16 mai 2019. Les mesures ont été réalisées à l'aide d'une chambre d'accumulation mobile de 24x24 cm de côté et de 15 cm de hauteur. De la mousse a été fixée sur la base de la chambre pour assurer son étanchéité et prévenir les fuites de gaz par les côtés. Pour rappel, seize placettes de mesure ont été définies de sorte à caractériser les émissions en amont, au milieu et en aval du bac, de chaque côté du dispositif (Fig.7). Des repères ont été positionnés sur la maquette pour indiquer l'emplacement exact des placettes. Une nomenclature précise a été adoptée pour caractériser chaque placette en fonction de sa position sur la maquette (Fig. 7). Aucune embase n'a été installée dans le dispositif. Les mesures nécessitent donc un opérateur qui vient poser la chambre sur le sol pour mesurer simultanément les flux de N₂O et de CO₂. Une mesure dure six minutes. Deux minutes d'aération sont nécessaires entre chaque mesure pour s'assurer que la concentration dans la chambre se rééquilibre avec l'atmosphère du hall. Une demi-journée de mesure est nécessaire pour enregistrer les émissions de gaz sur l'ensemble des 16 placettes. Des mesures ont été réalisées chaque semaine, tous les jours durant les périodes où les flux étaient les plus intenses (périodes de forte activité à la suite d'une fertilisation, d'une pluie intense ou

dès lors que les flux augmentaient significativement $> 15 \text{ gN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) et moins fréquemment durant les périodes de faible activité. Durant ces périodes de faible activité, seules une partie des 16 parcelles a été mesurée de sorte à assurer un suivi léger.

2.3.2. Spectromètre laser SPIRIT

Les concentrations en N_2O et en CO_2 sont mesurées à l'aide d'un spectromètre laser à cascade quantique (QCL) SPIRIT (prototype développé par le Laboratoire de Physique et de Chimie de l'Environnement et de l'Espace, LPC2E). La méthode de mesure des flux est la suivante : le spectromètre est relié à un tuyau lui-même relié à la chambre d'accumulation. On vient poser la chambre sur le sol pour mesurer simultanément les flux de N_2O et de CO_2 émis sur une placette de mesure. Le gaz qui s'accumule dans la chambre est pompé par le tuyau jusqu'au spectromètre où il est injecté dans une cellule de mesure, puis renvoyé dans la chambre (circulation en boucle). L'analyseur de gaz SPIRIT permet de mesurer en direct l'augmentation de concentration dans la chambre.

Plus précisément, un faisceau laser infrarouge est produit par le QCL. Le faisceau est réfléchi de multiples fois sur des miroirs non plans pour au total parcourir jusqu'à 107 m de distance dans une cellule optique multi-passage de haute stabilité, brevetée par le LPC2E, qui contient le gaz à mesurer. Le N_2O et le CO_2 présents absorbent une partie du rayonnement infra-rouge. Le faisceau lumineux balaye, à une fréquence de 100 kHz, un petit domaine de longueur d'onde $[\lambda_0 : \lambda_1]$ contenant une raie d'absorption du N_2O et une du CO_2 . Chaque molécule peut absorber plusieurs longueurs d'onde. Le domaine de longueur d'onde a été choisi pour balayer des raies d'absorption spécifiques au CO_2 et au N_2O afin d'éviter toute interférence avec d'autres molécules. La longueur d'onde du QCL est d'environ $4,47 \mu\text{m}$ et varie en fonction du courant électrique d'alimentation. Les raies du N_2O et du CO_2 sont clairement séparées pour une pression de 35 mbars. La cellule optique de l'appareil est donc mise en dépression pour assurer cette condition, sans quoi les raies se confondent. La partie du faisceau qui n'a pas été absorbée est envoyée sur un détecteur infrarouge. En fonction de la quantité de rayonnement absorbé, le détecteur mesure la concentration en N_2O et en CO_2 présents initialement dans la cellule selon la loi de Beer-Lambert. La limite de détection, estimée comme étant l'écart-type sur les mesures de concentration, est de 0,15 ppb pour une concentration ambiante de N_2O de 330 ppb.

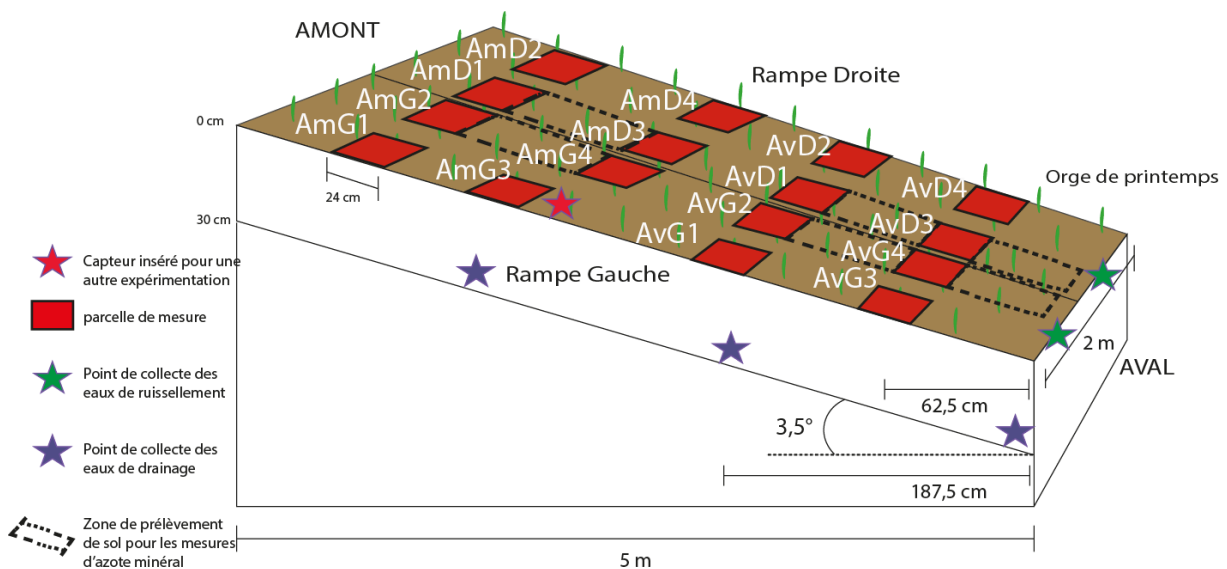


Fig. 7. Schéma de localisation de l'ensemble des parcelles de mesure des émissions de N_2O au sein du dispositif et des prélèvements d'azote du sol.

2.3.3. Evaluation des flux

Les flux de N₂O et de CO₂ peuvent ensuite être calculés à partir de la concentration mesurée dans la chambre d'accumulation (5) :

$$(5) \quad F = \frac{V}{S} \cdot \frac{dC}{dt}$$

Avec,

- F les flux gazeux en g.ha⁻¹.j⁻¹,
- S l'aire de la base de la chambre,
- $\frac{dC}{dt}$ la pente caractérisant l'évolution de la concentration du gaz en fonction du temps.

Les mesures de concentration fournies par le spectromètre ont été traitées afin d'obtenir des valeurs de flux de carbone et d'azote à l'aide d'un programme développé sur le logiciel *MatLab*. Le script utilisé a été rédigé par Agnès Grossel, Chargée de Recherche de l'UR SOLS, et permet de quantifier les flux de N₂O et de CO₂ mesurés sur le terrain. Les données d'entrée correspondent aux concentrations en N₂O (ou en CO₂) mesurées à l'intérieur de la chambre d'accumulation en fonction du temps.

La diffusion du gaz depuis le sol dépend de l'équilibre de concentration entre le sol et l'atmosphère. Au cours d'une mesure la concentration dans la chambre augmente ce qui implique que des molécules de gaz du sol diffusent vers l'atmosphère. Si le temps de mesure est très court, l'évolution de la concentration pourra tout de même être approximée par une droite. S'il y a des fuites, Pedersen et al. (2010) ont montré que cela produit le même effet (mathématiquement parlant) que le ralentissement de la diffusion. L'évolution de la concentration dans la chambre peut alors être approximée par une fonction logarithmique. Le modèle applicable sur *MatLab* nous permet d'ajuster une courbe représentative du comportement des valeurs mesurées et de fournir le coefficient directeur de l'équation de droite obtenue. Ce programme permet d'obtenir plusieurs résultats:

- Des flux de N₂O linéaires en gN_N₂O.ha⁻¹.j⁻¹ (ou de CO₂ en kgC_CO.ha⁻¹.j⁻¹), quantifiés par une régression linéaire appliquée aux données d'entrée.
- Des flux de N₂O non linéaires en gN_N₂O.ha⁻¹.j⁻¹ (ou de CO₂ en kgC_CO.ha⁻¹.j⁻¹), quantifiés par le modèle de Hutchinson et Mosier, selon la méthode de résolution de Pedersen et al. (2010).

Dans notre cas le modèle de Pedersen et al. (2010) a été utilisé lorsque les flux présentaient un comportement logarithmique. Pour environ 80% des cas, c'est le modèle linéaire qui a été appliqué.

Un regard critique doit être porté sur les résultats du modèle. En effet, si les flux sont linéaires alors la valeur à garder est la valeur de flux de N₂O linéaire. A l'inverse, si les flux ont plutôt un comportement logarithmique le modèle HMR de Pedersen et al. (2010) sera celui qui fournira les résultats les plus justes. Cependant, si le flux est linéaire, le modèle HMR de Pedersen et al. (2010) donnera une valeur de flux linéaire, la différence entre le flux calculé par ajustement linéaire et par ajustement logarithmique étant très en-dessous d'une valeur significative du flux. Il est à noter que des artefacts comme l'apparition d'« une marche », notamment au début de la mesure, peuvent biaiser les résultats fournis par le modèle de Pedersen et al. (2010). Ces artefacts peuvent subvenir facilement lors de la pose de la chambre si le sol a été perturbé. Dans ce cas, il est judicieux pour le calcul du flux de ne pas tenir compte des premiers points de mesure.

3. Expérimentation sur la maquette

3.1. Les simulations de pluie

3.1.1. Caractéristiques des pluies

Le dispositif a été placé sous un simulateur de pluie permettant de générer différents types de pluie en conditions contrôlées (Fig. 6). Il est en effet possible de faire varier l'intensité, la durée des pluies et la taille des gouttes. Le simulateur est composé de deux générateurs de pluie comportant chacun cinq pulvérisateurs Spraying Systems qui peuvent fonctionner simultanément ou séparément. Les pulvérisateurs sont équipés de buses à jet plat Veejet. Les buses sont caractérisées par i) un angle de pulvérisation fixé ici à 80° pour une pression de référence de 3 bars en sortie de buse, et ii) un indice de débit qui correspond une valeur de débit donnée en $L \cdot \text{min}^{-1}$ pour une pression donnée de 3 bars. Les buses oscillent d'avant en arrière au cours d'une pluie ce qui permet d'éviter que toutes les gouttes tombent au même endroit et provoquent des dépressions. L'indice de débit des buses extérieures est plus élevé que celui des buses centrales pour permettre de compenser le déficit d'eau qui s'opère au niveau des extrémités du dispositif. Dans notre cas d'étude, la pression en sortie de buse a été fixée à 0,85 bar. L'intensité de la pluie peut varier de 5 à $120 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ en modifiant le balancement des buses. Pour notre expérimentation, elle a été fixée ici à $16 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$. Les pulvérisateurs sont suspendus à 6.4 m au-dessus de la maquette et sont chacun séparés de 1.1 m. Pour s'assurer du bon fonctionnement du simulateur, 16 pluviomètres sont répartis sur les bords du bac à chaque pluie (Fig. 8), ce qui nous permet de mesurer la quantité d'eau qui tombe de chaque côté et de noter les différences de pluviométrie.

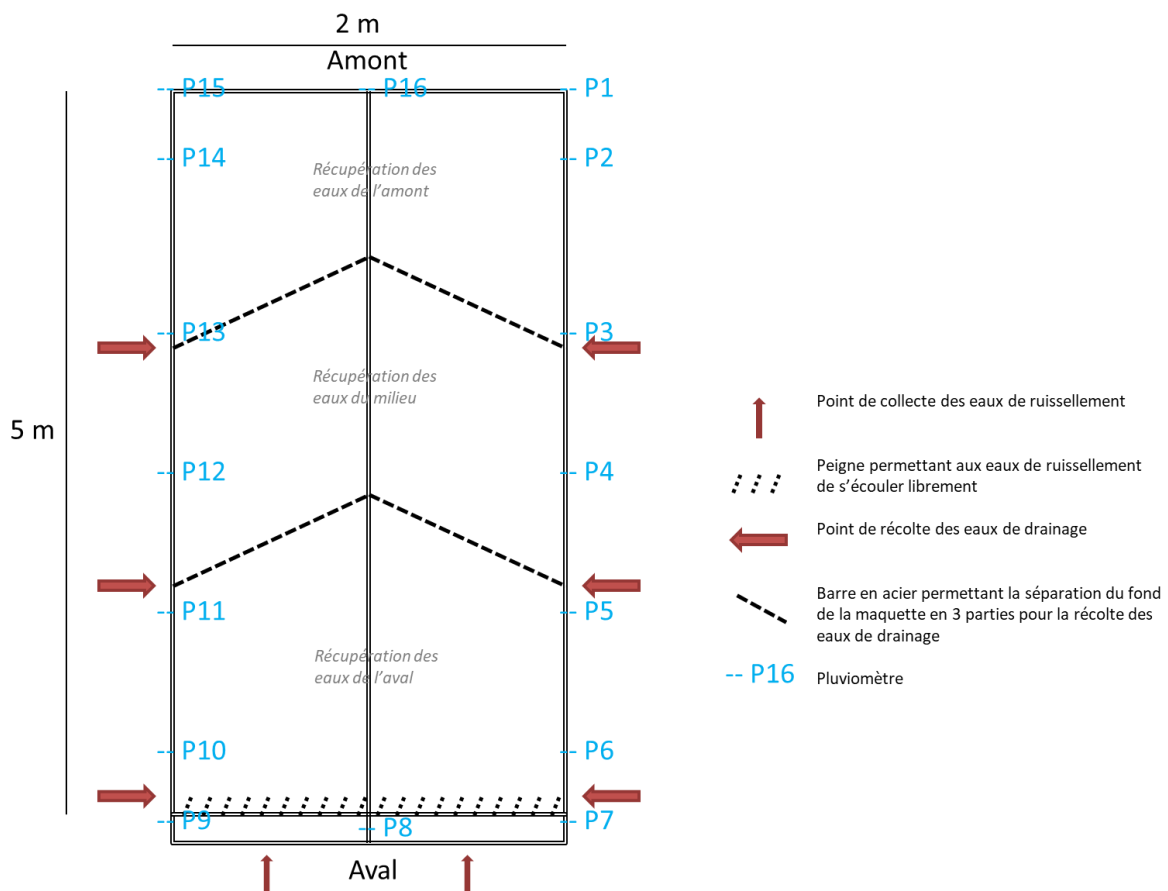


Fig. 8. Localisation des différents pluviomètres disposés sur le dispositif à chaque pluie et localisation des différents points de collectes de eaux de drainage et de ruissellement.

Les 16 pluviomètres disposés autour de la maquette (Fig. 8) nous ont permis de mesurer la quantité d'eau tombée en chaque point et d'évaluer d'éventuelles différences de pluviométrie lors de chaque pluie. Cependant, aucun pluviomètre n'a pu être disposé au cœur de la maquette, ne permettant ainsi pas d'évaluer les quantités d'eau tombées sur les placettes centrales. Les valeurs de pluviométrie calculées ont donc d'abord été moyennées sur toutes les pluies pour chaque placette externe. L'écart de pluviométrie entre les bords de la maquette et son centre a été estimé en calculant la différence de pluviométrie entre les pluviomètres placés aux quatre extrémités du dispositif (pluviomètres P1, P7, P9 et P15) et ceux placés au centre des bords amont et aval (pluviomètres P8 et P16). Cet écart a été utilisé pour estimer les valeurs moyennes de pluviométrie sur les placettes centrales pour chaque position (amont, milieu et aval).

Les résultats de pluviométrie estimés pour chaque zone du dispositif mettent en avant le fait que la quantité d'eau qui tombe au cours d'une pluie diffère d'une placette à l'autre (Fig. 9). La variabilité des résultats de pluviométrie est statistiquement significative (test de STUDENT, $p < 0,001$). Pour de nombreuses placettes, la moyenne de pluviométrie sur la totalité des pluies est différente, et les barres d'erreur ne se chevauchent même pas. L'intensité de la pluie est plus importante sur les placettes AmD3 et AmG4, toutes deux voisines. En moyenne, les placettes centrales reçoivent significativement plus d'eau lors d'une pluie. Les deux placettes recevant le moins d'eau sont donc des placettes localisées en bordure, respectivement AmD2 et AmG1. Les placettes qui présentent la plus forte variabilité sont toutes localisées en amont. La quantité d'eau tombée sur cette zone varie donc plus fortement entre chaque pluie qu'en aval.

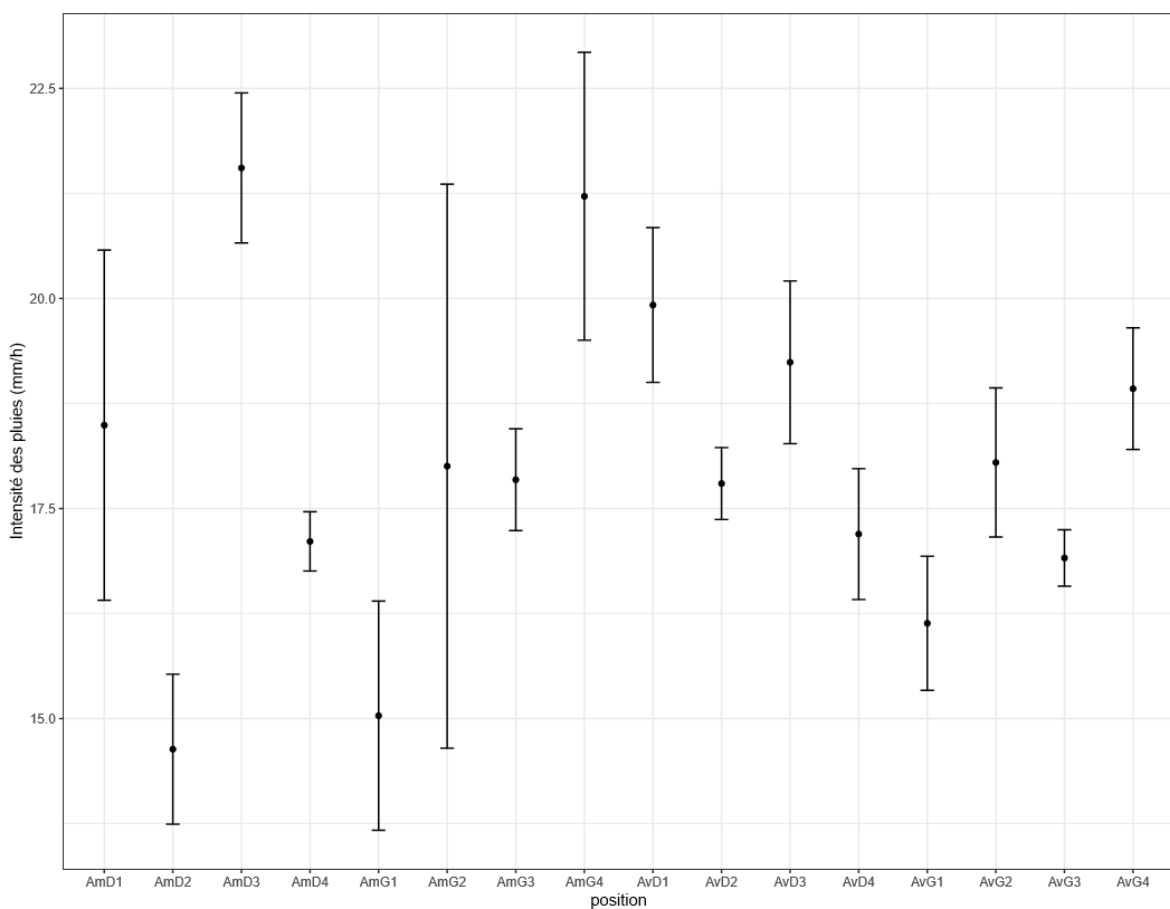


Fig. 9. Variation de l'intensité des pluies simulées sur la maquette expérimentale. Les points noirs représentent l'intensité moyenne pour toutes les pluies pour chaque placette expérimentale, les barres d'erreur représentent l'écart-type sur la mesure.

Cette variabilité spatiale des pluies avait déjà été observée par Poinçot (2019). Des mesures de pluviométries ont été réalisées avant le début de ses expérimentations sur la maquette de sol et les résultats ont mis en évidence que la quantité d'eau qui tombe est plus importante au cœur du dispositif.

3.1.2. Réalisation des simulations de pluie

Pour étudier le lien entre fonctionnement hydrique et émissions de N₂O, des pluies ont régulièrement été simulées sur la maquette expérimentale afin de garantir au maximum l'état hydrique le plus propice aux conditions dénitrifiantes. Les simulations de pluie ont également été faites pour assurer un apport d'eau suffisant au bon développement de l'orge. Le choix de la fréquence et de l'intensité des pluies a été fait en tenant compte (i) du besoin des plantes en eau, (ii) des travaux antérieurs qui montrent une réponse des émissions de N₂O aux pluies (Vilain et al., 2010), et (iii) de la sensibilité du sol à la battance (des pluies trop intenses provoquent en effet la formation de croutes de battance limitant les échanges d'eau et de gaz entre le sol et l'atmosphère). Enfin, il a bien évidemment été pris en compte la dimension « pratique » de la réalisation d'une pluie dans de telles conditions. Le simulateur étant alimenté par les eaux de pluies préalablement récoltées, la quantité d'eau disponible est rarement suffisante pour réaliser plus de deux pluies par semaine (d'une durée d'une heure et d'intensité supérieure à 16 mm.h⁻¹).

Une frise chronologique des simulations de pluie est présentée ci-après (Fig. 10).

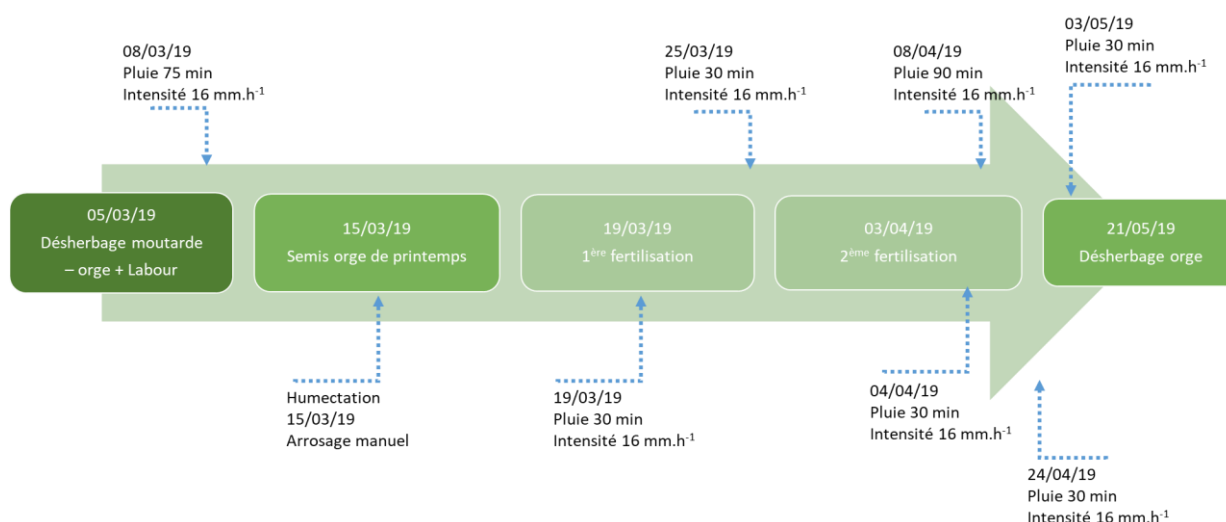


Fig. 10. Frise chronologique des différentes pluies simulées depuis de début de l'expérimentation jusqu'à la fin du suivi.

3.2. Les conditions de croissance de la plante

3.2.1. La fertilisation

La deuxième fertilisation a été réalisée 14 jours après la première lorsque les plantes ont atteint le stade 1 feuille. La dose à appliquer lors de la deuxième fertilisation est souvent ajustée par les agriculteurs en fonction de la première fertilisation. Dans de nombreux cas, lorsque 50 unités sont apportées à la première fertilisation, 100 unités sont apportées à la deuxième. Il est d'ailleurs rare qu'une mesure de reliquats azotés soit faite pour préparer la deuxième fertilisation. Pour notre expérimentation, nous avons apporté 100 unités d'azote sur la totalité de la surface ce qui correspond à $7,5 \text{ gN} \cdot \frac{1}{4} \text{ m}^{-2}$.

Une pluie a suivi chaque fertilisation pour dissoudre au mieux l'azote dans le sol et favoriser son intégration (Fig. 10).

3.2.2. L'éclairage de la culture

Comme la maquette est placée sous le simulateur de pluie, dans un hall expérimental, le flux de lumière naturelle disponible pour les plantes n'est pas au niveau de celui du milieu naturel qui leur permettrait un développement optimal. Pour assurer l'apport nécessaire en énergie, quatre lampes à projecteur *Vegeled LX 250* ont été placées au-dessus du bac. Ces lampes sont disposées au centre du dispositif et réparties uniformément dans le sens de la longueur (Fig. 6). Le spectre lumineux diffusé ne correspond pas à une lumière blanche standard. Il s'agit en effet d'un spectre lumineux pour lequel les longueurs d'onde les plus utilisées par les plantes pour leur croissance sont les plus représentées, soit, dans notre cas de figure, dans le domaine du bleu avec un pic à 445 nm et dans le domaine du rouge avec un pic à 664 nm. Des mesures de luminosité ont été réalisées pour caractériser la quantité de lumière qui arrive à la surface du sol en chaque point du bac (Annexe 7). Les mesures ont permis de révéler un manque de lumière non négligeable sur les bords du bac par rapport au centre. Il a donc été décidé d'installer des bâches blanches réfléchissantes tout autour du dispositif pour récupérer le maximum de lumière. Du fait que l'expérimentation nécessite de nombreuses interventions (suivi des émissions de N₂O, réalisation de pluies, analyses physico-chimiques, etc.), il a été décidé d'inverser le cycle jour/nuit et de programmer les cycles de lumière journaliers durant la nuit pour ne pas avoir à démonter les bâches à chaque mesure. Cette inversion du cycle ne pénalise pas, a priori, le cycle de développement du végétal.

3.3. Caractérisation finale de la maquette

Une série d'analyses a été réalisée à la fin de l'expérimentation (fin mai) pour caractériser le comportement physico-chimique de la maquette en différents points :

- Mesure de la masse volumique du sol à proximité des sondes TDR et des sondes de température aux profondeurs 6 -15 et 18- 27 cm et mesure supplémentaire dans la couche 0-10 cm pour les sondes insérées à 24 cm de profondeur.
- Mesure de la masse volumique sur toutes les placettes expérimentales aux profondeurs 0-10 cm, à l'exception d'AmD2 et AvD4, puisque quatre des sondes TDR étaient situées à proximité de ces placettes.
- Prélèvements de sol sur ces mêmes placettes (c'est-à-dire toutes sauf AmD2 et AvD4) aux profondeurs 0-10 et 10-20 cm pour une quantification de l'azote minéral du sol.
- Prélèvement de sol pour mesurer le pH dans les couches 0- 10 et 10- 20 cm sur chaque placette à l'exception d'AmD2 et d'AvD4. Les analyses pour mesurer le pH du sol ont d'abord été réalisées sur les prélèvements de cinq placettes issus des couches 0-10 et 10-20 cm. Comme les analyses ont révélé que le pH était constant en tout point du bac, les mesures n'ont pas été faites sur les autres prélèvements.
- Réalisation de deux profils racinaires du côté gauche de la maquette (Annexe 8). Les profils ont été réalisés sur un mètre de large et 30 cm de profondeur, respectivement à 150 cm et à 355 cm du bord amont.

4. Traitement des données et modélisation

4.1. Interpolation des données manquantes et distribution spatiale

Comme expliqué précédemment, la majorité des mesures (exceptées les mesures de gaz) sont destructives, particulièrement dans le cas des mesures d'azote minéral du sol et de masse volumique. Il n'a donc pas été possible de caractériser ces paramètres pour chaque date de mesure des émissions de N₂O et de CO₂, car autant de prélèvements auraient détruits la structure du sol. Pour le travail de

modélisation, il a donc été nécessaire d'interpoler les différentes valeurs obtenues pour chacune des dates de mesure des émissions de N₂O. Ensuite, pour chaque variable qui n'a pas pu être mesurée sur toutes les placettes expérimentales mais uniquement sur quelques points du dispositif (par exemple un point en amont, un point en aval) nous avons distribué les valeurs obtenues sur toutes les placettes en fonction de leur proximité au point de mesure (Fig. 11).

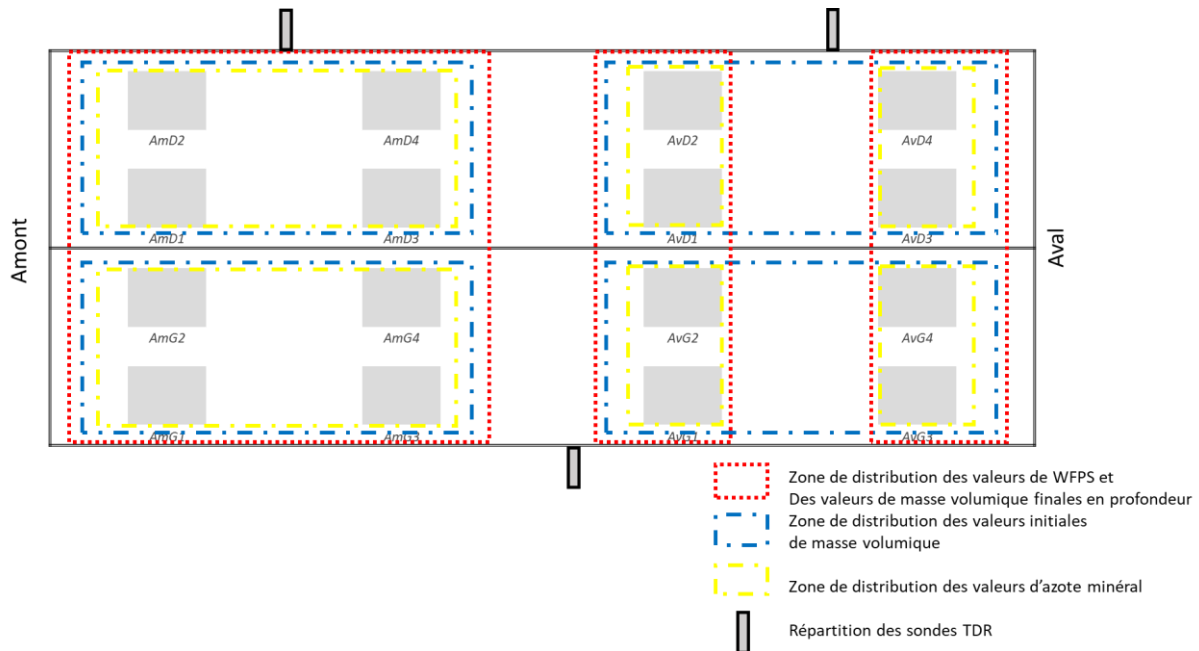


Fig. 11. Schéma de distribution des valeurs mesurées au cours de l'expérimentation des teneurs en azote minéral, de la masse volumique du sol et du WFPS.

4.2. Traitement statistique des données

Toutes les mesures réalisées sur les différentes placettes ont également été moyennées pour chaque date de mesure de gaz afin de caractériser le comportement global du dispositif et son évolution dans le temps. (Annexe 6).

Le test statistique de STUDENT a été appliqué aux variables : flux de N₂O et de CO₂, WFPS et azote minéral pour déterminer si ces variables ont un comportement similaire ou significativement différent entre différentes positions de la maquette de sol. Pour réaliser ce test, les variables sont moyennées pour une position donnée et pour toutes les dates de mesure.

4.3. Modélisation des émissions de N₂O par apprentissage automatique

La relation entre les émissions de N₂O et l'ensemble des variables mesurées sur la maquette (humidité, azote minéral, etc.) a été analysée par une méthode d'apprentissage automatique (machine learning) supervisée, permettant d'expliquer une variable d'intérêt à partir d'autres variables ; il s'agit d'extraire un modèle d'organisation à partir d'un jeu de données, que l'on nomme données d'apprentissage, et dont on connaît à l'avance la structure. Dans notre cas, nous avons utilisé un algorithme de régression basé sur des règles de classification (rule-based regression algorithm) : Cubist (Quinlan, 1992 et 1993) (Lacoste, 2009). Ce type d'algorithme peut être utilisé pour prédire des variables discrètes ou continues et présente de plus des avantages recherchés dans notre étude : (Grinand et al., 2008, Friedman and Meulman, 2003)(Lacoste, 2009).

- Ils permettent d'utiliser un faible nombre de données d'entrée,
- Ils ne nécessitent pas de transformations de variables,

- Ils sont non-paramétriques c'est-à-dire qu'aucune hypothèse n'est préalablement faite sur la distribution des variables,
- Ils sont facilement interprétables,
- Ils permettent d'utiliser des variables explicatives qualitatives et quantitatives,
- L'utilisation de variables explicatives sans relation avec la variable à prédire n'a pas d'incidence sur le modèle de prédiction créé,
- Le modèle de prédiction n'est pas linéaire.

Notre modèle de prédiction a été réalisé grâce au logiciel de traitement de données et d'analyse statistique R (R Core Team, 2018), utilisé à travers l'environnement RStudio, en utilisant le package CUBIST (Kuhn et Quinlan, 2018) qui présente trois intérêts majeurs :

- Il permet d'utiliser des variables explicatives continues et discrètes,
- Il est robuste vis-à-vis du bruit et des valeurs extrêmes,
- Il est gratuit.

Dans notre cas, les variables quantitatives (flux de N_2O , masse volumique, etc.) sont renseignées par leur valeur. Les variables qualitatives (position sur la pente, type de sol, etc.) peuvent être renseignées par des classes, selon une typologie pré-établie.

Fonctionnement de l'algorithme d'apprentissage

Les données d'apprentissage, utilisées pour créer le modèle, sont séparées en sous-ensembles les plus homogènes possible vis-à-vis de la variable à expliquer, à partir de règles basées sur le comportement des variables explicatives (discrètes ou continues). Les règles de séparation correspondent à une combinaison booléenne discrètes et/ou à une combinaison linéaire des variables continues. Le modèle obtenu est un arbre composé de « branches » associées à des conditions de classification et de nœuds terminaux correspondant aux derniers sous-ensembles définis. Toutes les variables explicatives ne sont pas forcément utilisées à chaque nœud pour séparer les données. Dans notre cas (explication d'une variable continue), les nœuds terminaux correspondent à une valeur moyenne de la variable que l'on cherche à expliquer. Pour chaque nœud sont établies des régressions linéaires qui permettent d'exprimer la variable d'intérêt en fonction d'une sélection de variables explicatives continues (Lacoste, 2009). Plus le nombre de nœuds terminaux est important plus le risque de sur-apprentissage est fort. Cela signifie que le modèle créé sera très proche des données d'apprentissage et ne permettra pas de prédire convenablement la variable d'intérêt pour d'autres jeux de données, surtout si ces jeux de données couvrent des situations non rencontrées dans le jeu de données d'apprentissage. D'autre part, si plusieurs variables sont trop fortement corrélées le modèle pourra avoir du mal à discréditer le rôle de chacune pour expliquer le comportement de la variable d'intérêt. Calculer le coefficient de corrélation entre les différentes variables avant de faire tourner le modèle peut être judicieux afin de présélectionner les variables explicatives.

La validation du modèle peut être interne et/ou externe. Pour une validation interne, on compare la variable d'intérêt observée à la variable d'intérêt prédite par le modèle à partir des variables explicatives du jeu d'apprentissage.

Dans notre cas de figure, un seul set de données a pu être construit, du fait du faible nombre de données mesurées. La validation du modèle est donc réalisée sur les données constituant le set d'apprentissage (validation interne). Cette méthode permet uniquement de vérifier si le modèle établi est capable d'expliquer la variable d'intérêt du jeu d'apprentissage, mais elle ne permet pas d'évaluer la capacité du modèle à être utilisé pour d'autres jeux de données.

Résultats

1. Constats

Tout ce qui concerne l'évolution de la maquette de sol n'a pas pu être mesuré, calculé ou photographié. Cependant, une observation quotidienne du dispositif a permis de relever les points suivants :

- La mise en place d'une culture a permis de structurer le sol tout au long de l'expérimentation, et de limiter la battance et les tassements dus aux épisodes de pluie.
- Les pluies les plus intenses ont cependant entraîné la formation d'une fine croûte de battance.
- L'orge de printemps a poussé sur l'ensemble de la maquette, mais les brins n'étaient pas suffisamment solides de sorte que l'orge a fortement versé après chaque pluie.
- Durant chaque épisode de pluie, la quantité d'eau de percolation récupérée par les différents collecteurs était bien plus importante que la quantité d'eau de ruissellement de surface, mettant en avant le comportement drainant de la maquette de sol.
- La quantité d'eau de percolation récupérée après chaque pluie était également bien plus importante en aval du dispositif qu'en amont, mettant en avant un effet pente caractérisé par un transfert hydrique latéral dans le sol.
- Une quantité non négligeable de lombrics a colonisé le sol de la maquette, permettant le développement d'une macroporosité plus importante.
- De la mousse s'est développée sur la surface du sol tout au long du suivi et ce sur chaque placette expérimentale, témoignant d'un taux d'humidité suffisamment élevé pour permettre son développement.

2. Croissance des plantes

Les plantes semées en bordure se sont beaucoup moins bien développées que celles situées au cœur de la maquette. Les tiges étaient moins hautes, moins robustes et les différents stades de croissance des plantes étaient systématiquement atteints plus tardivement. Ceci peut être dû à un manque de luminosité (Annexe 7). En effet, la mise en place de bâches réfléchissantes tout autour de la maquette n'a pas permis de récupérer suffisamment de lumière pour favoriser la croissance des plantes situées sur les bords externes du dispositif. Cependant, même les plantes semées au cœur de la maquette et directement sous les lampes n'ont pas pu se développer aussi bien qu'au champ. Les plantes ont poussé trop rapidement vers les lampes, « cherchant la lumière » et ont eu du mal à se renforcer au niveau de leur tige (stade tallage).

Les deux profils racinaires réalisés en fin d'expérimentation (Annexe 8) ont permis de mettre en évidence deux points clés :

- **Les racines sont bien moins développées au niveau de la bordure externe de la maquette** en amont comme en aval ce qui s'explique par le fait que les plantes ont moins bien poussé sur les extrémités du dispositif.
- **Les racines ont colonisé la totalité du profil de sol** en amont comme en aval permettant ainsi d'assurer le maintien de son état structural dans toutes les couches de sol.

Les mesures de biomasse végétale réalisées sur chaque placette confirment que le développement des plantes a été bien plus important au cœur de la maquette que sur les bords (Fig. 12). La quantité de biomasse végétale récoltée sur ces placettes est en moyenne deux à quatre fois plus élevée que sur les placettes situées aux extrémités de la maquette. La quantité de biomasse récoltée en fin d'expérimentation est également plus importante sur les placettes localisées dans les deux zones de plus forte luminosité que partout ailleurs (Annexe 7).

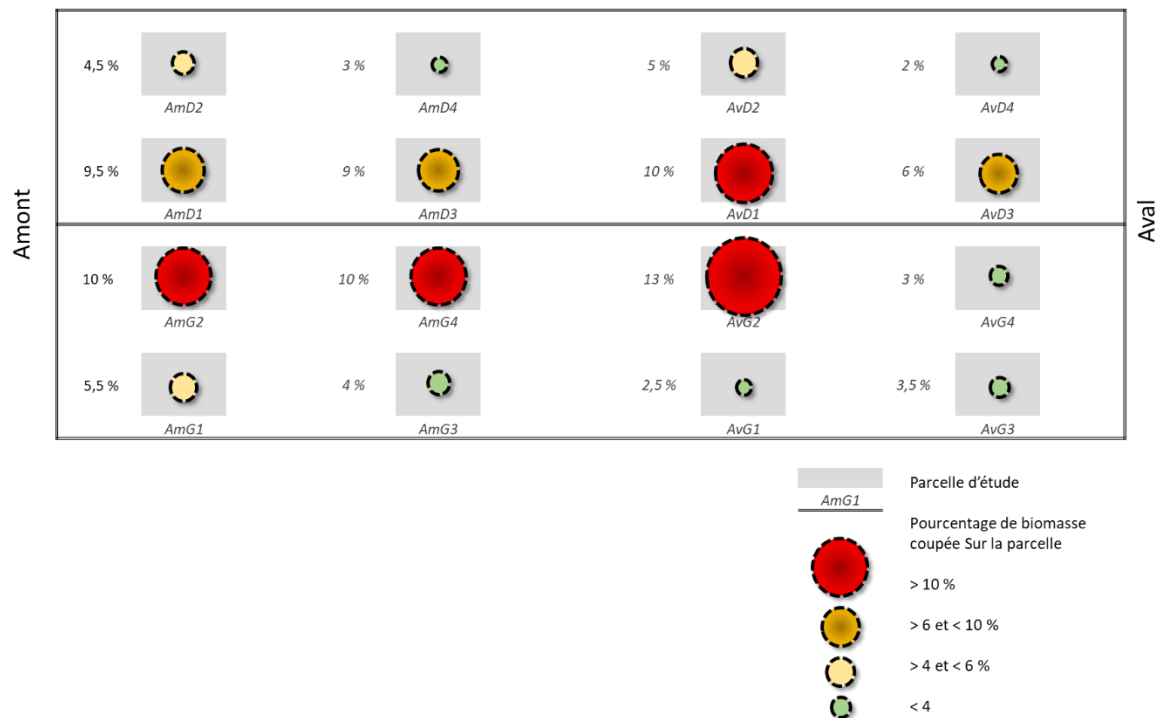


Fig. 12. Pourcentage de biomasse végétale totale sur la maquette, récoltée sur chaque placette expérimentale en fin de suivi. La biomasse végétale comprend les plants d'orge coupés à leur base ainsi que la matière organique en décomposition sur la surface de la placette.

Il est à noter que, lors de la récolte des plants d'orge, de la matière organique en décomposition (feuille, tiges) et de la pourriture blanche ont été observées sur plusieurs placettes expérimentales, à la base des tiges. **Cette matière organique en décomposition n'a été observée que sur les placettes situées au cœur de la maquette et de manière plus abondante sur les placettes du milieu.** La placette présentant le plus de décomposition était AmD3 (puis AmG4, AvD1 et AvG2). On peut formuler l'hypothèse que les teneurs en carbone organique ont pu augmenter au niveau des placettes centrales tout au long du suivi.

3. Evolution de la structure et du pH

3.1. Masse volumique du sol

3.1.1. Masses volumiques initiales

On rappelle que les pluies intenses ont entraîné la formation d'une croûte de battance et que les lombrics ont colonisé l'ensemble de la maquette.

Les mesures de masse volumiques initiales de surface (Table 2) montrent une légère différence d'état structural entre la partie amont gauche du dispositif et les autres zones. Cette zone est caractérisée par une masse volumique plus importante que les autres. La masse volumique moyenne sur l'ensemble de la maquette est de $1.41 \pm 0.07 \text{ g.cm}^{-3}$, ce qui correspond à la valeur souhaitée en début d'expérimentation.

Table. 2. Masses volumiques mesurées en début de suivi (07/03/2019), en amont et aval sur les deux côtés de la maquette, pour les couches 0-10 cm et 10-20 cm.

Masse volumique du sol (g.cm⁻³)				
<i>Calculée sur des prélèvements de sol réalisés le 07/03/19</i>				
Position	AvG	AvD	AmG	AmD
Surface (0-10 cm)	1,39	1,38	1,51	1,35
Profondeur (10-20 cm)	1,40	1,36	1,47	1,42

Les masses volumiques mesurées en profondeur sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en surface avec néanmoins une plus grande différence entre profondeur et surface en amont du côté droit de la maquette. La masse volumique en profondeur est en moyenne de 1,41 g.cm⁻³ +/- 0,046. La moyenne est donc identique à celle mesurée en surface.

3.1.2. Masses volumiques finales

En surface (couche 0-10 cm), les mesures finales de masse volumique (à la date du 24/05/19, Table 3) montrent une plus grande disparité entre les différentes zones de mesure qu'en début d'expérimentation (Table 2). Les valeurs de masse volumique sont comprises entre 1.14 et 1.32 g.cm⁻³ avec une moyenne sur l'ensemble du bac de 1.22 +/- 0.05 g.cm⁻³. On constate que sur l'ensemble des placettes de mesure, **la masse volumique est plus faible en fin d'expérimentation** qu'au début.

Table. 3. Masses volumiques mesurées sur l'ensemble des placettes expérimentales en fin d'expérimentation aux profondeurs 0-10 cm et 10-20 cm.

Masse volumique du sol (g.cm⁻³)								
<i>Calculée sur des prélèvements de sol réalisés le 24/05/19</i>								
Position	AvG1	AvG2	AvG3	AvG4	AmG1	AmG2	AmG3	AmG4
0 -10 cm	1,14	1,21	1,19	1,23	1,32	1,18	1,31	1,16
Position	AvD1	AvD2	AvD3	AvD4	AmD1	AmD2	AmD3	AmD4
0 -10 cm	1,19	1,26	1,16	1,19	1,17	1,25	1,22	1,27
Masse volumique du sol (g.cm⁻³)								
<i>Calculée sur des prélèvements de sol réalisés le 24/05/19</i>								
Position	AvG	AvD	AmG	AmD				
10-20	1,25	1,24	1,28	1,28				

Le sol est moins dense en fin de suivi ce qui suggère une augmentation de la porosité au cours de l'expérimentation. Une hypothèse est que le développement racinaire de l'orge de printemps a permis la création et/ou l'agrandissement des pores, permettant « d'aérer » le sol et surtout de maintenir son état structural pendant les différentes pluies en limitant son tassement. Pour caractériser finement l'état structural du sol en différents points du bac nous avons prélevé huit cylindres de sol pour une analyse par imagerie en Tomographie X. Nous n'avons cependant pas eu le temps de traiter ces résultats. Ils sont brièvement présentés en Annexe 13.

Les valeurs de masse volumique mesurées en fin de suivi en profondeur sont également plus faibles qu'en début de suivi avec une moyenne de $1,26 \pm 0,020 \text{ g.cm}^{-3}$. En revanche cette diminution de masse volumique est en moyenne plus faible qu'en surface. On peut émettre l'hypothèse que le développement racinaire de l'orge a permis de développer le réseau poral du sol jusqu'en profondeur. Cependant cette « ouverture » du réseau poral aurait été plus faible en profondeur qu'en surface. Bien que la masse volumique du sol n'ait été mesurée en profondeur qu'à trois endroits, on remarque que sa variabilité est relativement faible. D'un point de vue structural, le sol pourrait être plus homogène en profondeur qu'en surface.

3.2. Mesures de pH

Les mesures de pH réalisées en fin de suivi sont homogènes sur l'ensemble de la maquette. Le sol est acide en tout point du dispositif avec une moyenne de $5,5 \pm 0,16$. Ces valeurs sont en cohérence avec les valeurs standards de pH des sols agricoles limoneux du site OS² quoique légèrement plus acides (pH de 6.17 allant de 5.82 à 6.75 pour Poinçot (2019) et de 6.31 en moyenne pour les expérimentations de Gu et al. (2011)). Bien que prélevés sur le site OS², les sols étudiés par Poinçot (2019) et Gu et al. (2011) venaient d'autres parcelles agricoles que le sol de notre maquette. Ces sols ont régulièrement été chaulés de sorte à remonter le pH et limiter l'acidité. La parcelle d'où provient notre sol, également étudiée par Grossel et al. (2014) et Grossel et al. (2016) n'a jamais été chaulée et est naturellement plus acide. En revanche, nous pouvons remarquer que le pH mesuré sur l'échantillon standard (Table 4) – c'est-à-dire sur le sol ayant servi à la fabrication de la maquette mais qui, conservé dans un caisson fermé, n'a pas reçu de pluie et n'a pas porté de plante - est plus acide que celui mesuré classiquement au terrain sur le sol du site de prélèvement (Table 1, valeur de pH de 6,42).

Les mesures réalisées sur les échantillons de sol en fin d'expérimentation montrent **qu'il n'y a pas eu de modification du pH au cours de l'expérimentation**. Le pH du sol de la maquette n'a donc pas évolué dans le temps ni dans l'espace. Cette variable ne sera donc pas prise en compte dans la construction du modèle explicatif.

Table. 4. Mesures de pH réalisées sur des placettes expérimentales situées en amont, milieu et aval du dispositif en fin d'expérimentation. Les prélèvements de sol utilisés pour réaliser ces mesures ont été homogénéisés sur les couches 0-10 et 10-20 cm. Une mesure de pH a également été réalisée sur du sol en vrac n'ayant subi aucun des traitements expérimentaux réalisés sur le dispositif (échantillon standard). Chaque valeur correspond à la moyenne de trois mesures.

pH du sol <i>mesuré sur des échantillons de sol prélevés le 24/05/19</i>					
Position	Standard - sol en vrac	Amont Droit – AmD3	Amont Gauche – AmG1	Aval Gauche – AvG3	Milieu Gauche – AvG1
pH Moyen	5,68	5,46	5,51	5,36	5,68
Ecart-type	0,06	0,02	0,02	0,06	0,02

4. Suivi et fonctionnement du sol

4.1. Teneurs en eau

4.1.2. Teneurs en eau volumique et WFPS Teneurs en eau à 12 cm de profondeur

L'évolution du WFPS calculé à partir des teneurs en eau volumiques mesurées par les sondes TDR est identique pour l'ensemble des placettes expérimentales (Fig. 13). Les valeurs de WFPS augmentent systématiquement après une pluie et plus fortement après la pluie du 8 avril qui est la plus longue avec une durée de 90 minutes et une intensité de 16 mm.h^{-1} (soit 24 mm de pluie). **En amont, les valeurs de WFPS sont en moyenne significativement plus faibles qu'en aval** (test de STUDENT, $p < 0,001$), notamment après la pluie du 8 avril, pouvant suggérer un effet pente. **On observe également des valeurs au-dessus du seuil de dénitrification plus élevées en aval qu'en amont.** Ces résultats peuvent s'expliquer en effet par un transfert hydrique par ruissellement et/ou écoulement hypodermique de l'amont vers l'aval et/ou par un apport de pluie plus important en aval (même si qualitativement nous avons observé des pluies importantes en amont sur les placettes AmD3 et AmG4). Ces résultats bruts, exprimés uniquement à partir des résultats de teneur en eau volumique distribués, suggèrent qu'en amont, le seuil de dénitrification fixé ici à 0.62 (Hénault et al., 2005) n'est dépassé qu'à deux reprises du côté gauche et une seule fois du côté droit, après la pluie de 90 minutes. En aval, ce seuil est dépassé après la quasi-totalité des pluies (à l'exception de la première et de la dernière). Pour toutes les placettes expérimentales, le seuil de dénitrification n'a pas été dépassé pendant la période finale.

Les valeurs de WFPS sont en moyenne significativement plus élevées sur le côté gauche (moyenne de 0,60) de la maquette que sur le côté droit (moyenne de 0,57), cependant la différence reste très faible et signe un **comportement hydrique peu différencié entre droite et gauche.**

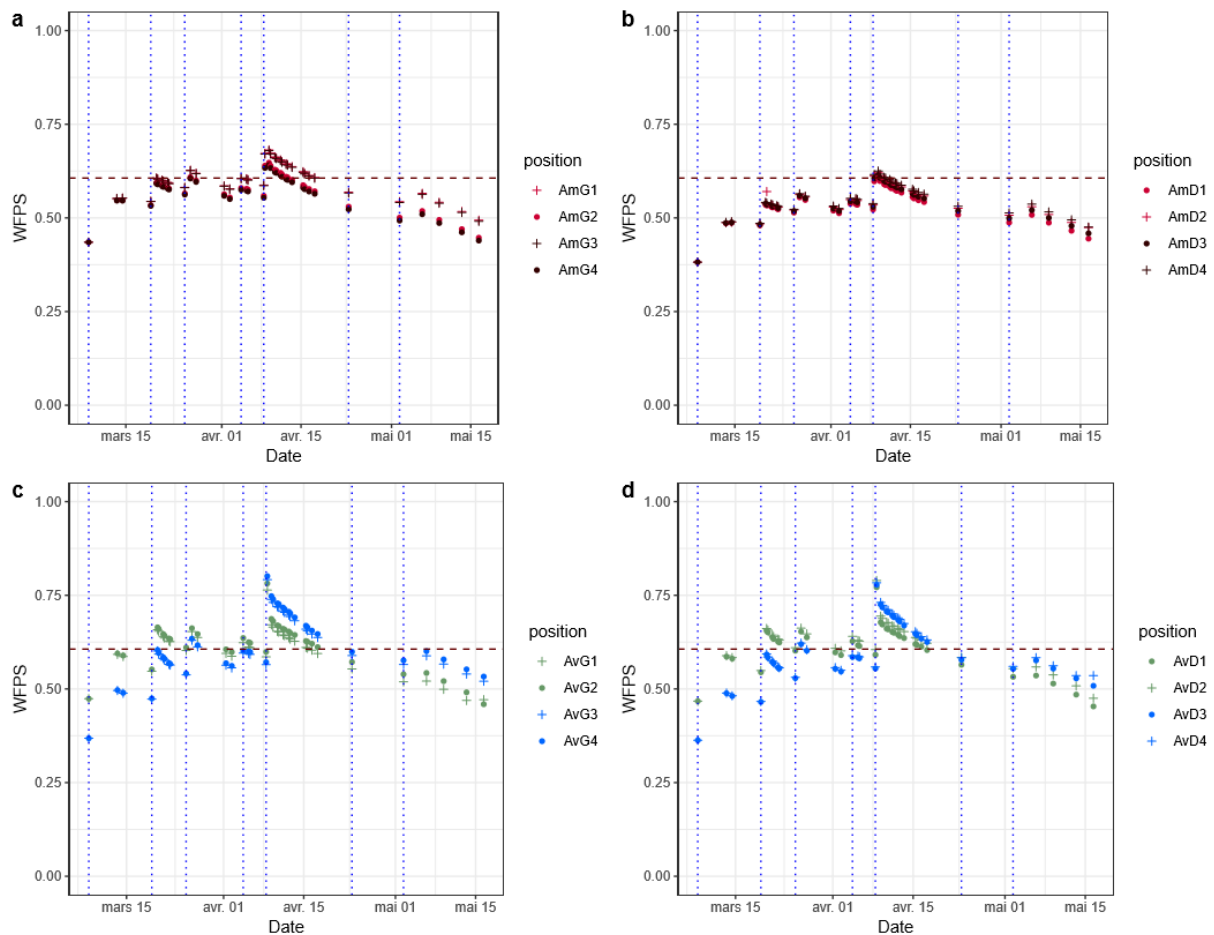


Fig. 13. Evolution du WFPS calculé à partir des teneurs en eau volumique mesurées par les sondes TDR insérées à 12 cm de profondeur, a) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en amont gauche, b) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en amont droit, c) les valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en aval gauche, d) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en aval droit. Les lignes pointillées en bleu marquent toutes les pluies simulées sur la maquette, la ligne horizontale marron indique le seuil de dénitrification fixé ici à 0.62 en accord avec les travaux d'Hénault et al., (2005).

Teneurs en eau à 24 cm de profondeur

L'évolution du WFPS calculé à 24 cm de profondeur est similaire pour toutes les positions sur l'ensemble du suivi (Fig. 14). En revanche, **les valeurs de WFPS sont significativement plus faibles en amont (moyenne de 0,43) qu'en aval du dispositif (moyenne de 0,73) ($p < 0,001$)**. Le seuil de dénitrification, fixé ici à 0,62 n'est jamais dépassé en amont et les valeurs sont, **sauf après la pluie du 8 avril**, constamment inférieures à 0,5, valeur en-dessous de laquelle la dénitrification n'apparaît pas. En aval, les valeurs de WFPS sont bien plus élevées **et dépassent systématiquement le seuil de dénitrification** sauf en tout début de suivi. **Les valeurs de WFPS calculées à partir des sondes TDR insérées à 24 cm de profondeur sont significativement plus élevées que celles calculées à partir des sondes insérées à 12 cm de profondeur ($p < 0,001$)**. Ces différences observées entre « surface » et « profondeur » et amont et aval suggèrent qu'il y a eu dans la maquette de sol des écoulements latéraux de l'amont vers l'aval permettant d'accumuler plus d'eau en aval.

Les valeurs de WFPS ne sont en moyenne pas significativement différentes entre le côté gauche (moyenne de 0,59) et le côté droit (moyenne de 0,58) de la maquette ce qui suggère que le fonctionnement hydrique du sol à 24 cm de profondeur est le même des deux côtés.

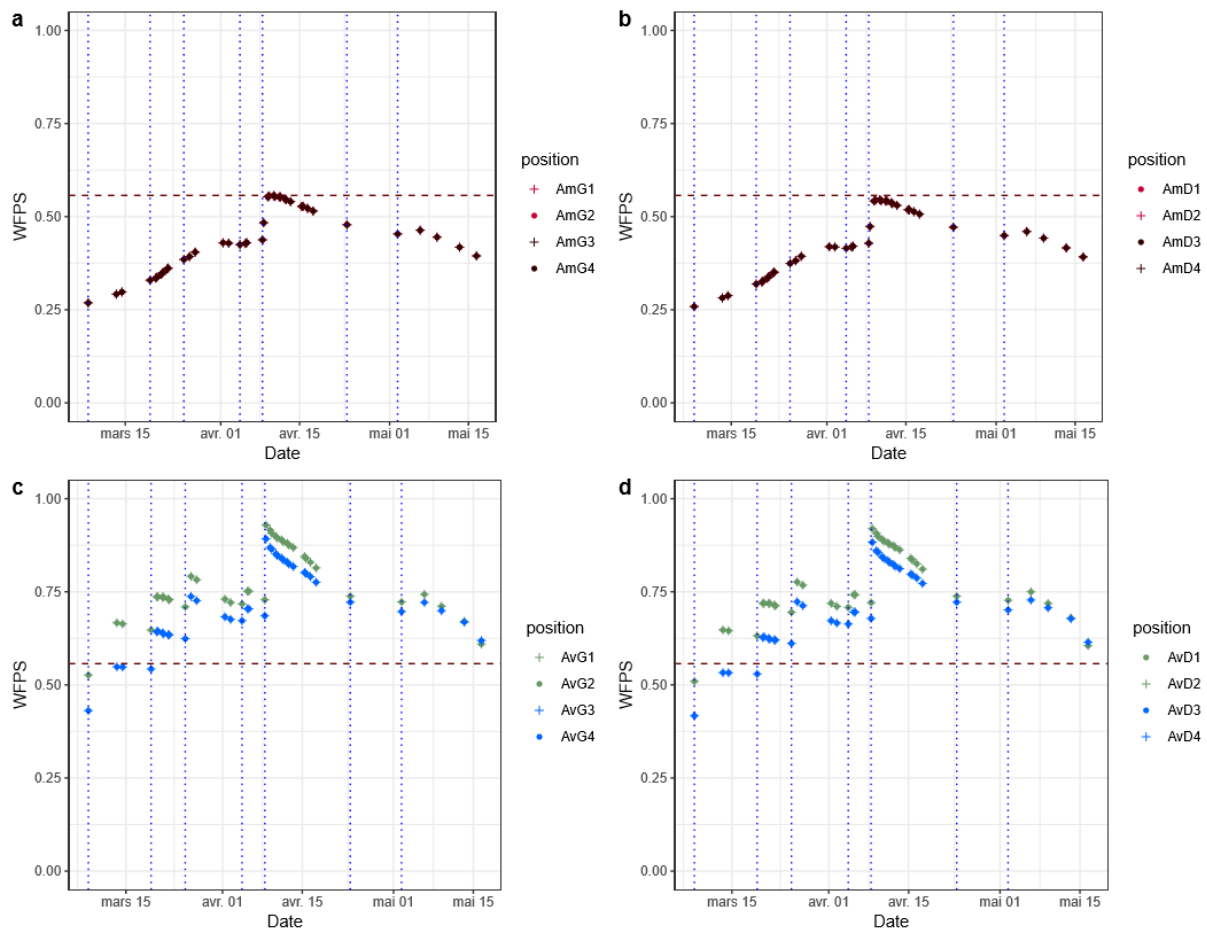


Fig. 14. Evolution du WFPS calculé à partir des teneurs en eau volumique mesurées par les sondes TDR insérées à 24 cm de profondeur, a) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en amont gauche, b) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en amont droit, c) les valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en aval gauche, d) valeurs de WFPS calculées pour les placettes localisées en aval droit. Les lignes pointillées en bleu marquent toutes les pluies simulées sur la maquette, la ligne horizontale marron indique le seuil de dénitrification fixé ici à 0.62 en accord avec les travaux d'Hénault et al., (2005).

4.1.3. Quantité d'eau percolée à la base du sol et ruisselée

Contrairement à nos attentes, les quantités d'eau drainées à la base du sol ont été très importantes. Il ne nous a pas été possible de mesurer toutes les quantités d'eau drainée pour réaliser un bilan hydrique. Cependant, qualitativement, nous avons observé une quantité percolée en aval réellement plus élevée qu'en amont.

Nous avons observé du ruissellement sur la maquette plutôt tardivement après le début des pluies sauf dans le cas de la pluie de 24 mm. Nous n'avons pas mesuré systématiquement la quantité d'eau ruisselée en aval de la maquette.

4.2. Espèces azotées

4.2.2. Teneurs en azote minéral mesurées sur les prélèvements de sol Prélèvements de surface (couche 0 – 10 cm)

Pour rappel, les teneurs en nitrates et ammonium ont été mesurées à trois positions sur la maquette, respectivement au niveau des placettes AmD3-G4 que l'on associera à la zone « amont », en bas de pente que l'on associera à la zone « aval » et au niveau des placettes AvD1-G2 que l'on associera à la zone « milieu » même si strictement parlant cette zone se situe en aval. **Les teneurs en nitrates sur l'ensemble de la période d'étude ne montrent pas de différence significative entre le côté gauche et**

le côté droit de la maquette ni entre les positions amont et aval (test de STUDENT $p = 0,697$ et $0,81$) (Fig. 15). De même, les teneurs en ammonium ne sont pas significativement différentes entre le côté gauche et le côté droit de la maquette ($p = 0,32$), ni entre l'amont et l'aval ($p = 0,54$).

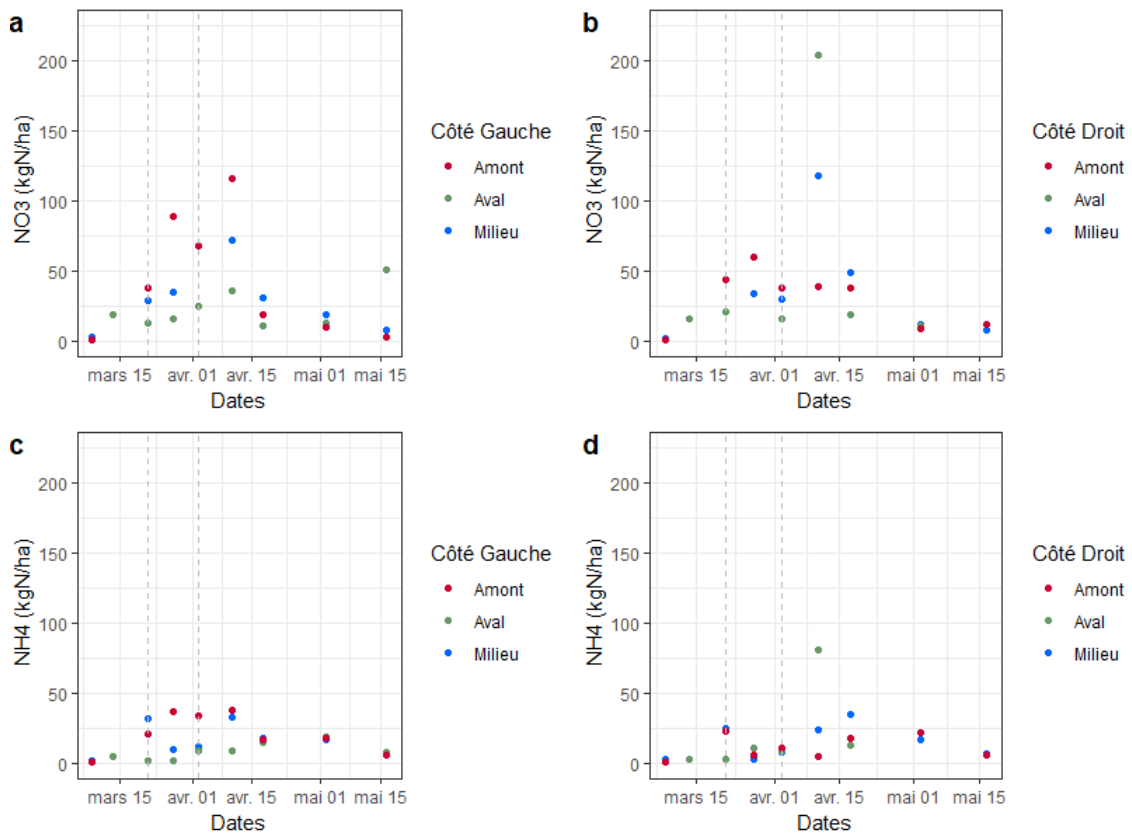


Fig. 15. Evolution des teneurs en azote minéral du sol en amont, milieu et aval du dispositif sur la couche 0-10 cm, sur l'ensemble de la période d'étude ; a) teneurs en nitrates des placettes situées du côté gauche du dispositif, b) teneurs en nitrates des placettes situées du côté droit du dispositif, c) teneurs en ammonium des placettes situées du côté gauche du dispositif, d) teneurs en ammonium des placettes situées du côté droit du dispositif. Les deux droites verticales en pointillé représentent les deux fertilisations.

Du côté gauche de la maquette, les teneurs en nitrates augmentent légèrement après la première fertilisation puis plus fortement après la deuxième fertilisation. Ce comportement s'observe pour toutes les positions. Du côté droit, en revanche, ce comportement n'est pas observé en amont où les teneurs en nitrates n'augmentent pas après la deuxième fertilisation.

Du côté gauche, sur la quasi-totalité de la période d'étude, les teneurs en nitrates les plus faibles sont mesurées en aval.

Du côté droit de la maquette, on observe un pic très important en aval après la deuxième fertilisation à la fois pour les teneurs en azote et pour les teneurs en ammonium, avec des valeurs très importantes (nitrates $204 \text{ kgN_NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ et ammonium $81 \text{ kgN_NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1}$) pour une fertilisation totale à $150 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$. Ces résultats ne peuvent pas être expliqués par un simple transfert d'azote par ruissellement de surface du fait que les teneurs en azote ne diminuent pas ni en amont ni au milieu. Il est possible que la mesure, très localisée, ait été faite sur ou à proximité d'un ou plusieurs granulés. Une autre hypothèse est qu'il y a de la minéralisation d'azote organique en aval du dispositif permettant d'augmenter les teneurs en nitrates et ammonium. Cette deuxième hypothèse n'est pas confortée par le fait que les teneurs en aval diminuent très fortement juste après ce pic de fertilisation.

Du côté gauche de la maquette, les teneurs en ammonium en amont et au milieu augmentent uniquement après la première fertilisation puis se stabilisent pour diminuer en fin de suivi. En aval, les teneurs en ammonium n'augmentent pas après la première fertilisation et sont donc bien plus faibles qu'en amont mais elles augmentent après la deuxième fertilisation. En fin de suivi, les teneurs en ammonium sont identiques en amont, milieu et aval du dispositif. Du côté droit, les teneurs en amont et au milieu ont globalement le même comportement. On observe un premier pic de concentration après la première fertilisation ainsi qu'un second pic après la deuxième fertilisation. **Contrairement au côté gauche, les teneurs en ammonium en aval augmentent fortement après la deuxième fertilisation. Pour toutes les positions, les teneurs diminuent en fin de suivi.**

Prélèvements en profondeur (couche 10 – 20 cm)

Les teneurs en azote minéral du sol dans la couche 10-20 cm ne sont pas significativement différentes des teneurs mesurées dans la couche 0-10 cm (test de STUDENT, $p = 0,998$) bien que les teneurs mesurées en profondeur soient plus faibles (Fig. 16).

Les augmentations de concentrations mesurées après les deux fertilisations, que ce soit pour les teneurs en nitrates en ou ammonium, confirment bien l'hypothèse d'un transfert d'azote en profondeur depuis la couche de surface et mettent en avant le comportement drainant du sol. En revanche, les concentrations plus faibles dans la couche 10 – 20 cm que dans la couche 0 – 10 cm mettent en avant le fait qu'une partie de l'azote a été consommé dans la couche de surface soit (i) par les processus de dénitrification impliquant de fait une production de N_2O soit (ii) par une consommation de l'azote par les plantes.

Du côté gauche de la maquette les teneurs en nitrates, mesurées en amont, milieu et aval augmentent légèrement après la première fertilisation puis on observe un pic de concentration après la deuxième fertilisation.

Sur le côté droit, les teneurs en nitrates mesurées en aval sont bien plus élevées que celles mesurées en amont et au milieu notamment après la première fertilisation (valeur mesurée à $150 \text{ kgN_NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$), et continuent d'augmenter après la deuxième fertilisation pour atteindre $215 \text{ kgN_NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$. Suite à ce pic la concentration en nitrates mesurée en aval diminue fortement pour atteindre les mêmes teneurs que celles mesurées en amont et au milieu. Les valeurs mesurées sont très importantes au vu de la quantité de fertilisant apportée. Elles peuvent témoigner en partie d'un transfert d'azote dans le profil de sol depuis la couche de surface vers les couches plus profondes mais aussi d'un transfert latéral de l'amont vers l'aval. Cette hypothèse peut être difficilement confirmée par le fait que les pics de concentration ne sont pas décalés par rapport aux pics mesurés en surface ne laissant pas le temps d'un transfert vertical de l'azote dans le sol, mais également du fait que les valeurs sont trop élevées pour être expliquées par des transferts latéraux ou verticaux. Il est difficile d'envisager d'avoir pu prélever à plusieurs reprises non pas dans un volume de sol représentatif du milieu mais d'avoir directement prélevé des granulés d'ammonitrate biaisant ainsi la mesure. L'hypothèse d'une minéralisation en aval entraînant ainsi une augmentation des teneurs en nitrates, permettrait mieux d'expliquer le comportement observé ici.

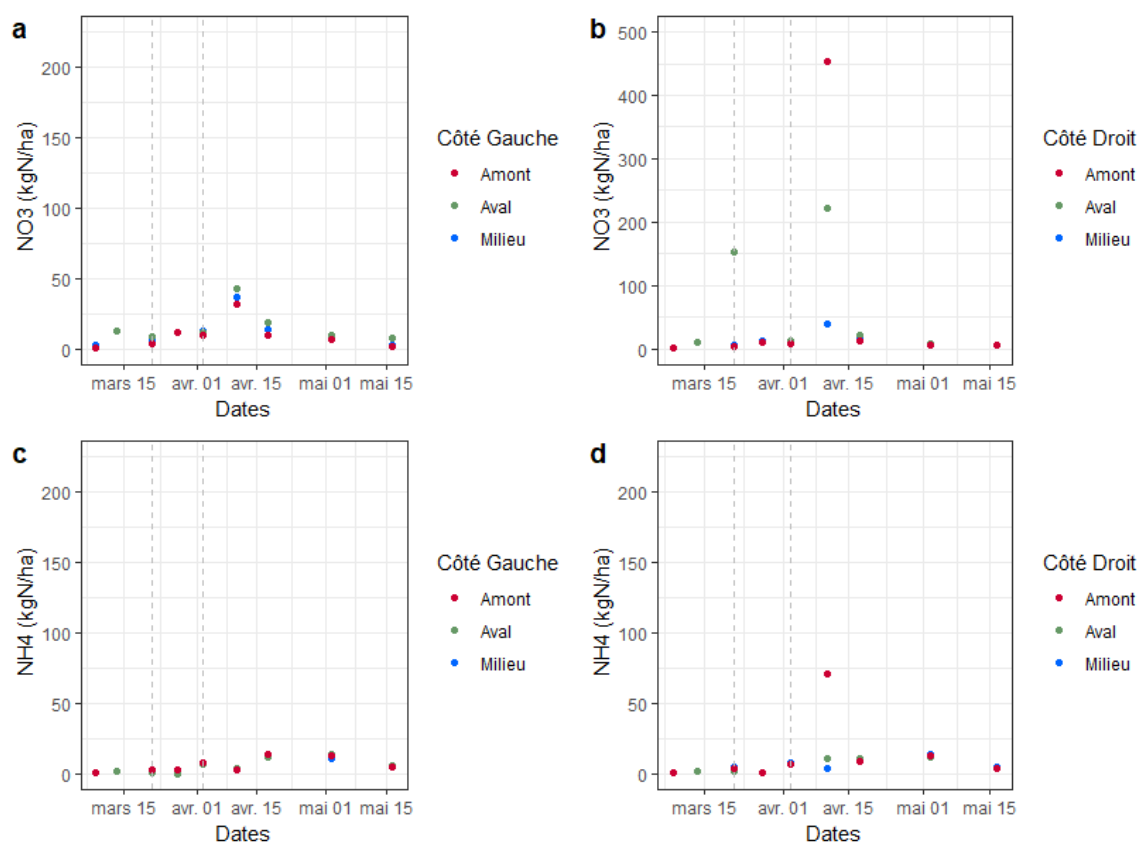


Fig. 16. Evolution des teneurs en azote minéral du sol en amont, milieu et aval du dispositif sur la couche 10 - 20 cm, sur l'ensemble de la période d'étude ; a) teneurs en nitrates des placettes situées du côté gauche du dispositif, b) teneurs en nitrates des placettes situées du côté droit du dispositif, c) teneurs en ammonium des placettes situées du côté gauche du dispositif, d) teneurs en ammonium des placettes situées du côté droit du dispositif. Les deux droites verticales en pointillé représentent les deux fertilisations.

Les teneurs en ammonium n'augmentent que très légèrement après la première fertilisation et augmentent doucement après la seconde pour diminuer légèrement en fin de suivi. Un pic dans les concentrations en ammonium et en nitrates est observé en amont du côté droit aux alentours du 10 avril. Rappelons que ce pic ne correspond qu'à une moyenne de trois mesures réalisée sur un prélèvement de 24g de sol. Cette quantité est très faible et, malgré nos précautions lors de l'échantillonnage, peut n'être pas représentative du volume de sol associé à une placette expérimentale. Rappelons également que la fertilisation a été réalisée sous forme de granulés solide. Il est tout à fait possible que la mesure ait été réalisée sur un granulé isolé non dissous et que par conséquent ce pic ne soit pas représentatif du comportement de l'azote en amont.

Les teneurs en azote minéral du sol (nitrates + ammonium) interpolées pour le travail de modélisation sont présentés en Annexes 9 et 10.

4.2.3. Teneurs en azote minéral mesurées dans les eaux percolées et ruisselées

Les résultats obtenus ont permis de mettre en évidence les points suivants (Tables 5 et 6) :

- En ce qui concerne les dernières mesures réalisées deux jours après la pluie du 8 avril, **les teneurs en nitrates dans les eaux percolées au milieu et en aval de la maquette sont respectivement deux et trois fois plus élevées que dans les eaux récoltées en amont.** Ces résultats confirment à nouveau l'effet pente déjà mis en évidence par les résultats de teneur

en eau, attestant d'un transfert de matière par écoulement hypodermique et/ou ruissellement. Ces observations ne s'observent toutefois qu'après la pluie la plus intense.

- **Les teneurs en nitrates mesurées sur les eaux percolées au milieu à droite du dispositif et en aval gauche diminuent après la première fertilisation puis augmentent par la suite.** Ces résultats traduisent plusieurs possibilités :
 - Une consommation des nitrates : réduction par les bactéries dénitrifiantes après l'apport de fertilisant et transformation d'une partie de ces nitrates en N_2O et en N_2 ,
 - Une sortie des nitrates du système par lessivage lors des pluies mais qui n'a pas été mesurée,
 - Un effet de prélèvement par les plantes.
- Les teneurs en ammonium mesurées sur les eaux traduisent également un effet pente avec, au cours du temps, **une augmentation des teneurs au milieu et en aval** du dispositif et **une diminution des teneurs en amont.**
- **A l'instar des teneurs en nitrates, les teneurs en ammonium augmentent lors de l'apport azoté puis diminuent fortement juste après** traduisant ainsi une sortie de l'ammonium du système par lessivage ou par oxydation en nitrates. Les mesures n'ont pas été assez nombreuses pour vérifier si le taux de nitrates augmente après que le taux d'ammonium diminue.

Table. 5. Teneurs en azote minéral mesurées dans les eaux de drainage et de ruissellement au cours des différentes pluies simulées. La nomenclature RG et RD correspondent respectivement aux eaux de ruissellement récoltées du côté gauche et droit du dispositif. En noir sont présentées les teneurs en nitrates, en bleu les teneurs en ammonium. Les mesures sur les eaux de ruissellement n'ont été faites que deux fois parce que nous n'avons pas pu récolter assez d'eau au cours des autres pluies.

Teneurs en azote minéral des eaux de percolation et de ruissellement								
Mesurées en $mgN_NO_3.L^{-1}$ et $mgN_NH_4.L^{-1}$								
Date	AmG	MiG	AvG	RG	AmD	MiD	AvD	RD
19/03/2019	14,85	8,91	30,28	n.d.	16,06	14,07	7,70	n.d.
	5,30	4,69	3,80	n.d.	6,70	3,43	3,02	n.d.
25/03/2019	n.d.	11,30	13,64	n.d.	n.d.	11,79	13,26	n.d.
	n.d.	1,35	1,55	n.d.	n.d.	0,68	1,25	n.d.
04/04/2019	Mesures en attente							
	n.d.	7,03	7,25	4,32		2,84	7,60	n.d.
08/04/2019	13,14	29,98	38,21	3,16	12,56	21,64	37,56	6,87
	0,10	0,76	0,47	0,39	0,56	0,49	0,61	2,60

Au vu du faible nombre de mesures de nitrates et d'ammonium dans les eaux de drainage, cela n'aurait aucun sens de fournir une valeur moyenne que ce soit par date ou par zone. Les teneurs maximales en ammonium mesurées étaient de $7,6 mgN_NH_4.L^{-1}$, ce qui est assez élevé comparé au seuil de potabilité dans les eaux ($10 mg.L^{-1}$) mais cohérent vis-à-vis d'un apport en fertilisant azoté. Les teneurs maximales en nitrates mesurées étaient de $38,2 mgN_NO_3.L^{-1}$ pour un seuil de potabilité de $50 mgNO_3.L^{-1}$.

Les concentrations en N_2O dissous dans les eaux de ruissellement et de percolation n'ont pas été mesurées suffisamment de fois pour dégager un comportement précis (Table 6). Les concentrations n'ont pu être mesurées qu'une seule fois en amont et que deux fois sur les eaux de ruissellement. A deux reprises, les teneurs mesurées sont légèrement plus importantes dans les eaux récoltées sur le côté gauche du dispositif que sur le côté droit. D'un point de vue global, les teneurs en N_2O dissous

augmentent lentement après chacune des fertilisations. Ces augmentations s’observent sur les eaux de drainage récoltées après une pluie simulée quatre à six jours après la fertilisation. Ces valeurs restent néanmoins faibles et proches de la valeur d’équilibre avec l’air qui est d’environ $0,25 \mu\text{g.l}^{-1}$ pour une température de 20°C et une concentration dans l’air de 330 ppb.

Table. 6. Concentrations en N_2O dissous mesurées dans les eaux de drainage et de ruissellement au cours des différentes pluies.

Concentration en N_2O des eaux de drainage et de ruissellement								
Mesurées en $\mu\text{gN_N}_2\text{O.L}^{-1}$								
	AvD	AvG	MiD	MiG	RD	RG	AmD	AmG
04/04/2019	0,52	0,52	0,48	0,48	0,35	0,44	n.d.	n.d.
08/04/2019	0,67	0,77	0,65	0,69	0,38	0,37	n.d.	n.d.
19/03/2019	0,40	n.d.	0,47	0,65	n.d.	n.d.	0,49	0,49
25/03/2019	0,55	0,61	0,58	0,53	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

4.3. Emissions de gaz

4.3.2. Emissions de N_2O

Des flux de N_2O ont été détectés pour toutes les dates de mesure, (Fig. 17). Tous les flux ont pu être calculés par la méthode HMR de Pedersen et al. (2010), et pour la grande majorité c’est la valeur linéaire qui a été gardée.

- Les flux mesurés en amont et en aval du dispositif ont globalement **la même dynamique pour les deux côtés de la maquette, même si les valeurs des flux sont différentes.**
- Les flux varient de 0 à $180 \text{ gN_N}_2\text{O.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$ sur l’ensemble du suivi. Les flux moyens sur l’ensemble de la maquette sont de $5,3 \text{ gN_N}_2\text{O.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$ durant les périodes de faible émission, $36 \text{ gN_N}_2\text{O.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$ après la deuxième fertilisation puis $20 \text{ gN_N}_2\text{O.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$ en fin de suivi. Les flux augmentent doucement après la première fertilisation et juste après la seconde. Ils augmentent fortement juste après la pluie de 24 mm jusqu’à atteindre en moyenne $82 \text{ gN_N}_2\text{O.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$.
- On observe des hotspots sur les placettes :
 - AmD1 lors du premier pic d’émission avec des flux de $180 \text{ gN_N}_2\text{O.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$.
 - AvG4 lors des deux pics d’émission avec des flux de $175 \text{ gN_N}_2\text{O.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$.
 - AmD3 lors du second pic d’émission avec des flux de $115 \text{ gN_N}_2\text{O.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$.
- Pour chaque placette, les flux augmentent légèrement après la première fertilisation, **puis augmentent fortement après la pluie qui suit la deuxième fertilisation.** En aval, les flux augmentent légèrement après la première pluie mais cette augmentation n’est pas observée en amont.
- **Un deuxième pic d’émission peut être observé à partir de début mai pour l’ensemble des flux émis depuis le cœur du dispositif. Ce pic survient juste après une pluie de 30 minutes simulée le 3 mai et d’intensité 16 mm.h^{-1} . Ce deuxième pic n’est observable sur aucun des flux émis depuis les bords externes du dispositif ce qui traduit clairement un effet bord.**

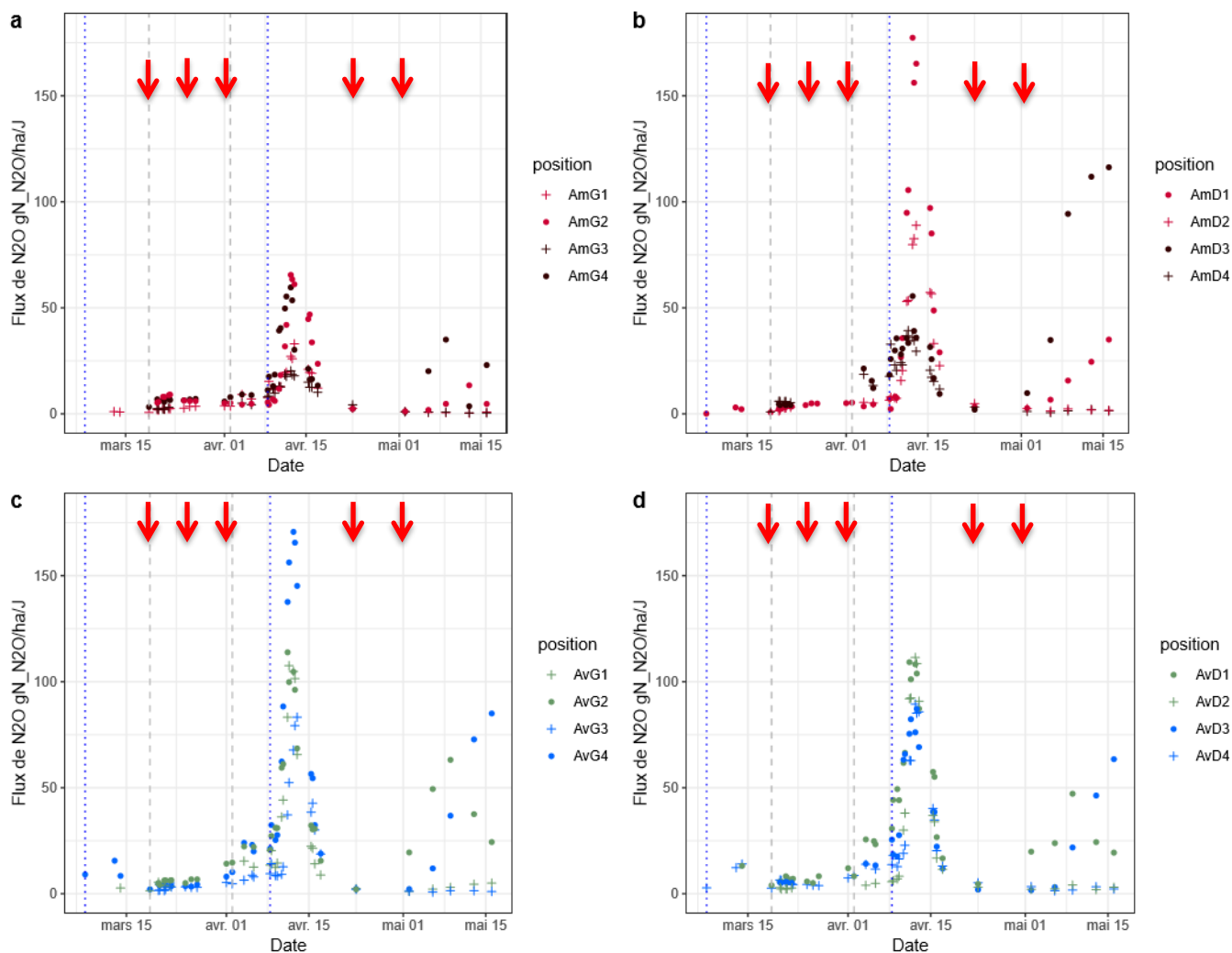


Fig. 17. Evolution des flux de N_2O calculés à partir des concentrations mesurées sur les 16 placettes expérimentales, a) les flux du côté gauche et en amont du dispositif, b) les flux du côté droit et en amont du dispositif, c) les flux du côté gauche et en aval du dispositif et d) les flux du côté droit en en aval du dispositif. Les lignes pointillées en bleu marquent les deux plus grosses pluies et les lignes pointillées en gris marquent les deux fertilisations. Les flèches rouges représentent toutes les autres pluies simulées de 8 mm.

- La variabilité spatiale des émissions de N_2O a été statistiquement testée à l'aide du test de STUDENT. Les flux mesurés sont significativement différents entre le côté gauche (flux moyens de $21 \text{ gN}_2\text{O} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) et le côté droit (flux moyens de $27 \text{ gN}_2\text{O} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) de la maquette ($p = 0,036$). Pour autant, cette différence reste faible d'un point de vue physique. Ces résultats suggèrent une hétérogénéité du comportement hydrique et/ou physico-chimique permettant d'expliquer cette différence entre les deux côtés du bac, et ce malgré des modalités de construction identiques. Ils doivent cependant être lus avec précaution puisque la p-valeur du test statistique est proche du seuil de significativité.
- Les flux mesurés sont en moyenne significativement plus élevés en aval du dispositif** ($p = 0,022$) ce qui suggère un effet pente, bien que cette différence soit moins prononcée du côté droit, notamment pour les flux émis depuis les placettes centrales. Les flux mesurés au cœur du dispositif sont significativement plus élevés que ceux mesurés sur les bords ($p = 3,8 \cdot 10^{-6}$).

L'ensemble de ces résultats suggèrent :

- Un **effet pente** principalement observé sur le côté gauche du dispositif,

- Un **effet bord** observé sur la quasi-totalité des zones d'étude sauf en aval lors du premier pic d'émission,
- Une **variabilité spatiale** significative des émissions de N₂O avec une **activité plus importante pour certaines placettes**.

Les coefficients de variation (CV) journaliers ont été calculés et sont compris entre 29 et 151% pour l'ensemble de la période d'étude. En comparaison, Grossel et al. (2014) ont obtenus des CV pour des flux mesurés au champ sur une parcelle agricole présentant des caractéristiques similaires à notre étude entre 68 et 311%. Il existe donc bien une variabilité spatiale des émissions du sol sur notre maquette mais celle-ci reste assez faible en regard de la variabilité mesurée communément au champ.

4.3.3. Emissions de CO₂

Des flux de CO₂ ont pu être mesurés à toutes les dates de mesures et calculés par la méthode HMR de Pedersen et al. (2010). Pour la grande majorité des flux la valeur linéaire a été gardée. Les flux mesurés sur l'ensemble des placettes expérimentales ont globalement le même comportement, en termes de dynamique temporelle et de valeur des flux (Fig. 18).

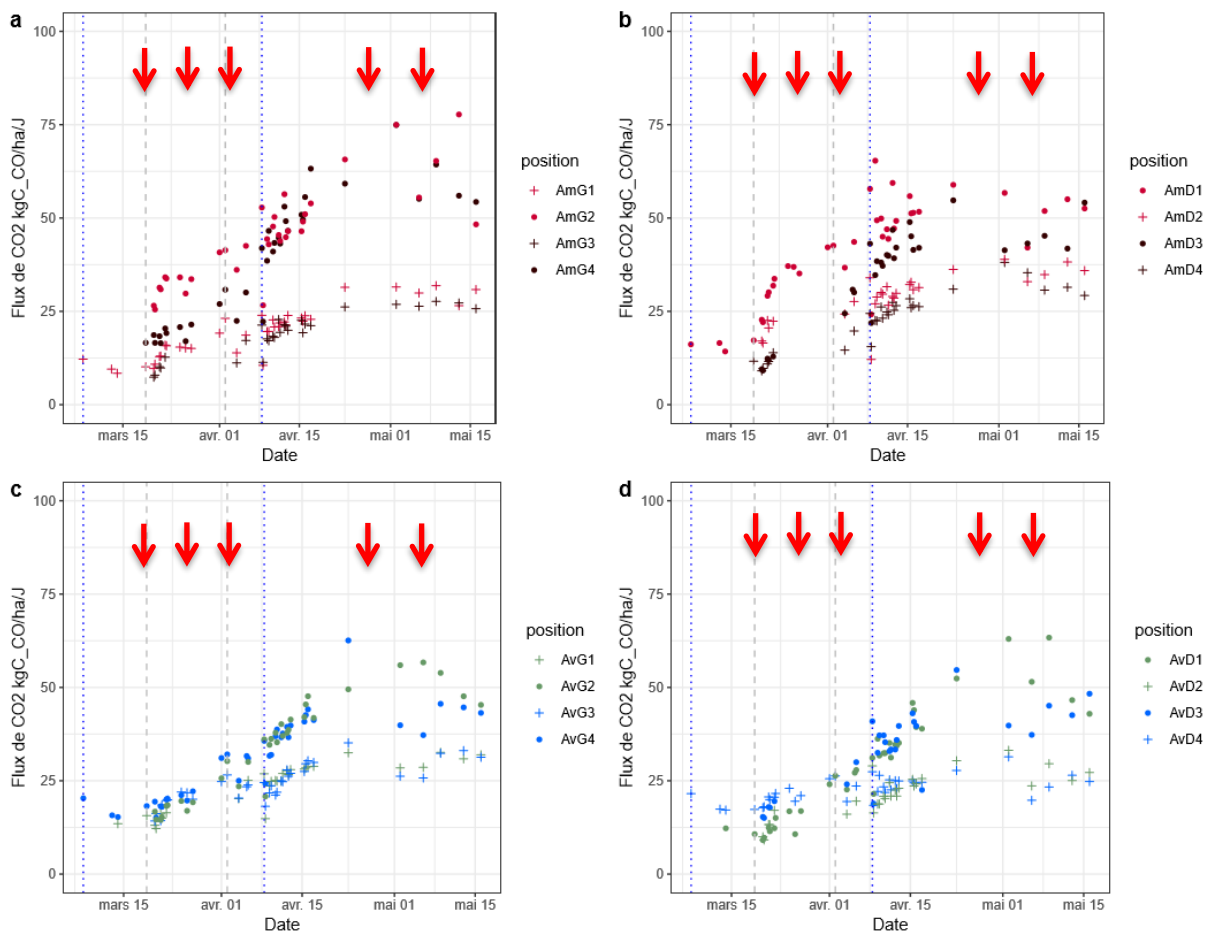


Fig. 18. Evolution des flux de CO₂ calculés à partir des concentrations mesurées sur les 16 placettes expérimentales, a) les flux du côté gauche et en amont du dispositif, b) les flux du côté droit et en amont du dispositif, c) les flux du côté gauche et en aval du dispositif et d) les flux du côté droit en en aval du dispositif. Les lignes pointillées en bleu marquent les deux plus grosses pluies et les lignes pointillées en gris marquent les deux fertilisations. Les flèches rouges représentent toutes les autres pluies simulées de 8 mm.

Les flux sont significativement plus élevés au cœur de la maquette avec une moyenne de 36 KgC_CO₂.ha⁻¹.j⁻¹ que sur les bords du dispositif avec une moyenne de 23 KgC_CO₂.ha⁻¹.J⁻¹ (p < 0,001). La variabilité spatiale du CO₂ met clairement en avant un effet bord. Tous les flux de CO₂ augmentent de manière logarithmique sur l'ensemble de la période d'étude à l'instar de la croissance des plantes (Annexe 6). On peut émettre ici l'hypothèse que le développement racinaire de l'orge a permis d'augmenter la porosité du sol de la maquette permettant au gaz de diffuser plus rapidement vers l'atmosphère (Poinçot, 2019). Cette hypothèse est confortée par le fait que les émissions les plus fortes sont émises depuis le cœur du dispositif là où les plantes se sont le mieux développées. Cependant, c'est au cœur du dispositif que la maquette reçoit le plus d'eau, le plus de lumière et l'on peut envisager que l'activité bactérienne du sol soit plus importante dans cette zone. Des émissions plus fortes au cœur de la maquette pourraient également témoigner d'une respiration des plantes et du sol plus importante associée à une activité bactérienne plus intense. Enfin, il a été observé une diminution des valeurs de flux de CO₂ juste après la pluie du 8 avril, que nous interpréterons comme le résultat d'une accumulation d'eau en surface favorisant la saturation limitant ainsi la diffusion du gaz vers l'atmosphère. Cela implique également que le CO₂ mesuré est en grande partie dû à la respiration du sol.

Discussion

1. Critique du protocole expérimental

1.1. Les conditions environnementales de l'expérimentation

Les conditions expérimentales initialement souhaitées étaient, rappelons-le, une structuration amont/aval de la maquette de sol par la mise en pente du dispositif et permettant de tester cet effet pente déjà observé dans la littérature. Cette **structuration désirée amont/aval** a bien été observée.

En revanche, nous avons également observé une **structuration subie bordure/centre** qui a permis d'engendrer une variabilité non souhaitée sur la maquette de sol avec :

- Plus de pluie sur les placettes centrales que sur les placettes externes (cf. Fig. 9 Partie M&M) ce qui avait déjà été observé par Poinçot (2019) (chapitre 3 Figure 3.3) entraînant des incertitudes sur la variabilité de la pluie à une position de pente donnée du fait qu'aucun pluviomètre n'est placé à l'intérieur du bac ;
- Un éclairage plus important sur les placettes centrales (Annexe 7) ;
- Un effet bord visible sur les résultats de l'expérience par :
 - Une biomasse plus développée sur les placettes centrales AmG2, AmD1, AmG4, AmD3 AvG2 et AvD1 que sur les placettes AmD4, AmG3, AvG1, AvG3, AvG4 et AvD4, principalement localisés sur les bordures du dispositif (Fig. 12) ;
 - Un développement racinaire plus important au milieu de la maquette (Annexe 8) ;
 - Des émissions N₂O et de CO₂ significativement plus importantes sur les placettes centrales que sur les placettes externes (sauf à l'aval du dispositif).

Cette variabilité complexifie l'analyse de nos résultats en rajoutant un niveau de structuration non souhaité au départ. En conséquence, les 4 placettes expérimentales localisées à une même position sur la pente, initialement considérées comme 4 répétitions, ne peuvent pas être analysées comme tel sans tenir compte de cette structuration. Une **nouvelle analyse des données** devrait donc être conduite différemment, en réorganisant l'appariement des placettes expérimentales en fonction de cette structuration.

Ce bilan dressé sur les difficultés rencontrées lors de l'expérimentation nous permet de définir un nouveau protocole pour une expérimentation future :

- Quantifier la pluie réelle sur les bords et au milieu de la maquette de sol ;
- Ajouter des lampes supplémentaires pour homogénéiser l'éclairage et principalement pour apporter plus de lumière sur les placettes externes.

1.2. Le suivi de l'expérimentation

1.2.1. Les mesures sur sols

Travailler sur une maquette de sol revient à **concilier le fait de réaliser des mesures destructives et maintenir la pérennité de l'expérimentation**. Notre travail expérimental, de ce point de vue, se limite dans la réalisation de mesure de la **dynamique de la masse volumique du sol**, les mesures étant trop destructives. Nous avons donc fait des hypothèses sur son évolution au cours du temps, et l'hypothèse de linéarité entre les valeurs initiales et les valeurs finales reste à tester. Ce point est d'autant plus important que les calculs de la teneur en azote minéral et le WFPS reposent sur l'évaluation de la masse volumique. Des **outils de caractérisation non destructifs de la masse volumique** existent. Par exemple, le gamma-densitomètre fournit des valeurs de masse volumique précises mais il est

actuellement interdit d'utilisation par l'Autorité de Sûreté Nucléaire. Une mesure de résistivité électrique permettrait également une évaluation de la masse volumique (Besson et al., 2004) mais un tel suivi est délicat à mettre en œuvre à l'échelle d'une maquette expérimentale de notre envergure.

De même, les **mesures d'azote minéral, destructives, ont été réalisées sur des volumes de petite taille** pour limiter la déstructuration de la maquette, et n'ont pas fait l'objet de répétitions. Les volumes prélevés étaient probablement trop petits pour pouvoir s'affranchir d'une erreur analytique conséquente. En effet, il est tout à fait possible qu'une ou plusieurs de nos mesures aient été réalisées sur ou à proximité d'un granulé en dissolution ce qui aura biaisé la mesure. Certains pics d'azote minéral mesurés pourraient ainsi ne pas être représentatifs du comportement du sol et amener à une sur-interprétation des résultats. Cela met également en avant le fait qu'une fertilisation solide n'est peut-être pas adéquate à une étude dans de telles conditions expérimentales. A notre connaissance, il n'existe pas actuellement d'outil non destructif de mesure de la teneur en azote minéral dans le sol. Les mesures n'ont également pas été réalisées systématiquement au moment des mesures de N₂O, ce qui limite notre capacité à travailler sur un bilan azoté précis.

1.2.2. Mesures sur les eaux et bilan hydrique

Lors des simulations de pluie, nous avons privilégié les mesures en lien avec l'azote (teneurs dans le sol et dans les eaux et émissions de N₂O), **au détriment d'une fine quantification des quantités d'eau percolées et ruisselées**. L'évaluation d'un **bilan hydrique complet** n'est donc pas envisageable. Une des raisons pour laquelle ces quantifications n'ont pas pu être faites est que le protocole mis en œuvre pour la récupération des eaux en sortie du dispositif n'était pas adapté à un comportement aussi drainant. La quantité d'eau percolée en aval de la maquette était plus importante que celle attendue et le nombre d'opérateurs présents était trop faible pour récolter toute l'eau percolée. Pour une expérimentation future, il serait nécessaire d'adapter le protocole expérimental et de faire appel à un plus grand nombre de contributeurs pour mener à bien l'expérimentation les jours de pluie.

2. Fonctionnement du système sol-plante au cours de l'expérimentation

2.1. Structuration du milieu

La diminution de la masse volumique du sol entre le début et la fin de l'expérimentation permet de **confirmer l'effet de l'enracinement et l'effet de l'activité lombricienne pour modifier de façon significative la masse volumique et donc la structure du sol, à la fois en surface et en profondeur**. Cette modification a cependant été très rapide en comparaison avec ce qui est habituellement observé dans la littérature en conditions naturelles : suite à un tassement, on considère qu'il faut de l'ordre de 5 ans pour que l'activité biologique (racine et macrofaune) soit suffisante pour recréer de la porosité en zones tassées. La mise en place d'une culture a donc permis de ne pas subir les problèmes qu'avait subis Poinçot (2019) dans le cadre de ses expérimentations sur sol nu, avec une prise en masse du sol après une forte pluie en lien avec un effet de tassement. La mise en place d'un couvert végétal a permis de limiter la reprise en masse de l'horizon de surface et la formation d'une croûte de battance lors des pluies. Le développement des racines a également permis d'augmenter la porosité du sol favorisant les écoulements hypodermiques et permettant le drainage.

2.2. Dynamique des espèces azotées au cours de l'expérimentation

Les mesures d'azote minéral du sol n'ont pas permis de dégager clairement un comportement spécifique du sol en terme de dynamique d'azote. La représentativité du comportement d'une zone donnée n'étant pas en adéquation avec le dimensionnement de l'échantillonnage. Cependant, à l'exception de quelques points de mesure spécifiques (pic de teneurs en azote), le comportement de l'azote du sol est identique entre amont, milieu et aval. Ces résultats ne corroborent pas l'hypothèse

d'une teneur en azote plus élevée en bas de pente par ruissellement ou écoulement hypodermique comme cela a été observé par d'autres auteurs (Pennock, 1992).

Dans notre cas d'étude il n'a pas été possible de réaliser un bilan des pertes en azote dans les eaux sortant du système.

2.3. Dynamique des flux de gaz

2.3.1 Ordre de grandeur des flux

Pour rappel, les flux mesurés en amont et en aval du dispositif sur les deux côtés de la maquette ont globalement **la même dynamique, même si les valeurs des flux sont différentes.**

Les flux varient entre 0 et 180 $\text{gN_N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ sur l'ensemble du suivi expérimental. Les flux moyens sur l'ensemble de la maquette sont de 5,3 $\text{gN_N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ durant les périodes de faible émission et de 36 $\text{gN_N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ après la deuxième fertilisation. **Les flux augmentent fortement juste après la pluie de 24 mm jusqu'à atteindre en moyenne sur l'ensemble de la maquette 82 $\text{gN_N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$.** Deux pics d'émissions ont été mesurés. **Un premier pic observé pour toutes les placettes après la forte pluie de 24 mm faisant suite à la deuxième fertilisation azotée, un second pic en fin de suivi après une pluie de 8 mm et observé uniquement sur les placettes centrales.**

Les flux mesurés sur la maquette sont globalement faibles en comparaison des flux émis au champ mesurés par Gossel et al. (2014, 2016) (entre 0 et 360 $\text{gN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$), avec des flux moyens de 30 $\text{gN_N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ et un pic d'émission à 157 $\text{gN_N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$) sur une **parcelle agricole non drainée** ayant pour rotation blé d'hiver – orge d'hiver – blé d'hiver et ayant reçu un total de 140 unités de fertilisants azotés. La parcelle étant non drainée, le sol est donc souvent proche de la saturation hydrique, ce qui permet de maintenir dans le temps des conditions favorables à la production de N_2O par dénitrification et favorise les émissions du sol. Par contre, **les flux mesurés sur la maquette sont proches de ceux mesurés au champ sur une parcelle agricole drainée** (flux moyens de 4 et 5 $\text{gN_N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ pour Gossel et al. (2016) 4 à 27 $\text{gN_N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ pour Gu et al. (2011)).

2.3.2 Dynamique des émissions de N_2O

En terme de dynamique des émissions de N_2O , le comportement de la maquette ressemble à ce qui est observé généralement sur le terrain, c'est-à-dire que l'on l'observe **des pics d'émissions qui suivent en général les fertilisations et/ou les pluies, suivis de période d'émission beaucoup plus faibles.**

En effet, Vilain et al. (2010) ont observé que les émissions les plus fortes avaient lieu juste après un épisode de pluie et pour des teneurs en nitrates et en ammonium élevées en raison d'une fertilisation. Ils mettent là en avant **le couplage entre un apport azoté suffisant et un taux d'humidité favorable à la dénitrification pour expliquer l'apparition de flux forts.**

La réponse du N_2O à une forte pluie peut être expliquée par : la mise en place de conditions favorables à la production de N_2O par dénitrification par un taux d'humidité élevé associé à une oxygénation du sol réduite et/ou par une modification des conditions de relargage du gaz après une pluie lors de la désaturation du sol. Li (1992) a démontré que l'arrivée d'une pluie, et notamment d'une pluie longue (travaux réalisés sur un modèle simulant les effets d'une pluie durant entre une et dix heures) permettait d'augmenter le taux de production et d'émission du N_2O et du N_2 du fait de conditions dénitrifiantes favorisées, à la fois dans l'espace mais aussi dans le temps puisqu'une pluie longue permet de maintenir plus longtemps le sol en conditions anaérobies. Zona et al., (2013) ont également observé un pic d'émission de N_2O lors d'un suivi au champ après une forte pluie survenue suite à une période sèche. Le pic d'émission s'est alors produit après l'évènement pluvieux, une fois le niveau de

la nappe abaissé. Zona et al. (2013) traduisent ces observations comme le résultat d'un relargage de gaz, produit et accumulé avant et pendant la pluie, et permis par l'infiltration de l'eau dans le système.

Dans notre cas, les résultats de WFPS montrent qu'en surface et majoritairement en amont le seuil de dénitrification, fixé ici à 0,62 sur la base des travaux d'Hénault et al. (2005), n'est pas fréquemment dépassé voir même atteint. Or, on peut tout de même émettre l'hypothèse que la grande majorité du N₂O mesuré a été produit par dénitrification, notamment du fait que :

- Le seuil fixé ici correspond à une valeur unique et non à une gamme de valeurs ce qui serait plus représentatif des conditions naturelles. En réalité il est admis qu'à partir d'un WFPS de 0,5 la dénitrification apparaît,
- Les valeurs de WFPS ont été calculées à partir des mesures des sondes TDR insérées sur les bords du dispositif, or nous avons observé que la pluviométrie et par conséquent le taux d'humidité était bien plus important sur les placettes centrales,
- Nous avons observé de la mousse sur l'ensemble de la maquette et de la matière organique en décomposition sur les placettes centrales en fin de suivi ce qui témoigne d'un taux d'humidité signifiant et permet de conforter l'idée de conditions favorables à la dénitrification.

2.3.3 Analyse de l'ensemble des effets sur les émissions de N₂O

2.3.3.1. Modélisation

Pour conforter nos hypothèses d'une influence prépondérante des effets de l'humidité de la couche de sol et de la teneur en azote minéral du sol dans les émissions, nous avons réalisé une modélisation par une approche Cubist.

A partir d'un jeu d'apprentissage initial, nous avons d'abord calculé le coefficient de corrélation entre toutes les variables explicatives (Table. 7). Les coefficients de corrélation entre la variable à prédire : « les flux de N₂O » et les variables explicatives² sont les suivants :

Table. 7. Coefficient de corrélation entre les différentes variables explicatives du modèle et la variable à prédire, soit les flux de N₂O. En rouge apparaissent les corrélations les plus importantes.

Coefficient de corrélation entre la variable à prédire et les variables explicatives				
	Hauteur des brins	Masse volumique en surface	Masse volumique en profondeur	Azote minéral en surface
N ₂ O	0,29	-0,25	-0,23	0,25
	Azote minéral en profondeur	CO ₂	WFPS en surface	WFPS en profondeur
N ₂ O	0,24	0,3	0,32	0,38

Les valeurs de WFPS mesurées en surface (12 cm) et en profondeur (24 cm) sont les plus corrélées aux flux de N₂O (corrélations positives). Ces résultats sont en accord avec ceux de Grossel et al., (2014) qui ont mesuré des corrélations significatives entre les flux de N₂O, le WFPS, et les teneurs en nitrates.

Le coefficient de corrélation entre les teneurs en azote du sol et les émissions de N₂O est assez faible. Il est à noter que les teneurs en azote minéral ici correspondent à la somme des teneurs en nitrates et

² Le pH n'ayant pas évolué significativement au cours de l'expérimentation, nous l'avons exclu de notre analyse.

ammonium mesurées sur la maquette. Ce résultat est en accord avec les travaux de Vilain et al. (2010) qui n'ont observé de corrélation significative entre ces deux variables que pour des teneurs en azote élevées, et non lorsque celles-ci sont plus faibles.

Le fait que le WFPS soit la variable la plus corrélée aux émissions de N₂O n'implique pas que ce soit la variable qui permette d'expliquer au mieux son comportement pour l'ensemble des cas. Cela ne réfute pas pour autant cette hypothèse. La construction d'un modèle prédictif nous a permis de discuter cette hypothèse (Table 8). Le modèle s'appuie sur 528 lignes de données mais présente 544 cas. Plusieurs valeurs sont donc réparties dans plusieurs nœuds sur la base de règles de décision différentes, ce qui diminue la performance du modèle.

Table. 8. Caractéristiques et résultats principaux du modèle de prédiction testés sur notre jeu d'apprentissage.

Paramètres	Modèle														
Variables explicatives utilisées	Hauteur des tiges, masse volumique de surface, teneur en azote minéral en surface et en profondeur, WFPS en surface et en profondeur.														
Coefficient de corrélation de validation interne	0,96														
Erreur moyenne sur les flux	5,3 gN_N ₂ O.ha ⁻¹ .j ⁻¹														
Nombre de règles de décision établies	23														
Poids des variables dans les règles de séparation (S) et de régression (R)	<table border="1"> <thead> <tr> <th>S</th> <th>R</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>85%</td> <td>75% Azote min profondeur</td> </tr> <tr> <td>72%</td> <td>54% hauteur tiges</td> </tr> <tr> <td>30%</td> <td>43% masse volumique</td> </tr> <tr> <td>29%</td> <td>82% WFPS profondeur</td> </tr> <tr> <td>27%</td> <td>42% WFPS</td> </tr> <tr> <td>24%</td> <td>56% Azote min</td> </tr> </tbody> </table>	S	R	85%	75% Azote min profondeur	72%	54% hauteur tiges	30%	43% masse volumique	29%	82% WFPS profondeur	27%	42% WFPS	24%	56% Azote min
S	R														
85%	75% Azote min profondeur														
72%	54% hauteur tiges														
30%	43% masse volumique														
29%	82% WFPS profondeur														
27%	42% WFPS														
24%	56% Azote min														

Cependant, les résultats obtenus permettent de mettre en avant les points suivants :

- Le coefficient de corrélation de la validation interne (comparaisons entre les valeurs observées du jeu d'apprentissage et les valeurs prédites par le modèle pour ce même jeu de données) implique que le modèle arrive bien à prédire le comportement des flux de N₂O à partir des règles établies (Fig. 19).
- L'erreur moyenne sur les flux est de 5,3 gN_N₂O.ha⁻¹.j⁻¹, ce qui correspond à des valeurs de flux faibles, comparables à celles observées en début de suivi, et nettement inférieures aux flux les plus intenses relevés sur la maquette (moyenne de 82 gN_N₂O.ha⁻¹.j⁻¹). Cela implique que le modèle arrive bien à prédire les flux les plus importants : hotspots et hotmoments mais parvient plus difficilement à prédire les flux faibles (Fig. 19).
- Le grand nombre de règles impliqué dans le modèle met cependant en avant le risque d'un sur-ajustement des données.

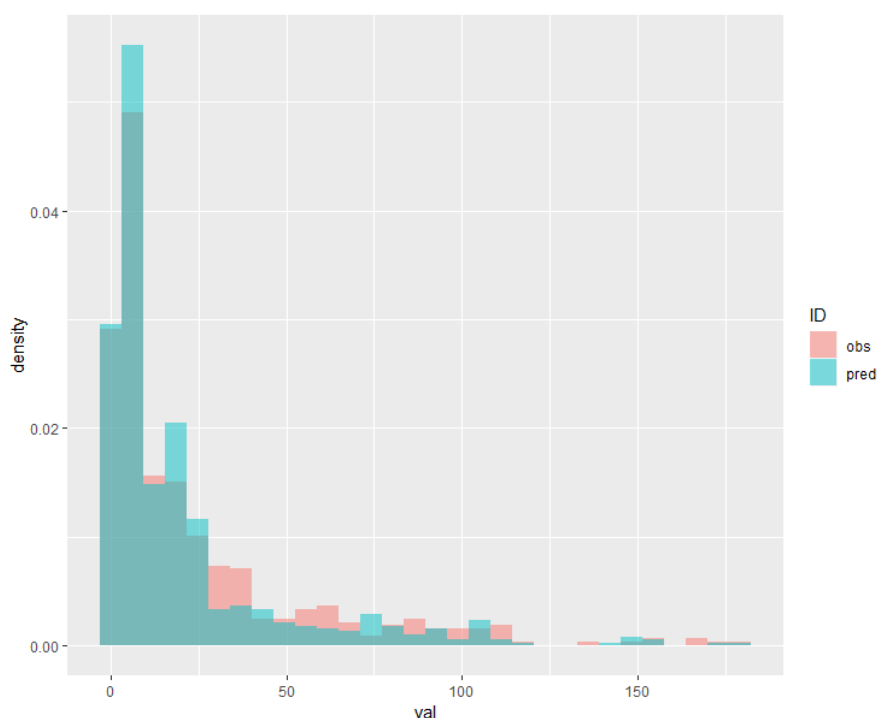


Fig. 19. Fréquence de distribution des valeurs prédites par le modèle et des valeurs observées concernant les flux de N₂O.

Le modèle de prédiction fait intervenir la teneur en azote minéral mesurée en profondeur comme variable principale. Elle intervient dans 85% des conditions de séparation. La deuxième variable explicative est la hauteur des tiges qui intervient dans 72%. Du fait de la grande quantité de règles de décision établie il n’y a pas de valeur clef qui ressorte permettant de séparer clairement les flux forts et les flux faibles. Cependant une valeur seuil est utilisée dans 75% des règles de séparation, il s’agit d’une teneur en azote du sol mesurée en profondeur et fixée à 35 KgN.ha⁻¹. Bien que peu présentes dans les règles de séparation, **les valeurs de WFPS en profondeur sont celles présentant le poids le plus important dans les régressions dans lesquelles elles interviennent.** D’après ce modèle, il semble que les conditions de profondeur expliquent le mieux les flux de N₂O.

Ce modèle de prédiction nous a permis de mettre en avant les points suivants :

- 1) L’importance des **fertilisations et de la teneur en azote du sol** pour séparer les différentes valeurs de flux mesurées, en émettant l’hypothèse que ces variables soient celles permettant d’expliquer le mieux la variabilité des émissions de N₂O.

Si l’on se base sur ces résultats on peut formuler l’hypothèse que le pic d’émission de N₂O survenu après la première fertilisation et directement après la pluie du 8 avril peut être en partie expliqué par une augmentation du WFPS sur l’ensemble des placettes de mesure au-delà du seuil de dénitrification, favorisant ainsi l’activité bactérienne dénitrifiante responsable de la production de N₂O (Poinçot, 2019 ; Grossel et al., 2014). Ces résultats confirment l’hypothèse que l’apport de substrat azoté associé à une augmentation du taux d’humidité du sol constituerait la combinaison la plus favorable aux émissions de N₂O.

Cette hypothèse est cohérente avec les travaux de modélisation d’Hénault et al (2005) qui mettent en avant la combinaison d’un WFPS permettant la dénitrification et une teneur en nitrates élevée après une fertilisation pour expliquer l’apparition de pics d’émission (flux simulés) et avec nos précédentes observations.

- 2) L’importance du rôle des **couches profondes de la maquette** : les variables qui permettent le plus d’expliquer le comportement du N₂O ou qui ont le plus de poids dans les règles de décision

sont celles mesurées en profondeur. Le N₂O serait produit en profondeur puis transporté vers la surface ce qui souligne l'importance de la structure du sol à la fois en profondeur et en surface, en écho aux conclusions de Poinçot, (2019).

- 3) La validité du modèle concernant la prédiction des flux les plus importants et a contrario sa difficulté à prédire les flux les plus faibles.
- 4) L'importance de la **croissance des plantes** qui implique également le développement des racines dans le sol ce qui favorise le développement du réseau poral, et diminue la masse volumique du sol. Il est possible que la variable « hauteur des brins », qui intervient dans de nombreuses conditions dans chacun des modèles, masque en partie le rôle de la masse volumique du sol pour expliquer la variabilité du N₂O.

2.3.3.2. Effets spatiaux Amont/Aval

Pour chaque pluie simulée, **la quantité d'eau drainée par le système en aval était bien supérieure à la quantité d'eau drainée en amont** (de l'ordre de 3 à 5 fois supérieure) et nous avons régulièrement observé du ruissellement de surface, bien qu'en quantité beaucoup plus faible que les quantités d'eau percolées. Ces observations sont bien en faveur d'un fonctionnement hydrique contrôlé par la topographie. Ces observations mettent également en avant le rôle positif de la mise en place d'un couvert végétal pour limiter le ruissellement et par conséquent l'érosion du sol (Leguédou, 2003). La quantité d'eau ruisselée à la surface de la maquette de sol étudiée ici était d'ailleurs bien plus faible que celle observée lors des expérimentations de Poinçot (2019) (observations qualitatives) sur la maquette en sol nu en pente. Nous faisons donc l'hypothèse que les quantités d'eau percolées en aval plus élevées qu'en amont sont dues principalement à des écoulements hypodermiques dans le sol de la maquette.

Par ailleurs, nous avons mesuré des **émissions faiblement mais significativement plus élevées en aval** du dispositif sur l'ensemble du suivi. Nous émettrons l'hypothèse que le WFPS a dû favoriser la dénitrification en bas de pente du fait d'une accumulation d'eau dans cette zone en raison de ces écoulements hypodermiques. Ces hypothèses sont confirmées par les travaux de Vilain et al. (2010) et Yates et al. (2006) qui ont mis en évidence un effet de la pente sur les émissions de N₂O en lien avec le facteur hydrique. Yates et al. (2006) ont observé une nette corrélation entre les valeurs extrêmes (flux forts) de N₂O et la topographie où les flux les plus forts étaient associés aux zones de bas de pente et aux dépressions topographiques. La présence d'une pente permet une accumulation d'eau et d'azote en bas de pente. Ces conditions favorisent la dénitrification ce qui implique que les émissions sont plus fortes en aval d'une pente. **Notre étude en conditions contrôlées a donc permis d'observer cet effet pente en lien avec la dynamique hydrique** déjà observé dans la littérature mais pas systématiquement (Gu et al., 2011) du fait de la complexité des processus en jeu. Il s'agissait là d'un de nos objectifs initiaux.

2.3.3.2. Effets spatiaux Bords/Centre

Nous avons également mesuré une **différence significative d'émissions entre le centre et les bords de la maquette de sol**. Cette différence est liée à la variabilité de la luminosité et des pluies (récapitulatif schématique présenté en Annexe 11). En particulier, le deuxième pic d'émission de N₂O mesuré en fin de suivi pour les placettes centrales est concomitant d'un taux d'humidité élevé, favorable à la production de N₂O par dénitrification (Hénault et al., 2005 ; Freibauer et Kaltschmit., 2003), et d'une activité microbiologique intense, confirmée par la présence de pourriture blanche et de matière organique en décomposition retrouvées à la base de ces placettes en fin de suivi (observations qualitatives). L'état structural du sol, probablement plus aéré au niveau des placettes centrales, là où les plantes se sont le plus développées, a pu contribuer également à une diffusion plus rapide du gaz dans le sol.

Pour progresser dans l'interprétation de ces résultats, il serait intéressant de poursuivre l'analyse en séparant le premier pic de N₂O (pour lequel le ruissellement et les écoulements hypodermiques ont été le plus nettement observés sur les eaux ruisselées et percolées, et donc pour lequel il peut y avoir un effet de pente) et le second, dominé par l'effet de bord.

3. Comparaison de cette expérimentation avec les expérimentations antérieures sur maquette

Il s'agit ici de comparer nos résultats avec ceux de Poinçot (2019), qui a réalisé deux expérimentations antérieures à la nôtre, l'une sur un sol nu sans pente, l'autre sur un sol nu avec pente et, dans les 2 cas sans fertilisation.

3.1. Comparaison avec les expérimentations sur le sol à plat :

Poinçot (2019) a observé pour les flux les plus élevés des émissions comprises entre 50 et 200 gN.ha⁻¹.j⁻¹ pour un sol non fertilisé et sans pente. Les flux de N₂O mesurés par Poinçot (2019) sur le dispositif à plat sont en cohérence pour la plupart avec la dynamique hydrique observée. Pour les mesures d'émission à plat, les valeurs de flux étaient significativement différentes entre les zones où l'eau s'est le plus accumulée en surface et de reste de la maquette. Ces zones regroupaient les conditions les plus favorables à une forte activité dénitrifiante.

En revanche la dynamique des flux pour cette expérimentation à plat est différente de celle observée dans notre étude et en conditions réelles en champ : les flux ont augmenté après la pluie pour atteindre un plateau avec des valeurs moyennes de flux très élevées. Il n'y a pas eu de pics d'émission à proprement parler. De fortes teneurs en azote minéral ont été mesurées en fin de suivi alors que le sol n'avait pas été fertilisé : l'azote a dû être produit par minéralisation de l'azote organique du sol, à cause de conditions favorables (sol déstructuré, humidité et température élevées et stables).

3.2. Comparaison avec les expérimentations sur le sol en pente :

Les flux mesurés par Poinçot (2019) sur le dispositif de sol nu en pente sont bien plus faibles que ceux mesurés dans notre étude (flux détectés compris entre 5,7 et 19 gN.ha⁻¹.j⁻¹), et sont significativement plus faibles que ceux mesurés lors de ses expérimentations à plat. Les flux étaient significativement plus élevés pour les zones non tassées et étaient significativement plus élevés en amont lorsque seules les zones non tassées étaient prises en compte. Cependant, ces différences de flux sur la maquette en sol nu n'ont pas permis de mettre en avant un effet pente, contrairement à notre expérimentation, et n'ont pas permis non plus de mettre en avant le rôle de l'état de tassement pour expliquer la variabilité des émissions du sol. Poinçot (2019) énonce alors que d'autres variables que le tassement du sol ont joué un rôle non négligeable dans la variabilité des émissions du sol.

Dans l'expérimentation de Poinçot (2019) les teneurs en azote minéral ont continuellement augmenté après la mise en pente du dispositif, l'hypothèse d'une forte minéralisation sur le sol de la maquette a été proposée. Au final, les teneurs en azote minéral observées par Poinçot (2019) même sur son dispositif en pente, sont significativement plus élevées que celles mesurées sur notre dispositif.

Enfin, Poinçot (2019) a observé une structuration horizontale de la première couche de sol, peu favorable à la diffusion, ce qui a pu entraîner une augmentation de la réduction du N₂O en N₂.

3.3. Notre expérimentation sur le sol en pente avec présence d'une culture :

Les mesures de masse volumique réalisées sur l'ensemble du dispositif étaient toutes plus faibles en fin d'expérimentation que celles mesurées juste après la construction de la maquette. Cette diminution de masse volumique, associée au développement racinaire de l'orge et à l'activité

lombricienne a permis de maintenir un état structural aéré et de limiter la reprise en masse et la formation d'une croûte de battance au cours des pluies. En comparaison avec la maquette de Poinçot (2019) où la masse volumique était plus élevée en fin d'expérimentation qu'au début, notre expérimentation avec une plante s'est révélée propice à maintenir un état structural proche de la réalité.

Nous émettons l'hypothèse que le sol de la maquette, non tassé, et potentiellement associé à une porosité importante, est caractérisé par un coefficient de diffusion élevé permettant au N_2O produit dans les microsites dénitrifiants de diffuser rapidement dans le profil de sol et s'échapper dans l'atmosphère. De plus, la mise en place d'une culture permet d'apporter de la matière organique au sol. Un apport en carbone organique permet d'augmenter la capacité des micro-organismes à réduire le N_2O en N_2 (Hénault et al., 2001). On peut envisager que la culture d'orge mise en place sur la maquette ait joué un rôle non négligeable sur la réduction et, *in fine*, le taux d'émissions du N_2O . Les travaux de Perez-Garcia et al., (2017) confirment cette hypothèse. Ils mettent notamment en avant le rôle du ratio entre carbone organique dissous et azote du sol et le rôle de la teneur en nitrites sur le métabolisme des bactéries dénitrifiantes permettant la production et l'accumulation de N_2O . Leurs travaux ont pu souligner qu'en présence de nitrites, une teneur en carbone organique faible implique une réduction de la quantité de donneurs d'électrons nécessaire à la réduction complète des oxydes d'azote, impliquant une dénitrification incomplète ce qui favorise l'accumulation de N_2O . La quantité de N_2 produit par réduction de N_2O selon cette réaction pourrait aussi être favorisée par un apport en ammonium (Hénault et al., 2005). Cependant, le pH du sol très acide ne favorise pas la réduction jusqu'au N_2 . En effet le pH joue sur les processus de production du N_2O . Šlmek, M., & Cooper, J. E. (2002) soulignent qu'en dessous d'un pH de 6,5 la chaîne de dénitrification n'est pas complète et ne va pas jusqu'à la formation de N_2 , augmentant ainsi le taux de N_2O produit. Il est donc impossible ici de conclure sur la réduction du N_2O en N_2 : Des mesures de capacité du sol à effectuer cette réduction (paramètre r_{max} , Hénault et al., 2005) sont nécessaires. Cependant, dans le temps du stage, il n'a pas été possible de caractériser finement les paramètres physico-chimiques du sol comme la teneur en carbone organique, le potentiel d'oxydo-réduction, le paramètre R_{max} caractérisant la capacité du milieu à réduire le N_2O et N_2 , etc.

Hénault et al., (2005) mettent en avant l'importance de caractériser le taux de réduction du N_2O et N_2 pour estimer finement la variabilité des émissions du sol notamment par la mesure du paramètre R_{max} mais également l'importance de tenir compte de la part de N_2O produit par nitrification et réduit en N_2 par dénitrification.

Des mesures de conductivité hydraulique à saturation et proche de la saturation ont été réalisées en fin de suivi à l'aide d'un infiltromètre à disque (Annexe 12). Les résultats n'ont pas pu être traités finement mais suggèrent un rôle important du premier cm de sol (notamment recouvert de mousse) pour le comportement drainant de la maquette. Ce travail pourra donc faire l'objet d'une étude plus poussée notamment sur l'importance de caractériser finement le rôle de l'état structural du sol dans le comportement de la maquette. Pour caractériser finement cet état structural il serait intéressant de poursuivre l'analyse de la microstructure du sol par une imagerie 3D (par Tomographie à rayons X). Des cylindres de sol ont en effet été prélevés dans cette optique mais cette analyse n'a pas pu être terminée dans le temps du stage (Annexe 13).

Conclusions et perspectives

Ce travail de recherche consistait à élaborer une maquette de sol de 10 m² placée sous un simulateur de pluie (conditions de pluie contrôlées) et à étudier la variabilité spatio-temporelle des émissions de N₂O en lien avec le fonctionnement hydrique du sol sur cette maquette. Ce travail exploratoire faisait suite aux travaux de Poinçot (2019) sur le rôle de l'état de tassement du sol sur les émissions de N₂O sur une maquette de sol nu laissée à plat puis mise en pente. Cette étude ayant montré une prise en masse du sol après une pluie intense, son protocole expérimental a été adapté pour se rapprocher de la situation réelle d'un champ par la mise en place d'une culture d'orge permettant de structurer le sol par le développement des racines. Nous avons donc choisi de travailler avec (i) un sol au départ homogène afin de limiter la variabilité spatiale des émissions de N₂O observée au champ, (ii) la présence d'une culture fertilisée et (iii) un système en pente permettant les écoulements latéraux.

Le sol utilisé a été prélevé sur une parcelle agricole non drainée du Faux-Perche. Une saison culturale a été simulée avec 2 fertilisations et 7 simulations de pluie. Un suivi des émissions de N₂O a été mis en place entre le 8 mars et le 16 mai 2019 sur seize placettes expérimentales réparties sur la maquette de sol en 4 lignes perpendiculaires à la pente. En parallèle, nous avons mesuré en amont, milieu et aval du dispositif la teneur en eau volumique du sol à l'aide six sondes TDR, les teneurs en nitrates et en ammonium par des prélèvements ponctuels de sol, les teneurs en azote minéral et N₂O dissous dans les eaux de ruissellement et de percolation récoltées lors de chaque pluie. Enfin, à la fin de l'expérimentation, des mesures de masse volumique ont été réalisées sur chaque placette expérimentale et des mesures de pH ont été réalisées en cinq points du dispositif. Une difficulté majeure dans le cadre de ce travail exploratoire réside dans le fait que pour pouvoir caractériser finement le comportement de la maquette de sol il est nécessaire de mesurer les variables d'intérêt pour chaque placette expérimentale à une résolution temporelle fine. Or ces mesures sont destructives et il est parfois difficile de réaliser un bon compromis.

La relation entre les émissions de N₂O et l'ensemble des variables mesurées sur la maquette de sol a été analysée par une méthode d'apprentissage automatique. Pour cela, nous avons utilisé les fonctionnalités du modèle Cubist disponible sur le logiciel R. Comme toutes les variables ne pouvaient pas être mesurées à chaque placette et chaque date, il a fallu interpoler linéairement les données manquantes.

Nous avons mesuré des flux de N₂O compris entre 0 et 180 gN_N₂O.ha⁻¹.j⁻¹ sur l'ensemble de la maquette durant les 70 jours de suivi. Deux pics d'émissions ont été observés. Un premier pic après une forte pluie de 90 minutes et d'intensité 16 mm.h⁻¹ appliquée cinq jours après la deuxième fertilisation azotée. Ce pic a été observé pour chaque placette de mesure. Un second pic d'émission mesuré en fin de suivi à la suite d'une pluie de 30 minutes et de même intensité, en moyenne plus faible que le premier et observé uniquement sur les placettes centrales. Les flux de N₂O sont en moyenne de 5,3 gN_N₂O.ha⁻¹.j⁻¹ durant les périodes de faible émission, de 36 gN_N₂O.ha⁻¹.j⁻¹ après la deuxième fertilisation puis de 20 gN_N₂O.ha⁻¹.j⁻¹ en fin de suivi. Les flux augmentent doucement après la première fertilisation et juste après la seconde. Ils augmentent fortement juste après la pluie de 24 mm jusqu'à atteindre en moyenne 82 gN_N₂O.ha⁻¹.j⁻¹.

Ces valeurs sont cohérentes avec les émissions observées au champ sur ce type de sol mais sont plus faibles que celles mesurées sur des parcelles agricoles non drainées en provenance du même site, et que celles mesurées sur la maquette sans pente non fertilisée, dans le cadre des expérimentations de Poinçot (2019). La maquette de sol reproduit donc correctement le comportement d'une parcelle drainée. Les coefficients de variation journaliers compris entre 29 et 151% sont un également peu plus faibles que ceux mesurés au champ en situation drainée. Nous avons donc atteint l'objectif qui était

de limiter la variabilité spatiale pour pouvoir distinguer des effets de transferts spatiaux comme le ruissellement.

Le premier pic d'émission de N_2O a été associé à la combinaison d'un WFPS favorable à la dénitrification et d'une disponibilité en substrats azotés importante due à la fertilisation. Ces hypothèses ont été confirmées par le travail de modélisation. Le deuxième pic d'émission, uniquement observé sur les placettes centrales, a été associé à un taux d'humidité suffisamment élevée pour engendrer une production de N_2O par dénitrification. La présence de matière organique en décomposition à la base des placettes les plus émettrices, et nos observations de terrain témoignant d'une pluviométrie plus importante sur ces placettes nous ont permis de confirmer l'hypothèse d'un taux d'humidité favorables aux conditions dénitrifiantes comme facteur explicatif des flux forts mesurés en fin de suivi.

Les flux sont en moyenne significativement plus élevés en aval du dispositif, zone caractérisée par des valeurs de WFPS également plus élevées. Ces résultats ont permis de mettre en avant un contrôle de la topographie sur les processus hydriques et donc sur la répartition des zones anaérobies favorables à la production de N_2O par dénitrification. Les mesures d'azote minéral du sol n'ont pas clairement mis en avant cet effet pente. En revanche, les mesures réalisées en profondeur et dans les eaux récoltées par les préleveurs ont permis de mettre en évidence le comportement drainant du dispositif. L'effet pente a cependant bien été observé de façon qualitative par les écoulements d'eau en sortie des préleveurs significativement plus élevés en aval du dispositif qu'en amont : un faible ruissellement de surface a été observé et nous faisons l'hypothèse de transferts hydriques latéraux par écoulements hypodermiques.

La mise en place d'une culture d'orge a permis de structurer le sol et de limiter son tassement et sa reprise en masse lors des simulations de pluie. Le développement racinaire a permis d'augmenter la porosité du sol et de diminuer sa masse volumique. Nous faisons l'hypothèse que cette augmentation de la porosité a été associée à une augmentation de la connectivité du réseau poral permettant au gaz produit dans le sol de diffuser rapidement vers la surface. Cette caractéristique structurale a été suggérée pour expliquer en partie que nos flux de N_2O étaient plus élevés que ceux mesurés par Poinçot (2019) au niveau de zones tassées. Des cylindres de sol non perturbés, prélevés sur la maquette en fin d'expérimentation, ont été passés en tomographie à rayons X à la fin du stage. Leur analyse quantitative permettra de valider ou d'invalider nos hypothèses sur une forte connectivité du réseau poral. Le travail de modélisation par apprentissage automatique a montré que les variables mesurées en profondeur étaient les plus importantes pour expliquer la variabilité du N_2O . Il est ainsi possible qu'une partie du N_2O ait été produit en profondeur, en lien avec des teneurs en azote et un taux d'humidité favorables à la dénitrification, puis transporté vers la surface du fait d'un coefficient de diffusion rapide obtenu grâce à la connectivité porale créée par les racines.

Etudiés séparément, les deux côtés droit et gauche de la maquette expérimentale montrent un comportement statistiquement significativement différent en termes de flux moyen, mais aussi vis-à-vis des teneurs en nitrates et ammonium mesurées en surface. Cependant, les différences de valeurs moyennes ($4 \text{ gN-N}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$) sont peu significatives sur le plan physique. En revanche, malgré des modalités de construction identiques et nos conditions contrôlées, la maquette présente une hétérogénéité qui se traduit par un « effet de bord » : la pluviométrie et la luminosité sont plus importantes au cœur de la maquette que sur les bords latéraux ce qui a permis aux plantes de se développer bien mieux au niveau des placettes centrales. Cette hétérogénéité a en partie contrôlé les flux de N_2O , ce qui a complexifié l'analyse des interactions entre facteurs à l'origine des émissions de N_2O . En particulier, il ne nous a pas été possible d'isoler l'effet pente autant que ce qui était attendu. Des lampes supplémentaires pourraient aisément corriger ce manque de luminosité en bordure du

dispositif. De plus, il serait pertinent de réaliser de nouvelles mesures de pluviométrie pour chaque placette expérimentale afin de caractériser finement la répartition des pluies.

La maquette expérimentale a bien permis de simuler le fonctionnement hydrique d'un sol cultivé mis en pente, et relativement drainant. Les émissions de N_2O mesurées sont bien reliées à ce fonctionnement hydrique avec des pics qui surviennent après les pluies les plus intenses et des flux en moyenne plus élevés en aval.

Pour aller plus loin sur la compréhension du fonctionnement drainant de la maquette de sol, il faudrait réaliser un bilan hydrique complet permettant d'évaluer les pertes en eaux, en carbone organique dissous et en azote minéral dissous. Des analyses supplémentaires ont permis de mettre en avant une différence de comportement drainant entre les premiers cm de sol, recouverts de mousse en fin de suivi, et le sol plus en profondeur. Le rôle de cette fine couche de surface pourrait être étudiée par une analyse d'images obtenues par tomographie à rayons X (non traitée dans ce manuscrit). Une perspective serait également d'installer des capteurs d'humidité au niveau des placettes centrales pour pouvoir mesurer l'effet de la variabilité spatiale des pluies simulées. Enfin, nous conseillons de réaliser une analyse des conditions microbiologiques du sol de la maquette avec une mesure de l'activité dénitrifiante du sol, une mesure du taux de réduction du N_2O en N_2 , et un suivi du fonctionnement du système sol-eau-plante avec une mesure de la consommation de l'azote par les plantes.

Références bibliographiques

Articles, livres et thèses :

- Baggs, E. M., 2008. A review of stable isotope techniques for N₂O source partitioning in soils : recent progress, remaining challenges and future considerations. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 22, 1664-1672.
- Besson A., Cousin I., Richard G. & Boizard H., 2004. Structural heterogeneity characterization of the soil tilled layers by a 2D electrical resistivity prospecting. *Soil and Tillage Research*, 79, 239-249.
- Cataldo, D.A., Haroon, M., Schrader, L.E. & Youngs, V.L., 1975. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 6, 71-80.
- Cavigelli, M. A. & Robertson, G. P., 2000. The functional significance of denitrifier community composition in a terrestrial ecosystem. *Ecology*, 81, 1402-1414.
- 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.
- 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.
- Conrad, R., 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiological Reviews*, 60, 609-+.
- Davidson, E.A., Keller, M., Erickson, H.E., Verchot, L.V. & Veldkamp, E., 2000. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *Bioscience*, 50, 667-680.
- Firestone, M. K. & Davidson, E. A., 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*, 47, 7-21.
- Fowler, D., Pilegaard, K., Sutton, M. A., Ambus, P., Raivonen, M., Duyzer, J., Simpson, D., Fagerli, H., Fuzzi, S., Schjoerrings, J. K., Granier, C., Neftel, A., Isaksen, I. S. A., Laj, P., Maione, M., Monks, P. S., Burkhardt, J., Daemmgen, U., Neiryck, 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.
- Freibauer, A. & Kaltschmitt, M., 2003. Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and sub-boreal agricultural mineral soils in Europe. *Biogeochemistry*, 63, 93-115.
- Friedman, J. H. & Meulman, J. J., 2003. Multiple additive regression trees with application in epidemiology. *Statistics in Medicine*, 22, 1365-1381.
- Grinand, C., Arrouays, D., Laroche, B. & Martin, M. P., 2008. Extrapolating regional soil landscapes from an existing soil map : Sampling intensity, validation procedures, and integration of spatial context. *Geoderma*, 143, 180-190.

- 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.
- 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., Chèneby, D., Heurlier, K., Garrido, F., Perez, S. & Germon, J. C., 2001. Laboratory kinetics of soil denitrification are useful to discriminate soils with potentially high levels of N₂O emission on the field scale. *Agronomie*, 21, 713-723.
- 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.
- 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.
- IPCC, 2018. *Global warming of 1.5°C- Summary for Policymakers*. Working Groups I, II and III (Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H. O., Roberts, D., Skea, J., Shukla)
- Kuzyakov, Y. & Blagodatskaya, E., 2015. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. *Soil Biology and Biochemistry*, 83, 184-199.
- Lacoste, M., 2009. *Cartographie numérique du matériau parental des sols de Bretagne : Apprentissage à partir de données ponctuelles en vue d'une prédiction régionale*. Thèse de doctorat. Ecole Nationale d'Ingénieurs des Travaux Agricoles de Bordeaux. Rennes. France. 122p.
- Leguédois, S., 2003. *Mécanismes de l'érosion diffuse des sols : modélisation du transfert et de l'évolution granulométrique des fragments de terre érodés*. Thèse de doctorat de l'Université d'Orléans. Orléans. France. 156 p.
- Li, C., Frohling, S. & Frohling, 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.
- 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.
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T. & Zhanz, 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.
- Nelson, D.W., 1983. Determination of ammonium in KCl extracts of soil by the salicylate method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 14, 1051-1062.
- Parkin, T.B., 1987. Soil Microsites as a Source of Denitrification Variability. *Soil Science Society of America Journal*, 51.
- 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.
- Pennock, D., Van Kessel, C., Farrell, R., Sutherland, R., 1992. Landscape-scale variations in denitrification. *Soil Science Society of America Journal*, 56, 770-776.
- Perez-Garcia, O., Mankelov, C., Chandran, K., Villas-Boas, S. G., & Singhal, N., 2017. Modulation of nitrous oxide (N₂O) accumulation by primary metabolites in denitrifying cultures adapting to changes in environmental C and N. *Environmental science & technology*, 51, 13678-13688.
- Philippot, L., & Germon, J.C., 2005. Contribution of bacteria to initial input and cycling of nitrogen in soils. In *Microorganisms in soils: roles in genesis and functions*. Springer, Berlin, Heidelberg. 159-176.
- Philippot, L., Hallin, S. & Schloter, M., 2007. Ecology of Denitrifying Prokaryotes in Agricultural Soil. *Advances in Agronomy*. Academic Press.
- Poinçot, F., 2019. *Le contrôle des émissions de N₂O par l'état structural des sols*. Thèse de doctorat de l'Université d'Orléans. Orléans. France. 206 p.
- Quinlan, J. R., 1992. Learning with continuous classes. In 5th Australian joint conference on artificial intelligence, 92, 343-348.
- Quinlan, J.R., 1993. Combining instance-based and model-based learning. *Proceedings of the Tenth International Conference on Machine Learning*, 236-243.
- Rabot E., Cousin I., & Hénault C., 2015. A modeling approach of the relationship between nitrous oxide fluxes from soils and the water-filled pore space. *Biogeochemistry*, 122(2), 395-408, DOI 10.1007/s10533-014-0048-1.
- 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.
- 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.

- 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.
- Vilain, G., Garnier, J., Tallec, G. & Cellier, P., 2010. Effect of slope position and land use on nitrous oxide emissions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150, 1192-1202.
- Yates, T.T., Si, B.C., Farrell, R.E. & Pennock, D.J., 2006. Probability distribution and spatial dependence of nitrous oxide emission : temporal change in hummocky terrain. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 753-762.
- Zona, D., Janssens, I. A., Gioli, B., Jungkunst, H. F., Serrano, M. C. & Ceulemans, R., 2013. N₂O fluxes of a bio-energy poplar plantation during a two years rotation period. *Global Change Biology Bioenergy*, 5, 536-547.

Sites web et logiciels :

- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Max Kuhn and Ross Quinlan (2018). Cubist: Rule- And Instance-Based Regression Modeling. R package version 0.2.2. <https://CRAN.R-project.org/package=Cubist>
- Loi de Beer-Lambert : site visité le 21 août 2019. <https://www.lachimie.fr/definitions/beer-lambert.php>
- Fonctionnement et historique de l'INRA, site consulté le 10 juillet 2019, dernière mise à jour le 17 juin 2019. https://fr.wikipedia.org/wiki/Institut_national_de_la_recherche_agronomique
- SiteWeb de l'INRA, consulté le 10 juillet 2019. www.inra.fr
- Fonctionnement du spectromètre laser SPIRIT. <https://www.lpc2e.cnrs.fr/activites-techniques/instrumentation/sol-ballon-avion/projets/spirit/>
- Equation théorique du calcul de flux de N₂O à partir de la mesure de concentration dans la chambre, site visité le 26 août 2019. <https://inra-dam-front-resources-cdn.brainsonic.com/ressources/afile/263157-52e82-resource-journee-qualiagro-atelier-4.html>

Analyse réflexive sur le travail réalisé au sein de l'entreprise

Mon stage consistait en un travail de recherche permettant (i) de répondre à une étude sur le comportement du N₂O et proposée dans le cadre du projet HYDROGES et (ii) de développer un outil de laboratoire expérimental utilisable pour les travaux de recherche à venir et développé dans le cadre du programme PIVOTS.

En ce sens, nous pouvons considérer que le travail réalisé a permis de répondre à ces deux objectifs. En effet, le travail expérimental que j'ai réalisé a permis de montrer que :

- La maquette de sol reproduisait le comportement d'un champ cultivé et peut donc être utilisée pour reproduire des conditions de terrain et étudier le comportement d'une parcelle agricole.
- L'expérimentation en conditions semi-contrôlées permettait de faire avancer la connaissance que nous avons sur le comportement du N₂O en pouvant tester différents scénarios et en isolant les effets d'intérêt comme l'effet pente.

Je perçois ce stage comme une véritable insertion professionnelle à la fois dans le monde de la recherche comme dans le monde de l'entreprise. Mon stage faisait partie intégrante du projet HYDROGES pour lequel d'autres expérimentations avaient déjà été réalisées à l'INRA. Ce travail consistait donc en une véritable collaboration entre tous les agents acteurs de ce projet. J'ai vécu ce travail de recherche comme une mission de six mois permettant de participer aux objectifs de développement de la recherche et d'innovation de l'UR SOLS en lien avec les enjeux environnementaux d'aujourd'hui.

J'ai d'ailleurs participé à plusieurs réunions d'équipe et pris part aux décisions expérimentales concernant le développement des travaux de recherche sur la maquette. J'ai donc pu avoir un regard à la fois sur les enjeux liés à la recherche mais aussi sur les problématiques techniques et budgétaires imputées au développement de tels projets.

Au cours de ces six mois de stage j'ai pu acquérir et développer des compétences à la fois techniques et méthodologiques comme :

- La construction d'une maquette expérimentale de sol cultivé : avec le travail manuel du sol, le semis, la fertilisation, l'observation quotidienne des plantes, etc.
- Prendre part aux décisions concernant la répartition des placettes et des zones de prélèvements, des simulations de pluies (durée et intensité), etc.

Ce stage m'a également permis d'acquérir et de développer des compétences en :

- Modélisation et programmation notamment grâce à une formation R à laquelle j'ai participé
- Analyse critique de résultats et d'un protocole exploratoire
- Capacité de rédaction
- Connaissance en agronomie par le biais d'une formation à laquelle j'ai participé
- Travail d'équipe au sein d'un projet inséré dans une démarche d'innovation plus grande

Il m'a de plus permis de valoriser les compétences acquises au cours de ma formation universitaire qui sont :

- La prise de décision et l'application directe
- L'application de techniques analytiques de laboratoire (extraction de sol, analyses en colorimétrie, préparation de réactifs chimiques, etc.)
- Le traitement de la donnée

- L'application des techniques de terrain (prélèvements de sol à l'aide d'une tarière, mesures de masse volumique, mesure des émissions de gaz par la méthode des chambres, etc.)
- La méthodologie de la recherche, acquisition, analyse et discussion des résultats
- La gestion d'un projet avec la mise en place d'un calendrier de travail

Grâce à une véritable intégration de la part de l'unité de recherche mais aussi grâce à la dynamique d'échange entre l'UR SOLS et l'unité INFOSOL j'ai pu participer pleinement à la vie de l'entreprise et m'épanouir dans un cadre social qui favorise la bonne humeur et la collaboration.

Enfin, ce stage m'a permis de m'épanouir professionnellement et m'a permis de confirmer mon envie de poursuivre dans la recherche. Ce travail sera donc poursuivi par un CDD de deux mois permettant de continuer à travailler sur les données obtenues en vue d'une publication scientifique.

ANNEXE 1 – Les processus à l'origine des émissions de N₂O

Le protoxyde d'Azote est produit principalement depuis les sols par les processus de dénitrification en conditions anaérobies (contributeur majeur selon Pennock, 1992) et par les processus de nitrification en conditions oxygénées (Hénault et al., 2005 ; Freibauer et al., 2003 ; Baggs et al., 2008). La nitrification correspond à une oxydation en chaîne de l'ammoniac (NH₃) en nitrates (NO₃⁻) en passant par la formation d'hydroxylamine et de nitrite (Baggs, 2008). Ce processus fait intervenir deux réactions distinctes en conditions aérobies. La première réaction est appelée nitrification et est catalysée par deux enzymes qui sont l'ammoniac mono-oxygénase et l'hydroxylamine oxydoréductase. La seconde réaction, appelée nitratisation, est catalysée par la nitrite oxydoréductase. La nitrification fait intervenir principalement des bactéries et des archées qui utilisent les composés azotés comme donneurs d'électrons (Poinçot, 2019). Au cours de cette réaction, du N₂O peut alors être produit et s'échapper vers la surface. Ce phénomène peut être amplifié lorsque les conditions naturelles ne favorisent pas la formation de nitrates mais favorisent au contraire l'arrêt de la chaîne d'oxydation en faveur d'une production de N₂O, notamment lorsque le taux d'oxygène est limitant (Freibauer et Kaltschmitt, 2003 ; Firestone et Davidson, 1989) (Fig. 3). La dénitrification, à l'inverse, est un processus respiratoire réalisé par les bactéries dénitrifiantes en conditions anaérobies ou du moins en milieu appauvri en dioxygène (Poinçot, 2019). Elle constitue une chaîne de réduction des nitrates en nitrites jusqu'à la production de diazote en passant par la production de monoxyde d'azote et de protoxyde d'azote (Baggs, 2008). Ces 4 réactions d'oxydoréduction successives sont catalysées par 4 enzymes spécifiques qui sont la nitrate réductase, la nitrite réductase, l'oxyde nitrique réductase et la protoxyde d'azote réductase. Au cours de ces réactions, les composés azotés jouent le rôle d'accepteur d'électrons et le carbone organique le rôle de donneur d'électrons (Van den Heuvel et al., 2009 ; Poinçot, 2019 ; Cavigelli et Robertson., 2000). Or, si les conditions ne sont également pas favorables à la réduction complète des nitrates, la chaîne « s'arrête » et favorise la production de N₂O (Fig. 3). Ceci se produit principalement pour un niveau d'oxygène élevé.

La production de N₂O est donc très dépendante de la quantité d'azote minéral (nitrate, ammonium et nitrite) disponible. C'est pourquoi la problématique de caractériser les émissions de N₂O devient de plus en plus importante en contexte agricole ou de nombreux fertilisants azotés sont épandus (Hénault et al., 2005) et est donc d'intérêt majeur pour des instituts de recherche comme l'INRA.

Un grand nombre d'études ont été réalisées sur le processus de dénitrification (par exemple, Pennock, 1992 ; Van den Heuvel et al., 2009). Cependant, la complexité des processus en jeu rend difficile la parfaite connaissance du déterminisme des émissions. En effet, même si la dénitrification et en second lieu la nitrification en sont les contributeurs majeurs, il existe d'autres processus moins connus qui peuvent être responsables d'une production de N₂O. Par exemple certaines bactéries nitrifiantes sont capables, dans certaines conditions de réaliser la dénitrification. On appelle ce processus la dénitrification par les nitrifiants (Poinçot, 2019). Ainsi, un changement des conditions aérobies/anaérobies du milieu peut faire intervenir de tous autres mécanismes sans limiter pour autant la production de N₂O, ce qui rend son estimation plus complexe. De la même façon, il existe aussi la nitrification-dénitrification couplée qui implique que des organismes dénitrifiants en anaérobie vont réduire les composés azotés qui avaient été oxydés par des organismes nitrifiants dans des microsites aérobies adjacents (Heil et al., 2016). Il est aussi possible de former du N₂O par chemodénitrification, par réduction dissimilatrice des nitrates en ammonium et par co-dénitrification (Poinçot, 2019). Ces réactions couplées comme la nitrification-dénitrification couplée rendent difficile notre appréhension des produits créés au cours de ces processus et notamment de leur durée de vie.

Par ailleurs, même en ne s'intéressant qu'au processus de dénitrification on constate que la compréhension du système biochimique dans sa globalité est difficile. En effet, il n'existe pas qu'un seul type de bactéries spécifique capable de réaliser la dénitrification. Plus de 60 genres de micro-organismes y parviennent (Conrad, 1996, Philippot et al., 2007). Ajouté à cela, tous les micro-organismes qui entrent en jeu ici ne sont pas capables de réaliser la chaîne de réduction complète ce qui conduit à une accumulation plus importante des composés intermédiaires dont le N_2O . Philippot et Germon (2005) estiment que moins de 5% des bactéries du sol sont capables de réduire le N_2O en N_2 . Cela implique que les probabilités de limiter naturellement les émissions de N_2O se réduisent lorsque le gaz ne reste pas piégé dans le sol mais est rapidement transporté vers l'atmosphère.

ANNEXE 2 - Les acquis de la thèse de F. Poinçot

Notre travail de recherche fait suite aux expérimentations de thèse de Poinçot (2019). Nous détaillons ici plus spécifiquement les objectifs et les conclusions de ses travaux.

L'état structural du sol influence à la fois la dynamique hydrique dans le sol et donc l'apparition de zones d'anoxie, les réactions chimiques du milieu et l'activité microbienne du sol, et joue également sur la croissance racinaire. Expliquer et prédire les émissions de N_2O passe donc par une bonne appréhension de l'évolution de l'état structural du sol.

Les travaux de recherche de Poinçot (2019) consistait donc en (i) une étude du rôle de l'état de tassement du sol sur les émissions de N_2O à une échelle intermédiaire entre le cylindre de sol et la parcelle au champ en utilisant la masse volumique comme indicateur de l'état de tassement, (ii) une représentation de la variabilité des émissions du sol dans un système spatialisé en intégrant le rôle des transferts hydriques à la fois en surface et dans le profil de sol à une résolution temporelle fine et (iii) une modélisation destinée à corroborer certaines hypothèses suggérées par les données expérimentales.

Cette première piste d'étude (i) a donné lieu à deux expérimentations en conditions contrôlées :

- Une expérimentation sur petits bacs de sol reconstitué à différentes masses volumiques de $0,30 \text{ m}^2$ laissés à plats et amenés à la capacité au champ, pour étudier le rôle du tassement du sol sur les émissions de N_2O dans un contexte qui ne permet pas d'écoulements latéraux. Un apport en fertilisant azoté a été réalisé en début d'expérimentation pour être non limitant.

Cette expérimentation a permis de mettre en évidence les points suivants :

- La masse volumique finale, après tassement différentiel, ne permettait pas d'expliquer la variabilité des émissions de N_2O .
 - L'état structural initial du sol a eu un impact important sur les émissions mesurées au cours de l'expérimentation et constitue donc un paramètre essentiel pour étudier ou modéliser la variabilité des émissions du sol.
 - Une même masse volumique peut se référer à différents états structuraux, lorsqu'on utilise du sol reconstitué, il est donc nécessaire de caractériser finement l'état structural du sol et son comportement hydrique en utilisant d'autres indicateurs structuraux tels que la porosité, la connectivité du réseau poral ou sa tortuosité.
 - Cette étude réalisée sur du sol reconstitué sans plantes n'a pas permis de souligner le rôle du tassement du sol sur les émissions de N_2O notamment du fait que la porosité a fortement été impactée par les pluies simulées (prise en masse du sol) et que l'absence de plantes n'a pas permis de maintenir la structure du sol au cours de l'expérimentation.
- Une seconde expérimentation sur une maquette de sol reconstitué de 10 m^2 , découpée selon un différentiel de masse volumique et mise en pente, pour étudier le rôle du tassement sur les émissions de N_2O à une échelle encore jamais étudiée en laboratoire et permettant l'expression des processus spatiaux notamment en utilisant le facteur hydrique, en lien avec l'état structural du sol, comme conditionneur de la variabilité des émissions du sol.

Cette expérimentation a permis de mettre en évidence les points suivants :

- La variabilité du tassement du sol sur le système en pente n'a pas permis d'expliquer la variabilité des émissions de N_2O .

- Deux hypothèses ont été émises pour expliquer les émissions au niveau des zones tassées : (i) les conditions hydriques du sol n'étaient favorables à la dénitrification qu'en surface (ii) les conditions de surface associées à une faible porosité peu connectée impliquent une oxygénation favorable à la production de N_2O qui pourrait être contrebalancée par une disponibilité en substrat limitée et une plus faible diffusion du gaz dans le profil de sol.
- Poinçot (2019) formule également l'hypothèse que les différences d'émission observées sur le dispositif en pente sont dues à la fois à une quantité d'eau plus faible apportée en amont et aux écoulements latéraux qui entraînent un apport d'eau supplémentaire sur les zones non tassées au milieu et en aval. Les émissions du sol seraient donc en grande partie contrôlées par la dynamique hydrique en lien avec la topographie.

Ces expérimentations ont été réalisées sur du sol limoneux en provenance d'un des sites OS² suivi par l'INRA. Les mesures ont toutes été faites sur du sol nu et sous un simulateur de pluie.

Pour confirmer ses résultats, Poinçot (2019) a couplé le modèle NOE développé par Hénault et al. (2005) puis par Rabot et al. (2015) en intégrant la simulation de la dynamique hydrique du sol selon un profil 1D. Le modèle implémenté devient NOE_{PREDIHR} (Production, Equilibre, Diffusion, Hydro, Ruissellement).

Les simulations réalisées par le modèle ont permis de mettre en avant les points suivants :

- Le modèle ne parvient pas à représenter pleinement la variabilité des émissions du sol, du fait qu'il est difficile d'intégrer la variabilité de tous les paramètres physico-chimiques en jeu.
- Les simulations mettent en avant le fait que la masse volumique ne peut pas être utilisée comme seul indicateur de l'état structural. Ainsi, pour appréhender au mieux la variabilité des émissions il est nécessaire de caractériser finement l'état du sol à une haute résolution spatio-temporelle.
- Les résultats des simulations soulignent l'importance du facteur hydrique pour réaliser une simulation spatialisée des émissions de N_2O .
- Les simulations permettent de plus de mettre en avant l'importance du comportement hydrique et structural du sol notamment lors d'évènements pluvieux avec :
 - Un rôle important des premiers cm de sol
 - Un rôle important de la dynamique des pluies, du ruissellement et de la teneur en eau initiale
 - Les zones tassées et peu connectées avec l'atmosphère sont associées à une activité dénitrifiante et une production de N_2O plus importante que dans les zones non tassées, mais également à une diminution de la diffusion du gaz vers l'atmosphère et à une augmentation du taux de réduction du N_2O et N_2 .
 - Les zones non tassées, plus aérées et connectées à l'atmosphère présentent des conditions moins propices à la dénitrification. En revanche, une production de N_2O plus faible et associée principalement aux processus de nitrification sera contrebalancée par une diffusion plus rapide du gaz dans le profil de sol et un taux de réduction en N_2 plus faible, notamment après une pluie courte de faible intensité.
 - Les caractéristiques des évènements pluvieux sont essentielles pour comprendre la variabilité des émissions du sol à court terme. Il est donc nécessaire de réaliser des simulations à une résolution temporelle fine.

ANNEXE 3 – Protocole de mesure de l'azote minéral du sol

Protocole de l'analyse chimique permettant de mesurer les teneurs en nitrates et ammonium du sol, appliqué à des prélèvements répartis en trois répliquas de 8 g.

- 1) Les 8 g de sol sont dissous dans 40 ml de solution de K_2SO_4 qui permet de mettre en solution les formes minérales de l'azote ;
- 2) Après 30 minutes d'agitation, les échantillons sont mis à décanter pendant une heure puis sont ensuite filtrés ;
- 3) Les solutions filtrées sont ensuite dosées par colorimétrie.
 - Pour cela on ajoute deux réactifs différents et on laisse la solution réagir entre l'ajout du réactif 1 (solution à base d'acide salicylique et d'acide sulfurique) et l'ajout du réactif 2 ($NaOH$ concentré à 4 $mol.l^{-1}$).
 - On mesure ensuite l'absorbance de la solution pour une longueur d'onde donnée : 410 nm pour le NO_3^- et 655 nm pour le NH_4^+ et l'on détermine la concentration des éléments d'intérêt à l'aide de la loi de Beer-Lambert.

$$A = \epsilon l C$$

Avec,

- A : absorbance,
- ϵ : le coefficient d'absorption molaire en $L.mol^{-1}.cm^{-1}$
- l : la largeur de cuve en cm,
- c : la concentration de la solution en $mol.l^{-1}$

On mesure également l'absorbance d'une gamme d'étalonnage préalablement préparée (solutions contenant du NH_4^+ et du NO_3^- en quantité connue). Les résultats obtenus nous permettent d'obtenir une droite d'étalonnage dont l'équation de droite est utilisée pour calculer les teneurs en NO_3^- et NH_4^+ en $mg.l^{-1}$ de nos échantillons de sol. Cette valeur peut ensuite être convertie en $mg.g^{-1}$ de sol par en utilisant la mesure de la densité apparente du sol et l'épaisseur de prélèvement.

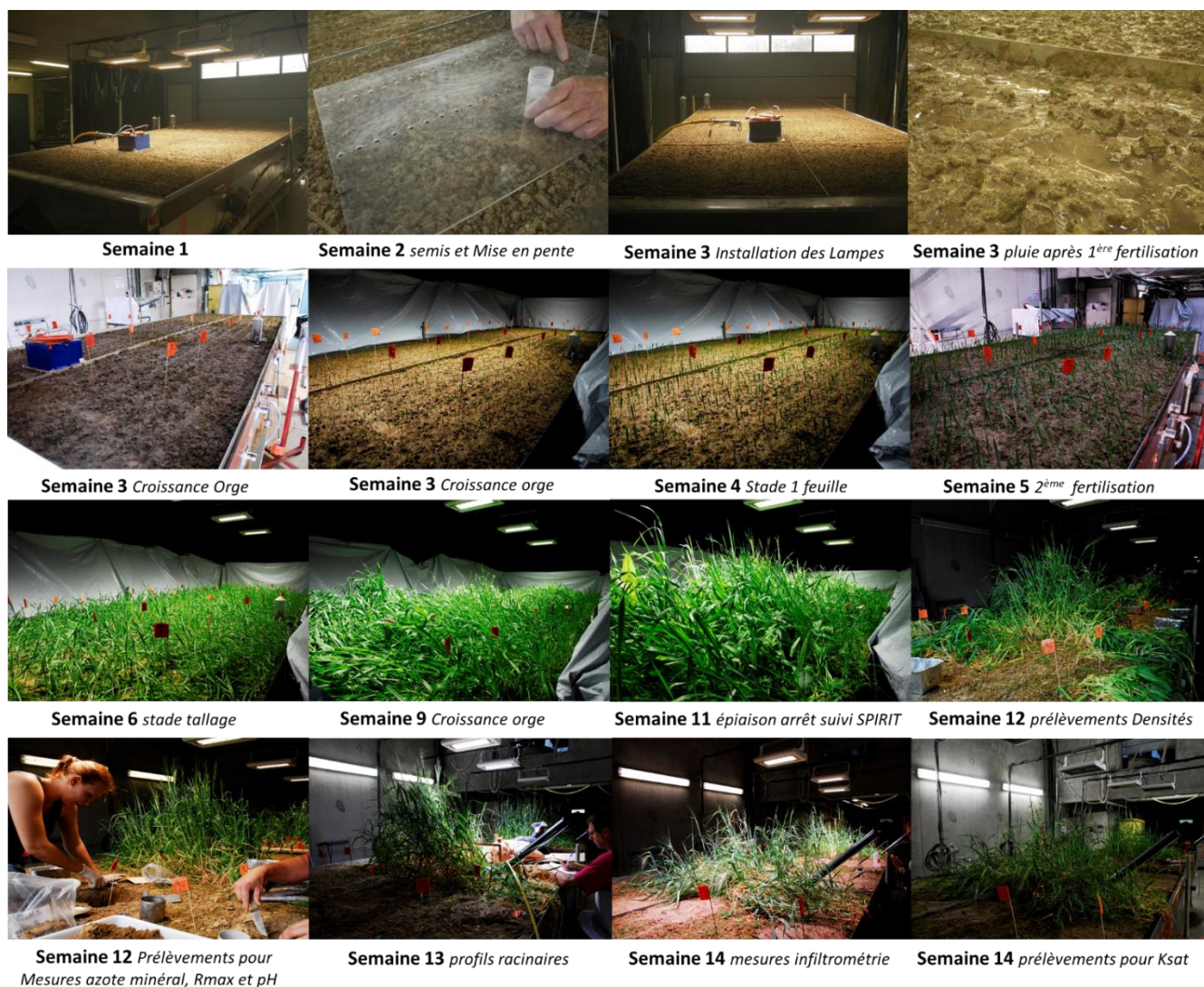
ANNEXE 4 – Protocole de mesure du N₂O dissous dans les eaux

Protocole de mesure chimique du N₂O dissous dans les eaux :

- On met sous vide des fioles à plasma de 150 ml à l'aide d'une pompe à vide et ce pendant 5 minutes (X fioles multipliées par 3 pour obtenir trois répliquas pour chaque prélèvement). Puis on injecte du N₂ dans les flacons pendant 1 minute. Cette opération est répétée trois fois pour diminuer l'erreur sur le prélèvement.
- On pèse ensuite les flacons remplis de N₂.
- On place ensuite une aiguille de type 26G-1, connectée à une seringue de 2,5 ml, dont on a ôté le piston et que l'on a rempli d'eau MilliQ, dans chacun des flacons.
- Puis on ajoute 90 ml d'eau récoltée dans ces flacons à l'aide de seringues de 50 ml tout en laissant les aiguilles remplies d'eau pour que la pression s'équilibre sans qu'il n'y ait de fuite (le gaz en surpression s'échappe en bullant par la seringue).
- On agite ensuite l'ensemble des flacons pendant deux heures sur une table à agitation.
- On pèse ensuite les fioles remplies des 90 ml d'eau.
- Puis on prélève le gaz à l'équilibre dans les fioles à l'aide de seringues de 20 ml et on injecte ce gaz (atmosphère à l'équilibre liquide-gazeux) dans des vials sous vide qui sont ensuite analysés par chromatographie en phase gazeuse (CPG-ECD).

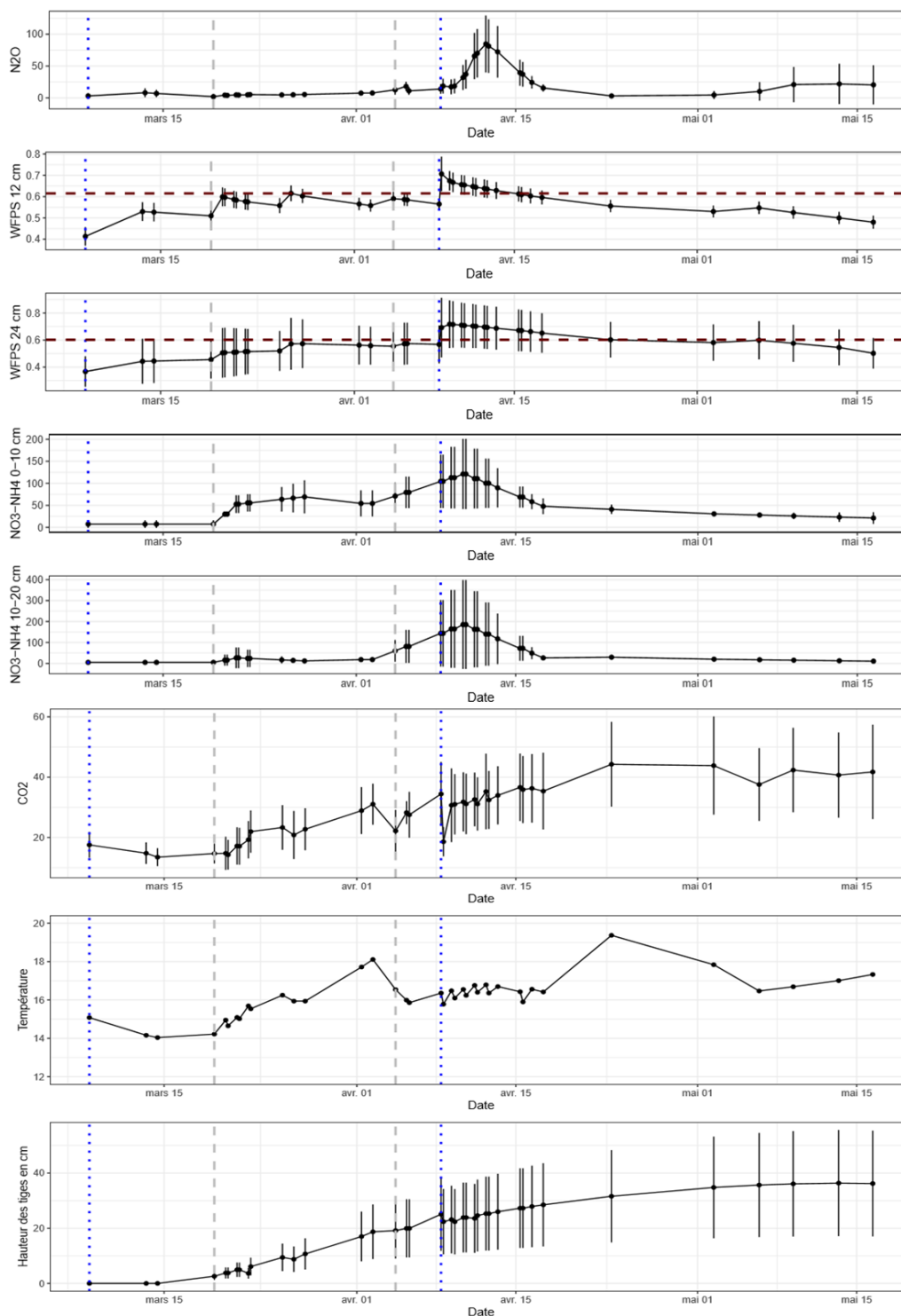
Comme précédemment, une gamme d'étalonnage est à préparer à l'avance et à analyser en CPG. Cette gamme permet de calibrer nos mesures à l'aide de gaz étalons correspondant à un mélange de N₂O dans N₂ aux concentrations suivantes : 400 ppb, 700 ppb, 1000 ppb et 1500 ppb.

ANNEXE 5 – Suivi de la croissance de l'orge



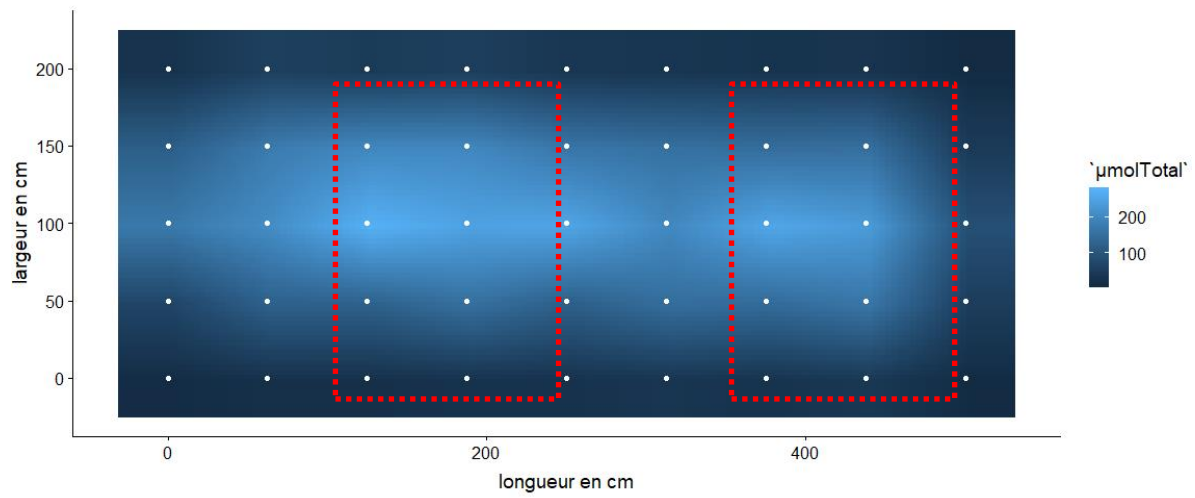
Annexe. 5. Récapitulatif en photographies des différentes étapes de l'expérimentation.

ANNEXE 6 – Fonctionnement global de la maquette de sol



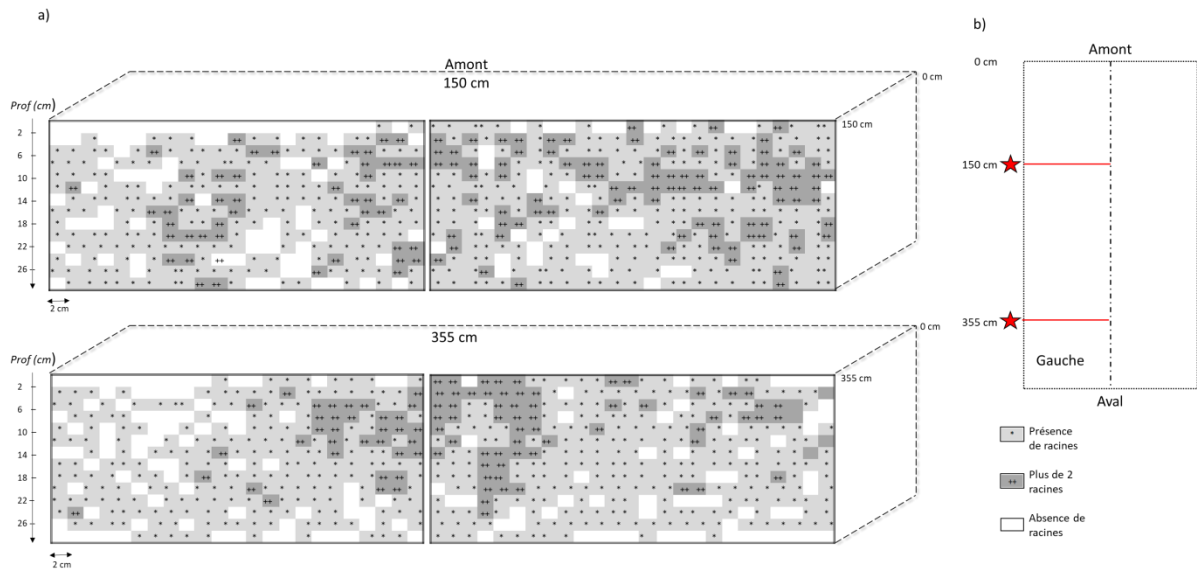
Annexe. 6. Evolution des différents paramètres mesurés au cours de l'expérimentation et moyennés sur l'ensemble des placettes d'étude, a) évolution des flux de N₂O, b) évolution du WFPS à 12 cm de profondeur, c) évolution du WFPS à 24 cm de profondeur, d) évolution de la teneur en azote minéral dans la couche 0-10 cm, e) évolution de la teneur en azote minéral dans la couche 10-20 cm, f) l'évolution des flux moyens de CO₂, g) l'évolution de la température du sol et h) l'évolution de la hauteur moyenne mesurée sur les brins d'orge. Les lignes pointillées en bleu marquent les deux plus grosses pluies, les lignes pointillées en gris marquent les deux fertilisations. Les points noirs représentent les moyennes arithmétiques des différentes variables d'intérêt. Les barres noires correspondent à l'écart-type associé, traduisant ici la dispersion statistique des valeurs.

ANNEXE 7 – Distribution de la luminosité sur la maquette de sol



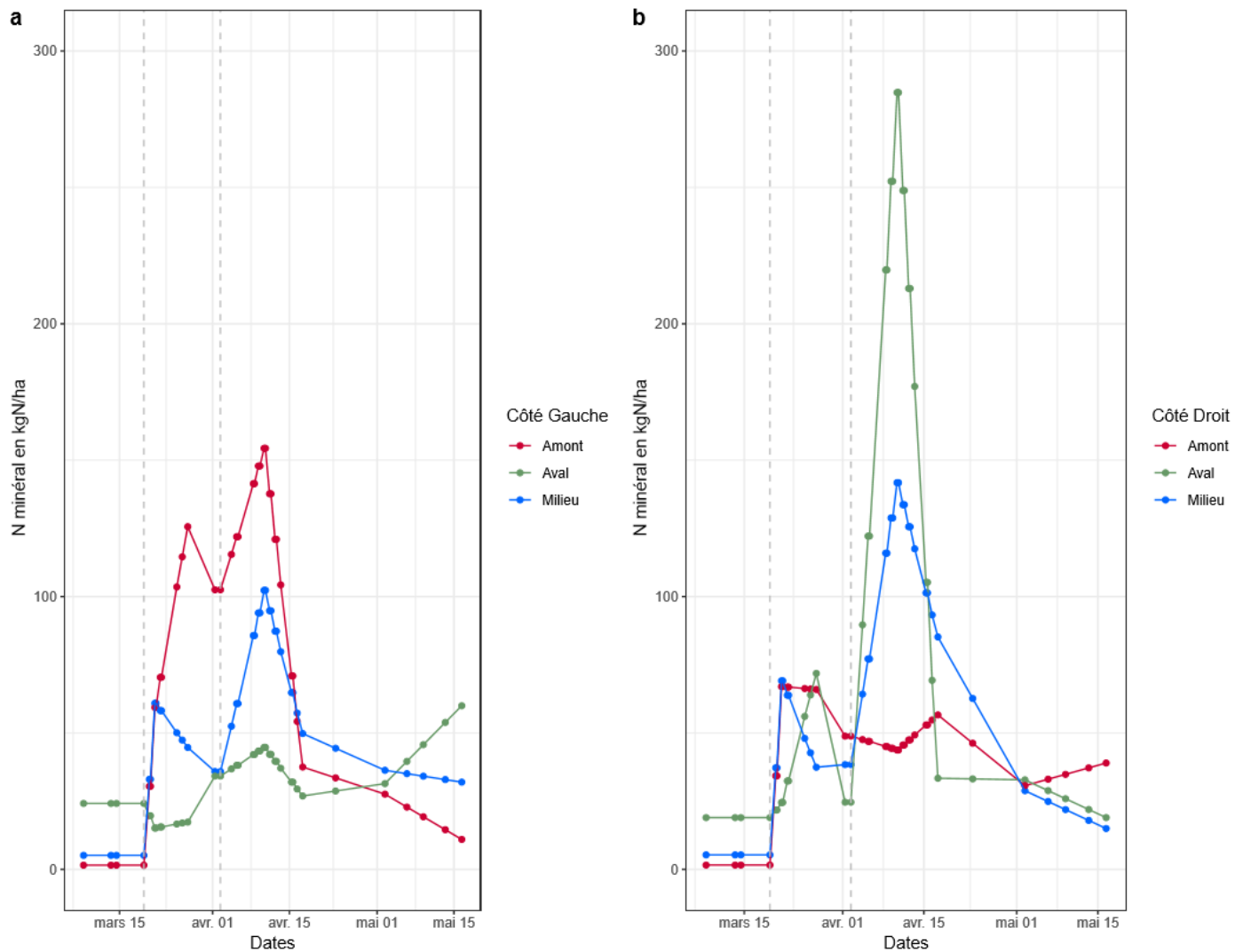
Annexe. 7. Carte de répartition de la lumière mesurée en chaque point du dispositif. L'intensité lumineuse est évaluée par la densité de flux de photons photosynthétiques mesurée en $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Les deux encadrés en rouge marquent les deux zones de plus forte luminosité.

ANNEXE 8 – Profils racinaires réalisés en fin d'expérimentation



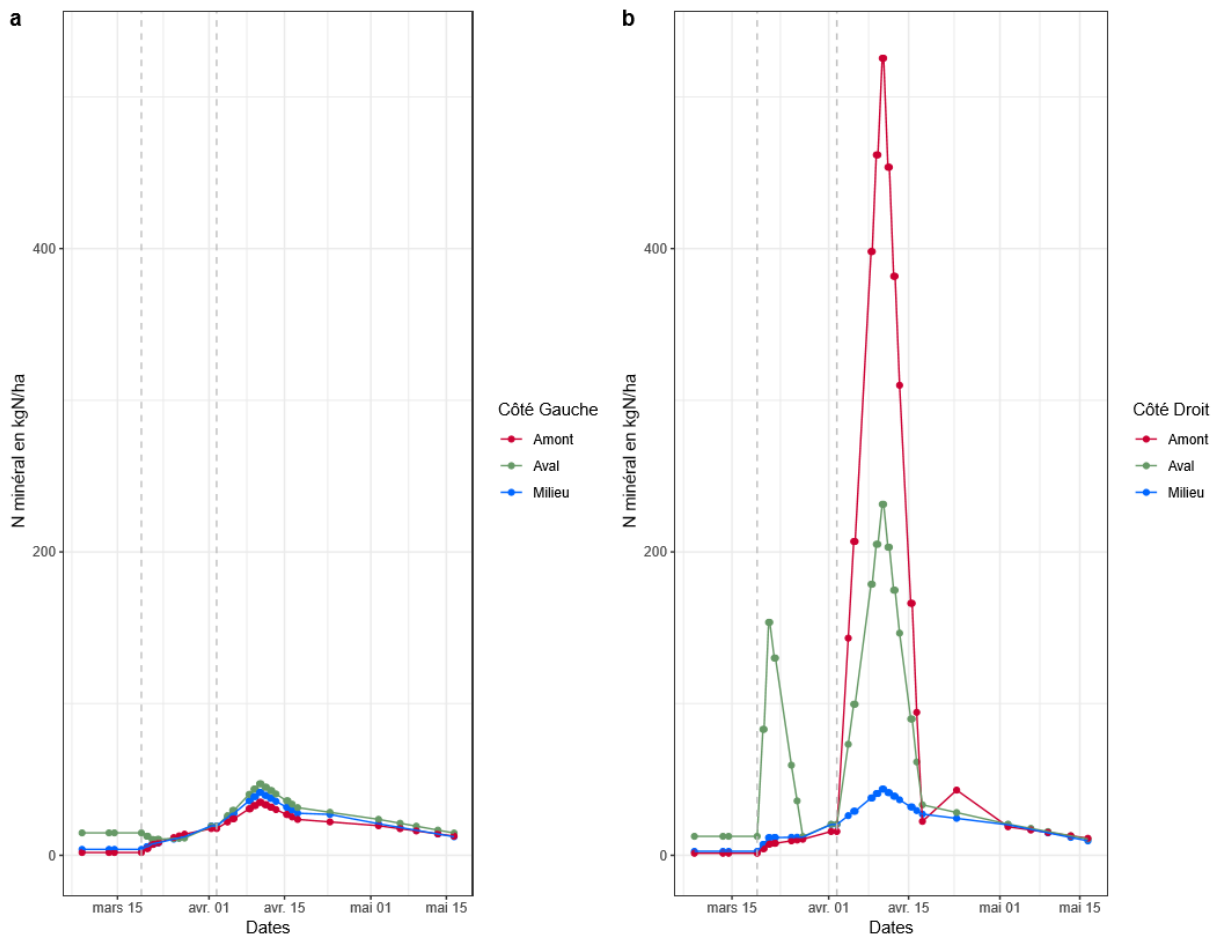
Annexe. 8. Profils racinaires réalisés en fin d'expérimentation sur le côté gauche de la maquette, en amont et en aval avec a) les deux profils racinaires et b) la position des deux profils sur la maquette expérimentale.

ANNEXE 9 – Teneurs en azote minéral du sol de la couche 0-10 cm (nitrates + ammonium) interpolées sur toutes les dates de mesure de gaz.



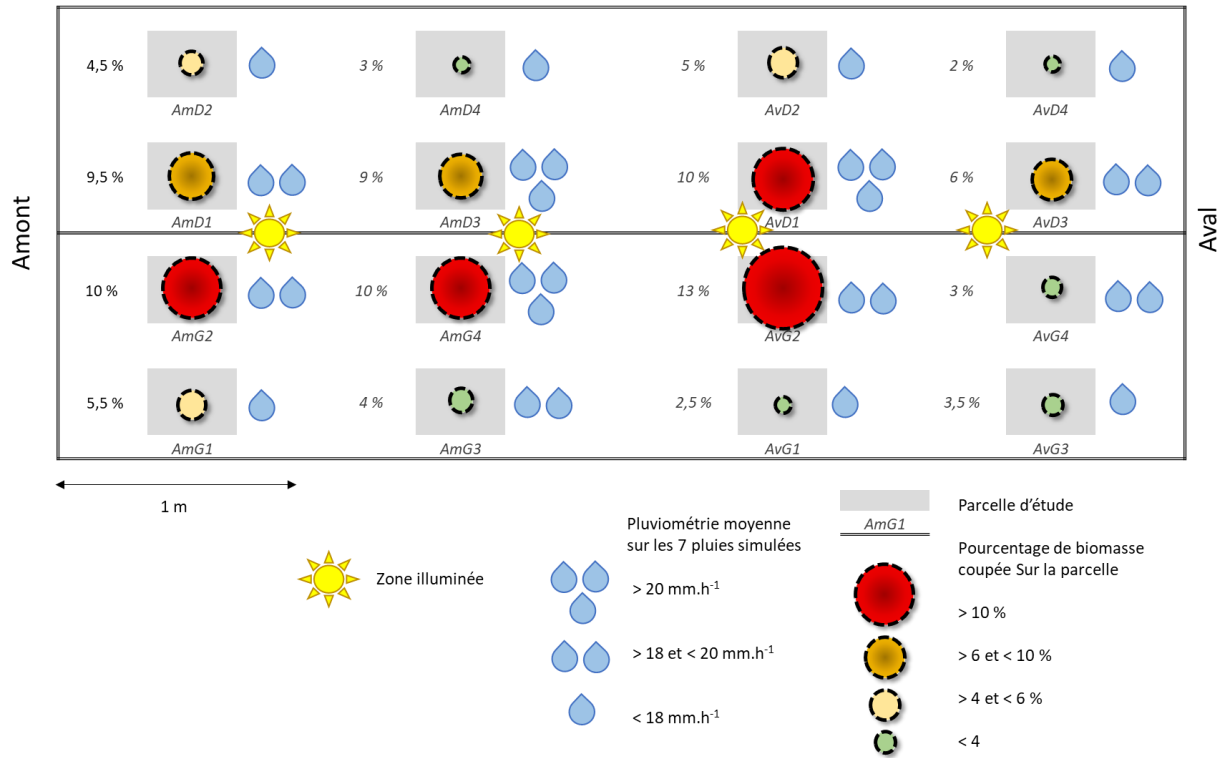
Annexe. 9. Evolution des teneurs en azote minéral du sol INTERPOLEES en amont, milieu et aval du dispositif sur la couche 0-10 cm, sur l'ensemble de la période d'étude ; avec a) teneurs en azote des placettes situées du côté gauche du dispositif et b) teneurs en azote des placettes situées du côté droit du dispositif. L'azote minéral ici regroupe nitrate et ammonium. Les deux droites verticales en pointillé représentent les deux fertilisations.

ANNEXE 10 –Teneurs en azote minéral du sol de la couche 10-20 cm (nitrates + ammonium) interpolées sur toutes les dates de mesure de gaz.



Annexe. 10. Evolution des teneurs en azote minéral du sol INTERPOLEES en amont, milieu et aval du dispositif sur la couche 10-20 cm, sur l'ensemble de la période d'étude ; avec a) teneurs en azote des placettes situées du côté gauche du dispositif et b) teneurs en azote des placettes situées du côté droit du dispositif. L'azote minéral ici regroupe nitrate et ammonium. Les deux droites verticales en pointillé représentent les deux fertilisations.

ANNEXE – 11 : Récapitulatif des résultats et des estimations de pluviométrie, luminosité et croissance végétale sur la maquette de sol

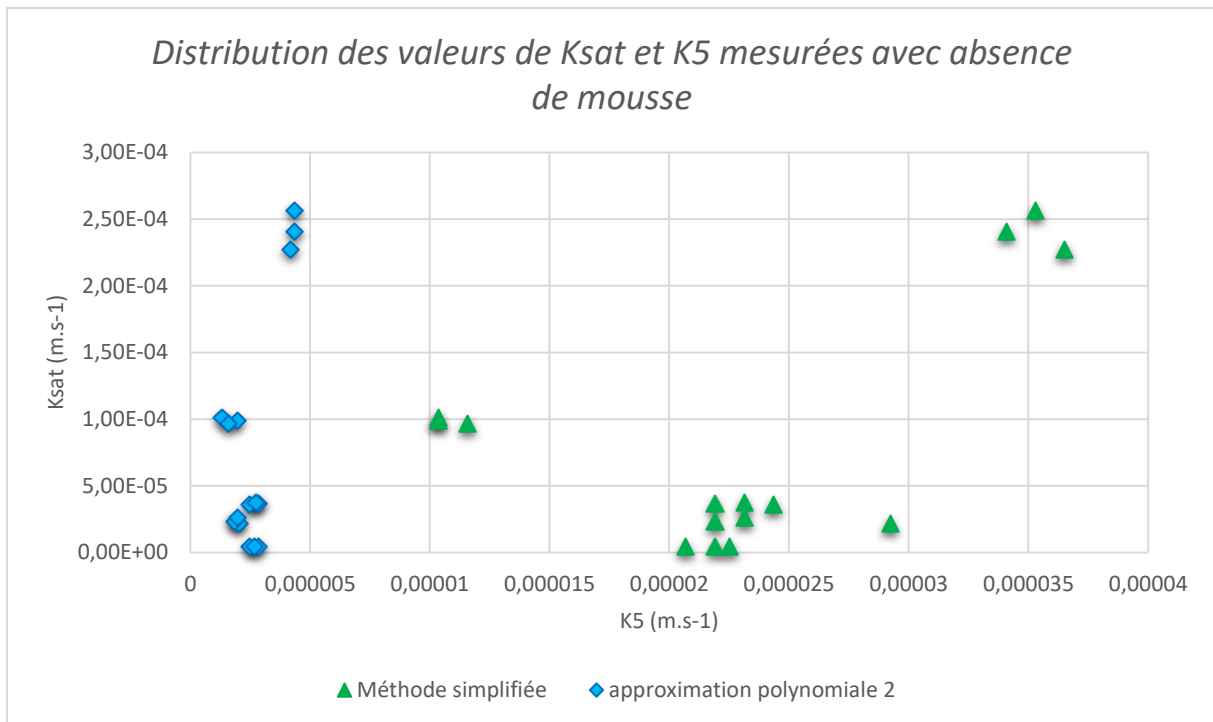


Annexe. 11. Schéma synthétique de pluviométrie, luminosité et biomasse végétale sur la maquette.

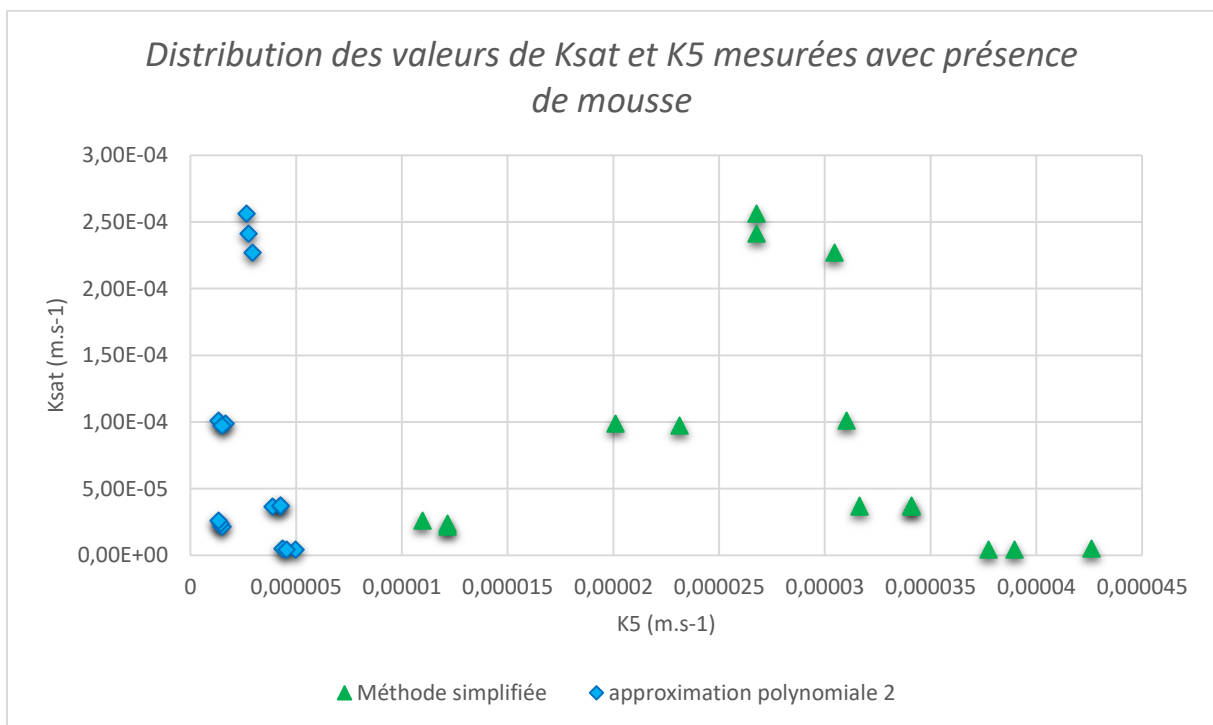
ANNEXE 12 – Mesures de conductivité hydraulique à saturation sur 5 points (en bordure) de la maquette de sol

Mesures de conductivité hydraulique ($m.s^{-1}$)					
<i>Réalisées sur la maquette avec présence de mousse entre le 05/06/19 et le 12/06/19</i>					
	AmG	MiG	AvG	AvD	MiD
K_{sat} <i>Mesurée sur des cylindres de sol</i>	4.45 ^{E-06}	2.36 ^{E-05}	3.68 ^{E-05}	2.41 ^{E-04}	9.89 ^{E-05}
K5 <i>Infiltromètre à disque approximation polynomiale de degré 2</i>	4,62 ^{E-06}	1,42 ^{E-06}	4,15 ^{E-06}	2,79 ^{E-06}	1,51 ^{E-06}
K5 <i>Infiltromètre à disque méthode simplifiée</i>	3,98 ^{E-05}	1,18 ^{E-05}	3,33 ^{E-05}	2,80 ^{E-05}	2,48 ^{E-05}
<i>Mesures réalisées avec absence de mousse entre le 05/06/19 et le 12/06/19</i>					
K_{sat} <i>Mesurée sur des cylindres de sol</i>	4,45 ^{E-06}	2,36 ^{E-05}	3,68 ^{E-05}	2,41 ^{E-04}	9,89 ^{E-05}
K5 <i>Infiltromètre à disque approximation polynomiale de degré 2</i>	2,67 ^{E-06}	1,96 ^{E-06}	2,70 ^{E-06}	4,30 ^{E-06}	1,63 ^{E-06}
K5 <i>Infiltromètre à disque méthode simplifiée</i>	2,17 ^{E-05}	2,48 ^{E-05}	2,31 ^{E-05}	3,53 ^{E-05}	1,08 ^{E-05}

Annexe. 12-1. Mesure des conductivités hydrauliques à saturation (K_{sat}) et des conductivités hydrauliques proches de la saturation ($K5$) mesurées sur des cylindres de sol (K_{sat}) et à l'aide d'un infiltromètre à disque poreux ($K5$) sur cinq points du dispositif (aux quatre extrémités de la maquette à l'exception d'amont droit en au milieu de chaque côté du dispositif proche de la bordure externe) respectivement en amont, milieu et aval. Ces mesures ont été réalisées en fin d'expérimentation de manière exploratoire.

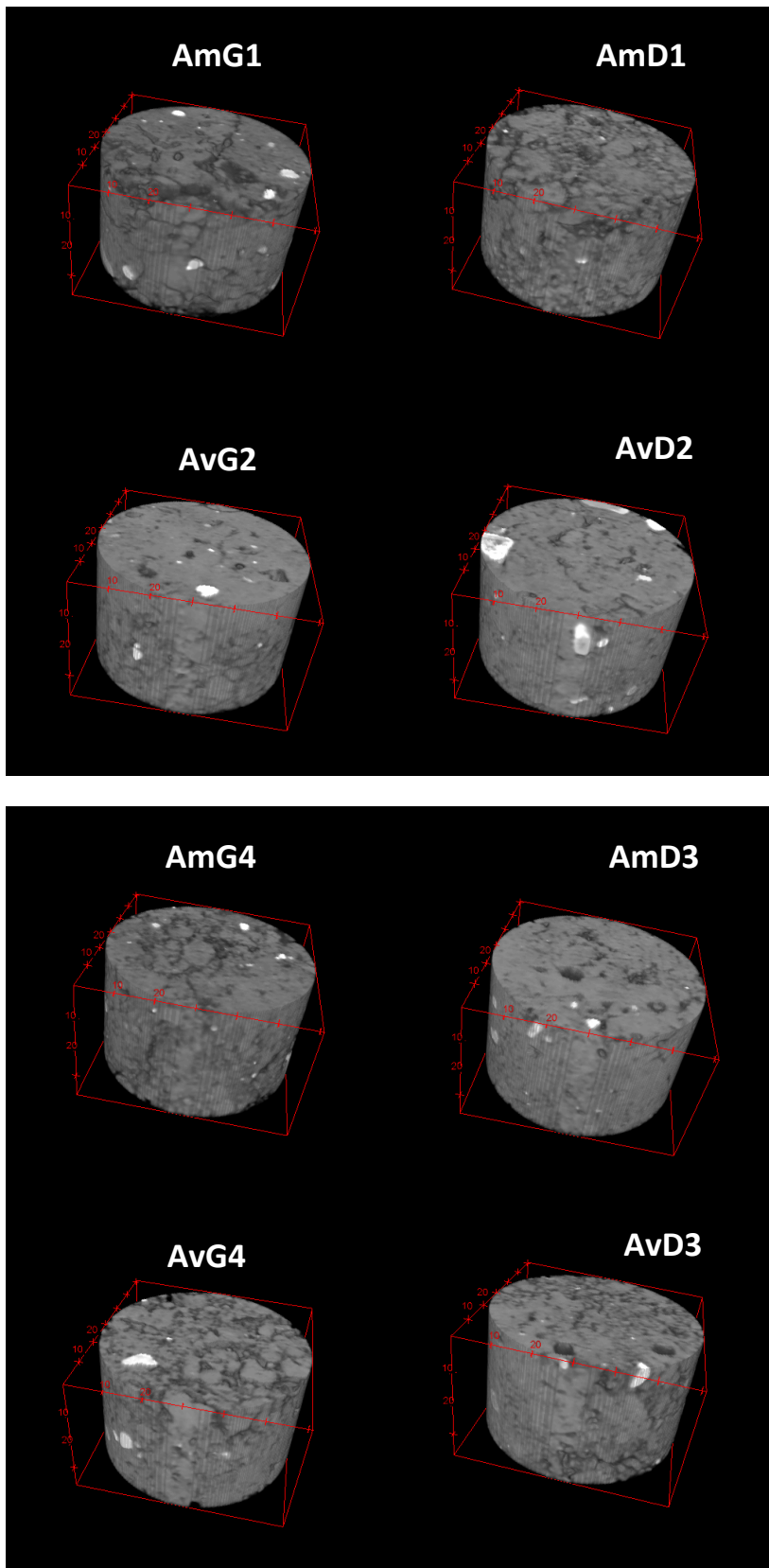


Annexe. 12-2. Co-évolution des valeurs de K_{sat} et K_5 mesurées sur le dispositif après avoir enlevé la mousse en surface et gratté le premier cm de sol.



Annexe. 12-3. Co-évolution des valeurs de K_{sat} et K_5 mesurées sur le dispositif directement en surface en ayant laissé la mousse.

ANNEXE 13 – Tomographie par imagerie à rayons X



Annexe. 13. Imagerie 3D obtenues sur le logiciel Image J des huit cylindres de sol prélevés dans la couche 0 – 10 cm en fin d'expérimentation.

Suivi des émissions de N₂O sur une maquette de sol cultivé en conditions semi-contrôlées

Par Maëlys Cadel – 04 Octobre 2019

RESUME

La compréhension du déterminisme des émissions de N₂O, troisième gaz à effet de serre d'origine anthropique, constitue un enjeu environnemental majeur. Ce manuscrit présente les travaux de recherche réalisés dans le cadre d'un stage de Master 2 à l'INRA (Orléans) sur l'étude du lien entre dynamique des émissions de N₂O et fonctionnement hydrique d'un sol cultivé fertilisé. Cette étude a été réalisée sur une maquette expérimentale de sol de 10 m², mise en pente sous un simulateur de pluie. Les émissions de N₂O ont été mesurées pendant 70 jours en 16 points de la maquette, à l'aide d'une chambre mobile et d'un spectromètre laser SPIRIT. Les variables du sol (substrats azotés, pH, masse volumique, teneur en eau) ont été mesurées en amont, milieu et aval du dispositif au cours de l'expérimentation. Sur toutes les zones, un premier pic d'émission a été observé en réponse à une pluie de 24 mm consécutive à un apport en substrat azoté – deux conditions favorisant la dénitrification -, et un second pic, plus faible, a été observé après une pluie de 8 mm. La dynamique des processus hydriques (écoulements latéraux, accumulation d'eau en bas de pente), explique des émissions plus fortes en aval.

Mots clés : Emissions de N₂O, maquette expérimentale de sol, conditions semi-contrôlées, couvert végétal, simulateur de pluie, dynamique hydrique, effet pente.



2163 Avenue de la Pomme de Pin,

45 075 ORLEANS CEDEX 2