

# **Impact de la gestion des résidus de culture sur les émissions de N<sub>2</sub>O**

Paul Belleville





# THESE DE DOCTORAT

pour obtenir le grade de

**Docteur d'AgroParisTech**

**Spécialité : Sciences de l'environnement**

École doctorale n° 581

Agriculture, alimentation, biologie, environnement, santé (ABIES)

*par*

**Paul BELLEVILLE**

## Impact de la gestion des résidus de culture sur les émissions de N<sub>2</sub>O

Directeur de thèse : Joël LÉONARD

Co-directeur de thèse : Benjamin DUMONT

Co-encadrant de thèse : Bernard HEINESCH

**Thèse présentée et soutenue à Estrées-Mons, le 06 janvier 2026**

### **Membres du jury avec voix délibérative**

Nicolas GENGLER, Professeur, Gembloux Agro-Bio Tech

Rémi CARDINAEL, Chercheur (HDR), CIRAD

Catherine HÉNAULT, Directrice de recherche, INRAE

Gwenaëlle LASHERMES, Directrice de recherche, INRAE

Tiphaine TALLEC, Physicienne adjointe, Observatoire

Midi-Pyrénées

Président

Rapporteur & Examinateur

Rapporteur & Examinatrice

Examinatrice

Examinatrice

**INRAE - UMRt BioEcoAgro**

Pôle du Griffon 180 rue Pierre-Gilles de Gennes

02000 Barenton-Bugny - FRANCE

**University of Liege - Gembloux Agro-Bio Tech**

TERRA Centre - BIODYNE & Plant Sciences Axis Passage des Déportés, 2

5030 Gembloux - BELGIUM





COMMUNAUTÉ FRANÇAISE DE BELGIQUE  
UNIVERSITÉ DE LIÈGE - GEMBLoux AGRO-BIO TECH  
UNIVERSITÉ PARIS-SACLAY - AGROSPARISTECH - ABIES

# **Impact de la gestion des résidus de cultures sur les émissions de N<sub>2</sub>O**

Paul Belleville

Dissertation originale présentée en vue de l'obtention des grades de  
docteur en sciences agronomiques et ingénierie biologique et,  
docteur d'AgroParisTech

Promoteurs :

Dr. Joël LÉONARD

Pr. Benjamin DUMONT

Pr. Bernard HEINESCH

Année civile : 2025



## Abstract

Crop residues and their management are important and cross-cutting aspects of cropping systems. In European arable farming systems, crop residues can be exported from the plot to be used in various forms (litter, fuel, raw material, *etc.*). When they are not exported, they can contribute to carbon storage, physical protection of soils and to crop nutrition, particularly nitrogen. Management choices between competing options can take into account the environmental impact of practices. However, their effects on N<sub>2</sub>O fluxes, a powerful greenhouse gas that degrades the tropospheric ozone layer, are still difficult to predict. This thesis aims to assess the influence of crop residues and their management on N<sub>2</sub>O emissions through two research questions: (i) What is the importance of the quantity and biochemical composition of crop residues and their management in predicting the amount of N<sub>2</sub>O emitted following their return? (ii) To what extent is it possible to predict N<sub>2</sub>O emissions and the effect of crop residues on them? Ten years of measurements from the long-term ACBB - field crops system were scrutinized using three approaches. The first one is the ranking of the importance of factors useful for predicting total emissions for a period after crop residues return. The second one compares average emissions related to the export or the return of cereals and pea residues at the scale of the crop succession. The third one uses of the STICS model to verify whether the effects of residues and their management on the dynamics of emissions were properly taken into account by the model. The results confirm the limited influence of crop residues and their management on N<sub>2</sub>O emissions in field crop systems where the majority of residues come from crops harvested at maturity. The influence of residues on emissions is a function of the biomass C/N ratio, and the use of soluble element inputs has the potential to improve the simulation of emissions occurring after residue return. Despite improvements, there remains a large amount of variance unexplained by the models. These results reinforce those obtained by meta-analyses and controlled experiments while strengthening the idea that predictions based solely on the amount of nitrogen supplied by residues are not satisfactory.

## Résumé

Les résidus de culture et leur gestion sont des aspects importants et transversaux des systèmes de culture. Dans les systèmes de grandes cultures européens, les résidus de culture peuvent être exportés de la parcelle pour être valorisés sous diverses formes (litière, combustible, matière première, *etc.*). Lorsqu'ils ne sont pas exportés, ils peuvent contribuer au stockage du carbone, à la protection physique des sols et à la nutrition, notamment azotée, des cultures. Les choix de gestion entre options concurrentes peuvent prendre en compte le bilan environnemental des pratiques. Or, leurs effets sur les flux de  $N_2O$ , puissant gaz à effet de serre dégradant la couche d'ozone troposphérique, sont encore difficiles à prédire. Cette thèse se donne pour objectif d'évaluer l'influence des résidus de culture et de leur gestion sur les émissions de  $N_2O$  à travers deux questions de recherche : (i) Quelle est l'importance de la quantité et de la composition biochimique des résidus de culture et de leur gestion dans la prédiction de la quantité de  $N_2O$  émise suite à leur restitution ? (ii) Dans quelle mesure est-il possible de prédire les émissions de  $N_2O$  et l'effet des résidus de culture sur ces dernières ? Dix années de mesures du dispositif de long-terme ACBB - grandes cultures ont été mobilisées selon trois approches. La première est le classement de l'importance des facteurs utiles à la prédiction des émissions totales d'une période post-restitution des résidus. La deuxième est la comparaison des émissions moyennes liées à l'export ou la restitution des résidus de céréales et de pois à l'échelle de la succession de cultures. La troisième est l'utilisation du modèle STICS afin de vérifier si les effets des résidus et de leur gestion sur la dynamique des émissions étaient bien pris en compte par le modèle. Les résultats confirment l'influence limitée des résidus de culture et de leur gestion sur les émissions de  $N_2O$  dans des systèmes de grandes cultures où la majorité des résidus sont issus de cultures récoltées à maturité. L'influence des résidus sur les émissions est fonction du ratio C/N de la biomasse et, l'utilisation des apports en éléments solubles a le potentiel d'améliorer la simulation des émissions post-restitution des résidus. Malgré des améliorations, il reste une grande part de variance inexpliquée par les modèles. Ces résultats viennent renforcer ceux obtenus par des méta-analyses et des expérimentations en conditions contrôlées tout en renforçant l'idée que les prédictions basées uniquement sur la quantité d'azote apportée par les résidus ne sont pas satisfaisantes.

## Remerciements

Ce travail de thèse était placé sous la cotutelle d'AgroParisTech (école doctorale ABIES) et de l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech). Je souhaite en particulier remercier Ivan Sache et Céline Roussas pour leur aide dans la gestion administrative de la thèse. La thèse s'est déroulée au sein de l'unité mixte de recherche transfrontalière BioEcoAgro, dans des locaux de l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), à Barenton-Bugny (France). Les travaux ont bénéficié de financements issus du programme européen Horizon 2020, projet EJPsoil (numéro de convention de subvention 862695) -  $\Sigma$ ommit. Plusieurs programmes de l'Agence Nationale de la Recherche (ANR) ont aussi financé la thèse : AnaEE (ANR-11-INBS-0001), TRUESOIL (ANR-22-SOIL-0002) et CrosyeN (ANR-22-PEXF-0005). L'ensemble du travail a largement bénéficié du dispositif Agro-écosystème, Cycle Bio-géochimique et Biodiversité (ACBB) - grandes cultures d'Estrées-Mons et du modèle de culture STICS.

Je tiens tout d'abord à remercier mes encadrants, Joël Léonard, Benjamin Dumont et Bernard Heinesch. Merci pour la confiance que vous m'avez accordée en me choisissant pour ce sujet de thèse. Vous m'avez tellement apporté lors de ces quatre années ! Merci pour vos conseils bienveillants, vos encouragements, et toutes les opportunités présentées pour appréhender le métier de chercheur. Je pense avoir eu beaucoup de chance de travailler avec vous.

Merci aussi aux membres du comité de suivi de la thèse : Frida Keuper, Katia Klumpp, Florent Levavasseur et Gwenaëlle Lashermes. Votre regard extérieur m'a permis de lever plusieurs points difficiles tout en me rassurant sur l'orientation à donner au travail de thèse.

Merci aux membres du jury de thèse pour avoir accepté d'évaluer le travail accompli, malgré des emplois du temps très chargés. Merci pour vos remarques et vos questions précises et intéressantes.

Merci au laboratoire CReSTIC, Andrea Rau (INRAE) et Yves Brostaux (Université de Liège - SIMa) pour votre aide en statistiques, j'espère que les méthodes employées prennent en compte au mieux vos précieux conseils. Mon seul regret est de ne pas être allé vous consulter plus tôt !

Cette thèse, loin du stéréotype du doctorant seul dans son laboratoire, à travailler sur un sujet obscur, a été rendue possible par un important travail d'équipe. En particulier, celui, exceptionnel, réalisé par toutes les personnes impliquées dans le dispositif ACBB d'Estrées-Mons. Je ne pourrai pas remercier toutes les personnes qui ont été et qui sont encore impliquées dans ce dispositif expérimental, mais sachez que je suis honoré d'avoir travaillé avec et pour ce dernier. En particulier, merci Fabien et Jérôme pour votre aide et votre patience infinie lorsque j'ai commencé à "bidouiller" dans la base de donnée et dans STICS. Merci Guillaume pour t'être rendu disponible dès

que j'avais une interrogation malgré ton emploi du temps très chargé, merci beaucoup pour toutes tes recherches dans les historiques des protocoles. Merci Bruno, Eric G. et Bernadette pour tout le travail réalisé dans la conception et le suivi du dispositif de mesure des émissions de  $N_2O$ . J'espère que de nombreux travaux suivront et utiliseront toujours mieux ces données. Merci à Frédéric B., Frédéric M., Anita, Caroline, Eric, Nicolas C. pour la qualité du travail effectué toutes ces années et ayant conduit à l'existence de ce jeu de données exceptionnel. Merci Nicolas H. pour ton soutien dans la gestion administrative de la thèse et tes réponses toujours claires et rapides à toutes mes questions, notamment lors de l'organisation des déplacements et la gestion des contrats/financements.

Merci à "l'équipe de Laon" : Anita, Frédéric B., Nicolas H., Caroline, Joël, Frida, Aude et Fabien pour le partage de moments de convivialité, vos astuces professionnelles, mais pas que ! Ana et Nicolas B. je vous souhaite de garder votre bonne humeur si communicative, envers et contre tout ! Merci Anita pour tous ces repas passés à discuter de tout, cuisine, chiens, astuces, familles, et j'en passe.

Merci Frida pour tous tes conseils, tant professionnels que personnels, juste dosage entre bienveillance et défis. Ta franchise et ton optimisme inaltérable vont me manquer.

Merci Joël pour ton accompagnement quotidien au cours de ces années. Merci pour les "réunions covoit", le partage de tes passions, les sauvetages lors des moments de rédaction difficiles. Merci pour ton soutien sans faille, ta confiance et ta pédagogie. Tu m'as beaucoup apporté et fait grandir.

Merci à mes amis, pour leurs encouragements et leur écoute. En particulier, merci Alàn pour ton aide précieuse lors de l'assemblage de mes bouts de codes pour obtenir une thèse correctement mise en page.

A ma famille, merci à vous sans qui je ne serai pas en train d'écrire ces lignes. Merci pour vos encouragements et pour m'avoir donné autant de liberté dans mes choix d'orientation.

Noémie, nous en avons fait du chemin depuis le début de nos thèses respectives, le confinement dans un studio, ta soutenance, le mariage et j'en passe. Tu as fait preuve d'une empathie inégalée dans les moments plus difficiles. Je vous souhaite à présent de concilier carrière dans la recherche et vie à deux pour continuer à vivre de notre passion.

# Table des matières

<b>Table des figures</b>	<b>vii</b>
<b>Liste des tableaux</b>	<b>xiii</b>
<b>Liste des abréviations</b>	<b>xv</b>
<b>1 Introduction : résidus de culture et enjeux des émissions de N<sub>2</sub>O</b>	<b>1</b>
1 Gestion des résidus de cultures et impacts environnementaux . . . . .	3
2 Le protoxyde d'azote . . . . .	4
2.1 Impact environnemental du N <sub>2</sub> O . . . . .	4
2.2 Mécanismes de production du protoxyde d'azote dans le sol par les microorganismes . . . . .	6
2.3 Modulation des flux de N <sub>2</sub> O . . . . .	11
2.4 Caractéristiques des flux de N <sub>2</sub> O . . . . .	19
3 Revue des outils et des méthodes disponibles pour l'étude des émissions de N <sub>2</sub> O du sol . . . . .	20
3.1 L'échantillonnage des flux de N <sub>2</sub> O . . . . .	20
3.2 Modélisation des flux de N <sub>2</sub> O . . . . .	21
4 Problématique et objectifs de la thèse . . . . .	24
<b>2 Matériel &amp; méthodes : le site expérimental ACBB - grandes cultures</b>	<b>29</b>
1 Introduction . . . . .	31
2 Plan et topographie du site expérimental . . . . .	31
3 Climat et suivi météo . . . . .	32
4 Les traitements expérimentaux . . . . .	35
4.1 Description des différents traitements . . . . .	35
4.2 Occupations du sol, semis et récoltes . . . . .	37

4.3	Travail du sol . . . . .	39
4.4	Fertilisation . . . . .	39
4.5	Protection phytosanitaire . . . . .	40
5	Le sol et son suivi . . . . .	40
5.1	Description générale du sol du dispositif expérimental . . . .	40
5.2	La teneur en azote minéral . . . . .	40
5.3	Humidité . . . . .	41
5.4	Température . . . . .	42
6	Caractérisation de la biomasse restituée . . . . .	43
7	Échantillonnage et mesure des émissions de N <sub>2</sub> O . . . . .	44
8	Le système d'information et les enjeux de l'exploitation des données .	50
<b>3</b>	<b>Crop residues moderately influence cumulative N<sub>2</sub>O emissions through their carbon to nitrogen ratio in a 12-year experiment in northern France</b>	<b>55</b>
	Préambule . . . . .	57
	Abstract . . . . .	58
1	Introduction . . . . .	58
2	Materials and methods . . . . .	60
2.1	Study site . . . . .	60
2.2	Measurements . . . . .	65
2.3	Building the dataset . . . . .	68
2.4	Data analysis . . . . .	71
3	Results and discussion . . . . .	72
3.1	Range of cumulative N <sub>2</sub> O emissions and driving variables . .	72
3.2	Multiple linear regression model . . . . .	73
3.3	Machine learning models of N <sub>2</sub> O emissions . . . . .	76
3.4	Combined lessons from the different models: how and to which extent does crop residue influence N <sub>2</sub> O emissions? . .	79
4	Conclusion . . . . .	82
	Acknowledgements . . . . .	82
	Declarations . . . . .	83
<b>4</b>	<b>Effets de l'export systématique des résidus de culture de céréales et de pois sur les émissions de N<sub>2</sub>O dans un système sans labour</b>	<b>85</b>
	Préambule . . . . .	87



Résumé . . . . .	87
1 Introduction . . . . .	87
2 Matériel et méthodes . . . . .	89
2.1 Traitements expérimentaux RT et RT-RR . . . . .	89
2.2 Caractérisation de la biomasse restituée . . . . .	90
2.3 Les mesures de N <sub>2</sub> O . . . . .	90
2.4 Analyse des données . . . . .	90
3 Résultats . . . . .	92
3.1 Les productions et restitutions de biomasse . . . . .	92
3.2 Température et humidité du sol . . . . .	94
3.3 Les flux de N <sub>2</sub> O . . . . .	96
3.4 Analyse du modèle linéaire mixte . . . . .	96
4 Discussion . . . . .	98
4.1 Absence de différence entre les traitements RT et RT-RR . . . . .	98
4.2 Importance de l'échantillonnage à proximité des restitutions de résidus . . . . .	100
5 Conclusion . . . . .	101
<b>5 Modeling crop residue return influence on soil N<sub>2</sub>O emissions : assessment of the STICS model on contrasted cropping systems over 12 years</b>	<b>103</b>
Préambule . . . . .	105
Abstract . . . . .	106
1 Introduction . . . . .	106
2 Material and methods . . . . .	109
2.1 The STICS soil-crop model . . . . .	109
2.2 The ACBB long-term arable crop experiment . . . . .	113
2.3 Simulations of N <sub>2</sub> O emissions and model performance assess- ment . . . . .	117
2.4 Software . . . . .	120
3 Results . . . . .	120
3.1 Denitrification sub-model calibration . . . . .	120
3.2 Performance on the evaluation dataset . . . . .	124
4 Discussion . . . . .	132
4.1 Performance simulating crop biomass, soil water and soil min- eral nitrogen content . . . . .	132

4.2	Performance for simulating N <sub>2</sub> O emissions at the scale of crop successions . . . . .	132
4.3	Performance for reflecting the influence of crop residue return events on N <sub>2</sub> O emissions . . . . .	134
	Conclusion . . . . .	136
	Acknowledgements . . . . .	137
	Author contributions: CRediT . . . . .	137
	Funding sources . . . . .	137
<b>6</b>	<b>Discussion générale</b>	<b>139</b>
1	Rappel des objectifs et des questions de recherche . . . . .	141
2	L'importance relative des résidus de culture et de leur gestion sur les émissions de N <sub>2</sub> O . . . . .	142
2.1	Un rôle secondaire des résidus de culture sur les émissions dans le contexte d'étude . . . . .	142
2.2	Limites associées aux contraintes de mesure . . . . .	143
2.3	Frontières du domaine de validité des résultats . . . . .	144
3	Prédiction des émissions de N <sub>2</sub> O et de l'influence des résidus de culture sur ces dernières . . . . .	146
3.1	Des performances qui restent limitées mais convergent entre différentes approches prédictives . . . . .	146
3.2	Vers la notion de valeur nutritive des résidus . . . . .	147
4	Perspectives pour de futures recherches . . . . .	148
<b>7</b>	<b>Conclusion générale</b>	<b>151</b>
<b>8</b>	<b>Annexes</b>	<b>155</b>
1	Flux de N <sub>2</sub> O, WFPS et température du sol mesurés sur les traitements expérimentaux . . . . .	157
2	Variations et extensions de la comparaison RT vs RT-RR . . . . .	165
2.1	RT vs RT-RR avec transformation de la variable prédite . . . . .	165
2.2	Comparaison des traitements CONV et RN . . . . .	166
3	Biochemical composition of crop residues returned . . . . .	170
4	Simulations d'un sol plus acide avec le modèle STICS . . . . .	171
5	Simulations des émissions cumulées par traitement sur la période 2010-2021 . . . . .	172





# Table des figures

1.1	Deux exemples de gestions de résidus de cultures différents : à gauche le labour d'un couvert d'interculture préalablement broyé, à droite le déchaumage de chaumes de céréales. . . . .	4
1.2	Illustration des effets d'un mulch sur les cycles du carbone et de l'azote (figure extraite de Recous et al. (2019)) . . . . .	5
1.3	Vue d'ensemble des transformations de l'azote. Schéma construite à partir de Kuypers et al. (2018), Soler-Jofra et al. (2021) et Zhu-Barker et al. (2015). . . . .	8
1.4	Distinction entre la dénitrification, la DNRA et l'assimilation du nitrate. Adapté de Sparacino-Watkins et al. (2014), figure 2. . . . .	10
1.5	Schéma conceptuel de la thèse . . . . .	27
2.1	Localisation du dispositif expérimental . . . . .	32
2.2	Carte de la disposition actuelle des parcelles du dispositif ACBB d'Estrées-Mons. . . . .	33
2.3	Altimétrie des parcelles du dispositif expérimental ACBB d'Estrées-Mons. Carte élaborée à partir des données IGN RGE ALTI® (résolution : 1 m). . . . .	33
2.4	Température de l'air moyenne journalière, précipitations et évapotranspiration potentielle de Penman (ETPP) cumulées mensuelles entre 2010 et 2022 (station CLIMATIK n°80557001) . . . . .	34
2.5	Successions des cultures des différents traitements. AVO : avoine, BLE : blé tendre d'hiver ou de printemps (p), COL : colza, FEV : féverole, LEN : lentille, LUZ : luzerne, MAI : maïs, MOU : moutarde blanche (b) ou d'Éthiopie (e), ORG : orge, PHA : phacélie, POI : pois d'hiver (h), de printemps (p), SAR : sarrasin, SWI : panic érigé, TRE : trèfle d'Alexandrie (a), blanc (bn) ou violet (v) VES : vesce commune (c) ou pourpre (p) . . . . .	38

2.6	Schéma d'une placette de prélèvement de biomasse aérienne pré-récolte.	44
2.7	Intérieur d'une chambre automatique utilisée sur le dispositif ACBB d'Estrées-Mons . . . . .	45
2.8	Schéma du placement des chambres automatiques utilisées pour l'essai ACBB d'Estrées-Mons. A gauche pour les cultures à forte densité de semis et à droite pour les cultures sarclées. . . . .	46
2.9	Flux de $N_2O$ , WFPS et température du sol à $-15$ cm mesurés dans les parcelles du traitement CONV. . . . .	49
2.10	Schématisation de l'utilisation des données du dispositif et des contributions de la thèse dans leur exploitation (vérification, mise en forme, transformation) . . . . .	53
3.1	Field view showing residue returned to the soil after crop harvest, together with the automatic chambers used for measuring $N_2O$ emissions (Photocredit: Joël Léonard). . . . .	59
3.2	Spatiotemporal sampling of $N_2O$ fluxes: the number of plots sampled per day and per experimental treatment. CONV: conventional, RT: reduced tillage, RT-RR: reduced tillage and residue removal, RN: reduced nitrogen, RN-LEG: reduced nitrogen and leguminous crops, RR-PER: residues removal and perennial crops, ORG: organic agriculture, ORG-LEG: organic agriculture and alfalfa. . . . .	65
3.3	Predicted values of cubic-root-transformed cumulative $N_2O$ -N emissions using the multiple linear regression model versus observed values for the entire dataset. . . . .	75
3.4	Interaction between restitution cycle length and crop residue C:N ratio. Vertical bars represent 95% confidence intervals. . . . .	75
3.5	Predicted versus observed values of cumulative $N_2O$ -N emissions for the test dataset. RF: Random Forest, LASSO: Least Absolute Shrinkage and Selection Operator, PLS: Partial Least Square. Letters A and B denotes particular predictions for two individuals. . . . .	76
3.6	Contribution of each predictive variable to the prediction of cumulative $N_2O$ -N emissions, for the different machine-learning models. Points are median values; left and right vertical bars correspond to 5 % and 95 % quantiles. C: Carbon, N: Nitrogen, PPET: potential Penman evapotranspiration, RMSE: Root Mean Square Error, WFPS: Water Filled Pore Space. . . . .	78

3.7	Accumulated local effect (ALE) plot of the relation between predictors of cumulative $N_2O$ -N emissions for a selection of variables having an impact on all three models. Lines represent the ALE for the each machine-learning model. Black ticks on the x-axis are the observed values from the test dataset. C: Carbon, N: Nitrogen. . . . .	80
4.1	Humidité massique du sol à -15 cm en fonction du temps . . . . .	94
4.2	Température du sol à -15 cm. . . . .	95
4.3	Intensité d'échantillonnage des émissions de $N_2O$ et restitutions de biomasses entre les traitements expérimentaux RT et RT-RR. . . . .	96
4.4	Distribution des flux de $N_2O$ mesurés sur les traitements expérimentaux RT et RT-RR . . . . .	97
4.5	Diagnostic des résidus du modèle linéaire mixte . . . . .	98
5.1	Simulation of soil incubations reflecting the effect of the modification of the denitrification on $N_2O$ emissions. Regression lines for each optimized model-parameter set are presented. Lines corresponding to model-parameter sets 4 and 8 are labelled accordingly. . . . .	123
5.2	Types of simulation and observation dynamics, encountered in the calibration dataset (CONV), of daily $N_2O$ fluxes 60 days from crop residue return (a) low simulated and observed $N_2O$ emissions; (b) high simulated but low observed of $N_2O$ emissions; (c) low simulated but high observed; (d) simulated emissions matching observation using the modified version of the model, the line corresponding to the model-parameter set n°4 is labelled. Each line corresponds to a model-parameter set obtained after optimization. . . . .	125
5.3	Cumulative $N_2O$ emissions over the entire simulated period using the calibration dataset (CONV) for all parameter sets. Curves corresponding to the parameter sets selected for evaluation are labeled. . . . .	126
5.4	Simulated (Sim) and observed (Obs) values of variables implied in the simulation of $N_2O$ emissions. Simulated values are obtained with the model-parameter set 5. Points are simulations and observations of the calibration dataset and crosses are simulations and observations of the evaluation dataset. The straight line represents the 1:1 line. . . . .	127
5.5	Comparison of the RMSE across experimental treatments and model-parameter sets. . . . .	128

5.6	Simulation and observation dynamics of daily N <sub>2</sub> O emissions in one period of 60 days from crop residue return of the experimental treatments RN and RN-LEG. Black dots are observed N <sub>2</sub> O-N fluxes, green dotted lines are simulated fluxes with the modified version of the model (model-parameter set 4) and purple solid lines are simulated with the standard version of the model (model-parameter set 5). . . . .	130
5.7	Simulated cumulative N <sub>2</sub> O emissions for all experimental treatments using the parameter sets n°4 (green dotted line) and n°5 (purple solid line). Observations are represented with black dots. . . . .	131
8.1	Flux de N <sub>2</sub> O, WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement RT. . . . .	158
8.2	Flux de N <sub>2</sub> O, WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement RT-RR. . . . .	159
8.3	Flux de N <sub>2</sub> O, WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement RN. . . . .	160
8.4	Flux de N <sub>2</sub> O, WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement RN-LEG. . . . .	161
8.5	Flux de N <sub>2</sub> O, WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement RR-PER. . . . .	162
8.6	Flux de N <sub>2</sub> O, WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement ORG. . . . .	163
8.7	Flux de N <sub>2</sub> O, WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement ORG-LEG. . . . .	164
8.8	Diagnostic des résidus du modèle linéaire mixte élaboré sur la variable transformée . . . . .	166
8.9	Échantillonnage des émissions de N <sub>2</sub> O et restitutions de biomasses entre les traitements expérimentaux CONV et RN. . . . .	167
8.10	Distribution des flux de N <sub>2</sub> O mesurés sur les traitements expérimentaux CONV et RN . . . . .	168
8.11	Diagnostic des résidus du modèle linéaire mixte . . . . .	168
8.12	Simulations des émissions de N <sub>2</sub> O cumulées entre mars 2009 et décembre 2021 à différents pH. . . . .	171
8.13	Simulations du ratio N <sub>2</sub> O/N de la dénitrification à différents pH. . . . .	172
8.14	Quantité d'azote nitrifiée par jour après la restitution d'un couvert de moutarde du traitement CONV à différents niveaux de pH. . . . .	173
8.15	Nitrification journalière simulée après restitution d'un couvert de moutarde du traitement expérimental CONV à différents niveaux de pH. . . . .	173



8.16 Emissions de N<sub>2</sub>O-N journalières moyennes estimées par les différents  
modèles statistiques et mécanistes . . . . . 176



# Liste des tableaux

2.1	Traitements expérimentaux du site ACBB d'Estrées-Mons. CONV : conventionnel, RT : travail du sol réduit, RT-RR : travail du sol réduit et export des résidus de culture, RN : fertilisation azotée réduite, RN-LEG : fertilisation azotée réduite et utilisation de légumineuses dans la succession de cultures, RR-PER : export des résidus de culture et présence de cultures pérennes dans la rotation, ORG : pas de fertilisation minérale ni de traitement phytosanitaire, ORG-LEG : pas de fertilisation minérale ni de traitement phytosanitaire et utilisation de légumineuses dans la succession de cultures . . . . .	36
2.2	Fertilisation azotée des cultures. Les doses correspondent à celles des traitements recevant 100 % de la dose recommandée. * le panic érigé est fertilisé une fois par an à partir de la troisième année. . . . .	39
2.3	Statistiques descriptives de l'ensemble des flux de N <sub>2</sub> O-N journaliers (g·ha <sup>-1</sup> ·jour <sup>-1</sup> ) par traitement expérimental entre mars 2010 et décembre 2021. Q25, Q50, Q75 et Q95 sont respectivement : le premier quartile, la médiane, le troisième quartile et le 95 <sup>ème</sup> centile. N est le nombre de jours échantillonnés. . . . .	48
3.1	Experimental treatments of the study site, CONV: conventional, RT: reduced tillage, RT-RR: reduced tillage and residues removal, RN: reduced nitrogen, RN-LEG: reduced nitrogen and leguminous crops, RR-PER: residues removal and perennial crops, ORG: organic agriculture, ORG-LEG: organic agriculture and alfalfa. . . . .	62
3.2	Mineral nitrogen fertilization of crops for all fertilized treatments of the study site. CONV: conventional, RT: reduced tillage, RT-RR: reduced tillage and residues removal, RN: reduced nitrogen, RN-LEG: reduced nitrogen and leguminous crops, RR-PER: residues removal and perennial crops. . . . .	64

3.3	Abbreviations and description of the predictor variables associated to each restitution cycle. C: Carbon, N: Nitrogen, PPET: potential Penman evapotranspiration, WFPS: Water Filled Pore Space. . . . .	70
4.1	Masses ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) de carbone (C), d'azote (N) et de matière sèche (MS) ainsi que ratio C/N de la biomasse restituée (hors racines) pour les traitements RT et RT-RR, lors des récoltes/destructions avec export des résidus de cultures pour le traitement RT-RR. * plusieurs dates peuvent être présentes en cas de décalage entre les récoltes/destruction des parcelles d'un même traitement. . . . .	93
5.1	Experimental treatments of the experimental site SOERE ACBB Estrées-Mons. CONV: conventional, RT: reduced tillage, RT-RR: reduced tillage and residues removal, RN: reduced nitrogen, RN-LEG: reduced nitrogen and leguminous crops, RR-PER: residues removal and perennial crops, ORG: organic agriculture, ORG-LEG: organic agriculture and alfalfa . . . . .	114
5.2	Optimization plan. RP = Return Period, FP = Full Period. . . . .	118
5.3	Values of the parameters that minimize the objective on the calibration dataset, based on the experimental treatment CONV, and related $\text{N}_2\text{O}$ -N RMSE . . . . .	121
8.1	Statistiques descriptives de l'échantillon de mesures de $\text{N}_2\text{O}$ des traitements CONV et RN. Minimum, moyenne, maximum et écart-type sont exprimés en $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ de $\text{N}_2\text{O}$ -N . . . . .	167
8.2	Moyennes marginales estimées, leur écart-type et les bornes des intervalles de confiance à 95 % associés pour les traitements CONV et RN. . . . .	169
8.3	Properties of the biomass returned (observed dry matter, carbon and nitrogen, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), average (avg) and standard deviation (sd) for the experimental treatment CONV. <sup>1</sup> denote the biomass return represented in the corresponding panel of Figure 5.2. . . . .	170
8.4	Emissions de $\text{N}_2\text{O}$ -N ( $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) estimées avec les modèles linéaire (LM), forêt aléatoire (RF), partial least squares (PLS), LASSO et STICS. moy = moyenne, et = écart-type, n°4 et n°5 correspondent aux couples model-paramètres du Chapitre 5. . . . .	174

# Liste des abréviations

**ACBB** Agroécosystèmes, Cycles Bio-géochimiques et Biodiversité.

**C** Carbone.

**IPCC** Intergovernmental Panel on Climate Change.

**LASSO** Least Absolute Shrinkage and Selection Operator.

**N** Azote.

**N<sub>2</sub>O-N** Atome d'azote dans la molécule de protoxyde d'azote.

**PLS** Partial Least Squares.

**RF** Random Forest.

**RMSE** Root Mean Square Error.

**SOL-NDS** fraction des éléments solubles dans un détergent neutre.

**TDR** Time Domain Reflectometry (réflectométrie temporelle).

**WFPS** Water Filled Pore Space (espace poral rempli d'eau).



## **Introduction : résidus de culture et enjeux des émissions de N<sub>2</sub>O**





## 1. Gestion des résidus de cultures et impacts environnementaux

Les résidus de culture sont les débris végétaux restant après la récolte des produits d'intérêt (Kumar & Goh, 1999). Dans le cadre de la thèse, cette définition s'étend aux cultures intermédiaires et autres couverts végétaux tels que les adventices ou les repousses post-récolte et se rapproche des définitions utilisées par Abalos, Rittl, et al. (2022) et l'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (Hergoualc'h et al., 2019). La production de résidus de culture, au sens de Kumar & Goh (1999), augmente dans le monde. Elle est passée d'environ  $3,3 \times 10^9$  Mg en 2003 à environ  $5,0 \times 10^9$  Mg en 2013. Les résidus de céréales, principalement le blé, le riz et le maïs, en représentent 72 %. En 2013, l'Europe en produisait approximativement  $0,78 \times 10^9$  Mg, loin derrière l'Asie ( $2,4 \times 10^9$  Mg) et l'Amérique ( $1,5 \times 10^9$  Mg). En Europe, le blé, l'orge et le maïs représentent les principales sources de résidus de culture (Cherubin et al., 2018).

Les utilisations des résidus de culture sont variées. S'ils sont exportés de la parcelle, ils peuvent, par exemple, être utilisés comme fourrage, litière, matière première pour l'industrie (fabrication du papier entre autres), ou matière première pour produire de l'énergie (Kumar & Goh, 1999 ; Lal, 2005). Lorsqu'ils sont restitués à la parcelle, les résidus de culture peuvent constituer un amendement organique (fumier, engrais vert) et/ou un mulch. Ils ont alors un rôle dans la nutrition des plantes, la protection du sol contre l'érosion, la régulation de la température et de l'évaporation ainsi que la gestion des maladies et des bioagresseurs des cultures (Abalos, Recous, et al., 2022 ; Cherubin et al., 2018 ; Kumar & Goh, 1999 ; Lal, 2005).

La gestion des résidus de culture regroupe toutes les interventions de l'itinéraire technique, essentiellement des opérations de travail du sol, qui modifient le devenir des résidus de culture et le moment de cette intervention. Cela inclut leur export, le fait de les laisser en surface, éventuellement de les broyer, de les enfouir par un labour ou toute autre opération de travail du sol telles que le déchaumage ou le hersage. La combinaison des pratiques conduit à des situations potentiellement très différentes comme celles illustrées par la Figure 1.1. Lorsque la législation le permet, les résidus de culture peuvent aussi être brûlés. La gestion des résidus a une influence sur les effets potentiels de ces derniers (Clay et al., 2019 ; Elliott & Papendick, 1986 ; Turmel et al., 2015). Face à ces multiples usages et modes de gestion concurrents, il est essentiel de déterminer ceux qui sont les moins préjudiciables pour l'environnement.

Une première grande séparation dans les stratégies de gestion des résidus de culture concerne leur restitution vs leur exportation de la parcelle. Les bénéfices de l'export des résidus de culture doivent être évalués à la lumière des contraintes induites. L'export des résidus de culture peut appauvrir le sol en éléments nutritifs, augmentant le besoin en fertilisation et, sur le long terme, peut diminuer le rendement des cultures et la teneur en carbone organique du sol. L'export peut aussi dégrader la capacité du sol à retenir l'eau, la qualité de sa structure, augmentant le risque d'érosion et réduisant la porosité



**FIGURE 1.1** – Deux exemples de gestions de résidus de cultures différents : à gauche le labour d'un couvert d'interculture préalablement broyé, à droite le déchaumage de chaumes de céréales.

(Abalos, Recous, et al., 2022). La restitution des résidus de culture peut aussi générer des effets négatifs tels que des émissions de gaz à effet de serre du sol supplémentaires par rapport à leur exportation (Figure 1.2). De plus, le mulch peut retarder l'émergence des semis en ralentissant le réchauffement du sol (Abalos, Recous, et al., 2022). Enfin, les résidus de culture peuvent constituer un foyer d'inoculum pour des maladies et ravageurs des cultures (Govaerts et al., 2007 ; Mestries et al., 2011). Ces effets ne sont pas systématiques et ils sont modulés par la gestion des résidus de culture à l'échelle du système de culture, en interaction avec leur quantité et leur composition chimique. Par exemple, leur enfouissement peut significativement réduire les risques de transmission de l'inoculum d'une maladie (Mestries et al., 2011 ; Seassau et al., 2010).

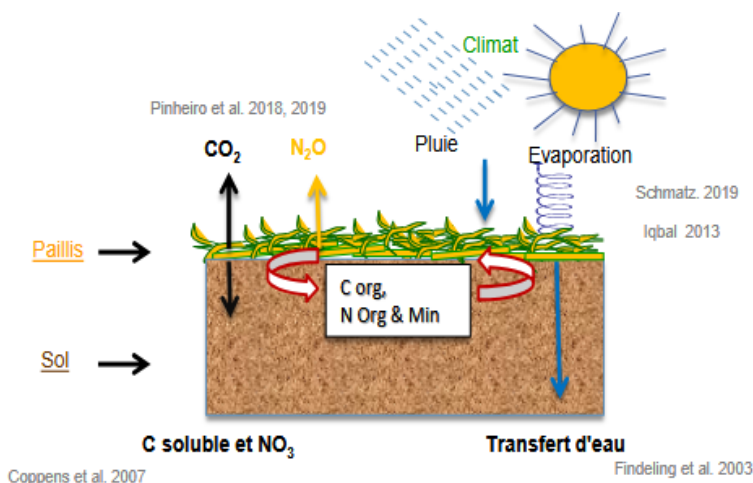
Nous comprenons ainsi que les résidus de culture et leur gestion ont une place à part dans les pratiques agricoles. Leurs liens avec la fertilisation, notamment azotée (cas des engrais verts), et le travail du sol, se traduisent par un ensemble d'effets sur les conditions édaphiques. Les choix effectués modifient la disponibilité des substrats azotés et carbonés, mais aussi la structure et donc la porosité du sol. Ces facteurs sont essentiels de la régulation des émissions d'un puissant gaz à effet de serre : le protoxyde d'azote ( $N_2O$ ).

## 2. Le protoxyde d'azote

### 2.1. *Impact environnemental du $N_2O$*

#### 2.1.1. Contribution à l'effet de serre et destruction de la couche d'ozone

Le protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) est un des principaux gaz à effet de serre, avec le dioxyde de carbone ( $CO_2$ ) et le méthane ( $CH_4$ ). Son pouvoir de réchauffement global à 100 ans est de  $273 \pm 130$  (Forster et al., 2021) et son forçage radiatif effectif, revu à la hausse, est estimé à  $0,21 \pm 0,03 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$  (Forster et al., 2021 ; Szopa et al., 2021). Depuis la Convention de Vienne sur la protection de la couche d'ozone et l'accord de Montréal (1985) visant à limiter les émissions de substance détruisant l'ozone stratosphérique, le



**FIGURE 1.2** – Illustration des effets d'un mulch sur les cycles du carbone et de l'azote (figure extraite de Recous et al. (2019))

N<sub>2</sub>O, non concerné par ces mesures, est devenu la principale molécule responsable de la destruction de la couche d'ozone au XXI<sup>ème</sup> siècle (Portmann et al., 2012 ; Ravishankara et al., 2009). En effet, il se décompose dans la stratosphère et forme des oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), catalyseurs de la destruction de l'ozone (Crutzen, 1970 ; Ravishankara et al., 2009). Cet effet pourrait alourdir de coût social des émissions de N<sub>2</sub>O (Kanter et al., 2021). La concentration en protoxyde d'azote dans l'atmosphère étant en augmentation (270 ppb en 1750, 332 ppb en 2019) (Forster et al., 2021), des mesures pour en limiter les émissions sont nécessaires.

### 2.1.2. L'agriculture en tant que source d'émission du N<sub>2</sub>O

L'agriculture est une des principales sources d'émissions de N<sub>2</sub>O dans le monde. Tian et al. (2020) ont montré qu'entre 2007 et 2016, 43 % des émissions de N<sub>2</sub>O étaient d'origine anthropique, parmi lesquelles plus de la moitié étaient liées à l'agriculture. Sur la même période, les émissions imputables aux apports d'engrais azotés de synthèse sur les terres arables représentaient presque 14 % des émissions totales de N<sub>2</sub>O, cette proportion n'ayant fait qu'augmenter depuis les années 1980. Cette proportion est très variable d'une région du monde à l'autre. En Europe, où l'agriculture s'appuie largement sur les engrais de synthèse, les flux de N<sub>2</sub>O imputables à l'agriculture représentent plus de la moitié de la totalité des flux (naturels et anthropiques).

### 2.1.3. Incertitudes liées au N<sub>2</sub>O

Les impacts du protoxyde d'azote sur l'environnement font l'objet de nombreuses études mettant en avant la variabilité de la taille des effets, sans remettre en cause leur importance. Par exemple, Revell et al. (2015) soulignent que le potentiel de déplétion

ozonique du protoxyde d'azote peut varier d'un facteur deux en fonction de la composition de l'atmosphère ; Forster et al. (2021) indiquent que le pouvoir de réchauffement global à 100 ans du protoxyde d'azote est associé à une forte incertitude. Les estimations des émissions de  $N_2O$  sont, elles aussi, régulièrement révisées pour tenir compte de l'évolution constante des connaissances (Tian et al., 2020).

## ***2.2. Mécanismes de production du protoxyde d'azote dans le sol par les microorganismes***

### **2.2.1. Le $N_2O$ dans le cycle de l'azote**

Les problèmes environnementaux engendrés par les  $N_2O$  sont causés par des flux relativement peu importants de ce gaz par rapport à d'autres flux du cycle de l'azote. Les émissions de  $N_2O$  dans l'atmosphère sont estimées à  $16 \text{ Tg} \cdot \text{an}^{-1}$  d'azote à l'échelle de la planète, dont  $12 \text{ Tg} \cdot \text{an}^{-1}$  d'azote proviennent des terres émergées. Par comparaison, la fixation de l'azote atmosphérique par les terres émergées représente  $110 \text{ Tg} \cdot \text{an}^{-1}$  d'azote (Kuypers et al., 2018). Davidson (2009) estime, avec une approche descendante, qu'entre 1860 et 2005, 2,5 % de l'azote contenu dans les engrais et 2,0 % de l'azote contenu dans les fumiers sont perdus sous forme de  $N_2O$ . L'IPCC, avec une approche ascendante, estime que les émissions de  $N_2O$  directes représentent 1 % (0,2-1,8 %) de l'azote apporté via la fertilisation, les amendements organiques, les résidus de culture et la minéralisation (Hergoualc'h et al., 2019). Le  $N_2O$  est essentiellement produit dans le cadre de l'activité microbienne, lors de la réduction du monoxyde d'azote (NO). Les principales chaînes de réactions responsables de la synthèse du  $N_2O$  sont la nitrification et la dénitrification, détaillées dans la Figure 1.3. Le  $N_2O$  est aussi produit par des processus abiotiques, par exemple à partir d'hydroxylamine ou du NO extracellulaire (Kuypers et al., 2018 ; Soler-Jofra et al., 2021). Le seul puits de  $N_2O$  est sa réduction, biotique, en diazote. Les champignons (Castellano-Hinojosa et al., 2021 ; Mothapo et al., 2015) et les plantes (Lenhart et al., 2019 ; Timilsina et al., 2020 ; Timilsina et al., 2022) sont aussi capables de produire du  $N_2O$ , mais les mécanismes sous-jacents sont encore relativement peu étudiés et quantifiés pour les systèmes agricoles où il est probable qu'ils occupent une place moindre par rapport aux microorganismes, du moins dans les systèmes de grandes cultures qui nous intéressent dans cette thèse.

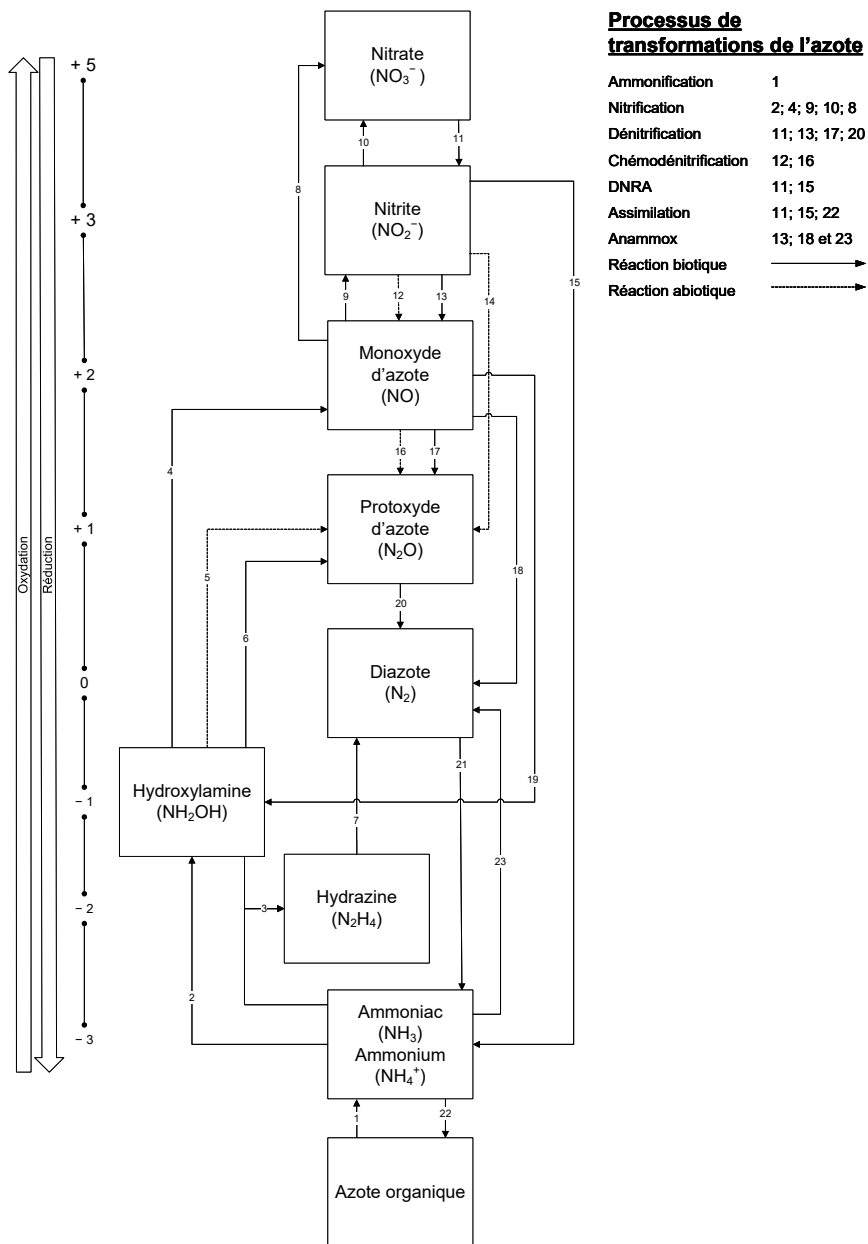
Les limites et les classifications des différents processus décrits dans la Section 2.2 sont plutôt perméables. Ceci est lié à la versatilité des microorganismes, par exemple dans le cas des bactéries nitrifiantes capables de réaliser certaines réactions de la dénitrification. L'évolution des connaissances est aussi responsable de la perméabilité de la classification : les travaux de Kuypers et al. (2018) précisent ou complètent ceux de Butterbach-Bahl et al. (2013). L'objectif de cette partie n'est pas d'être totalement exhaustif, mais plutôt d'illustrer la complexité du système chimique mis en jeu et, la difficulté qui en découle pour prédire les conséquences d'une modification de ce système sur les émissions de  $N_2O$ , en particulier lorsque la modification en question est

induite par une action réalisée à l'échelle macroscopique. Une attention particulière est portée sur la nitrification et dénitrification, deux processus omniprésents dans les réflexions autour des émissions de N<sub>2</sub>O et dans les modèles mécanistes (Wang & Ruf, 2026).

### 2.2.2. La nitrification

La nitrification est un processus biotique aérobie qui englobe l'ensemble des réactions transformant, par oxydations successives, l'ammoniac en nitrate. La nitrification peut être une source de N<sub>2</sub>O lorsque certains de ses produits intermédiaires, l'hydroxylamine et le monoxyde d'azote, ne sont pas utilisés pour poursuivre l'oxydation vers le nitrate, mais sont, "dévies" pour former du N<sub>2</sub>O. Le N<sub>2</sub>O peut aussi être issu de dénitrification effectuée par des bactéries nitrifiantes (Perez-Garcia et al., 2014). Les bactéries et les archées oxydant l'ammoniac sont présentes dans une grande diversité d'écosystèmes, dont les sols fertilisés. La plupart des bactéries oxydant l'ammoniac sont chimolithoautotrophes. La nitrification peut nécessiter l'intervention de plusieurs groupes de microorganismes : transformation de l'ammoniac jusqu'au nitrite par un microorganisme, puis transformation du nitrite en nitrate pas d'autres microorganismes. Elle peut aussi être entièrement réalisée par un même microorganisme, on parle alors de "comammox", c'est notamment le cas des bactéries du genre *Nitrospira* (Kuypers et al., 2018).

La nitrification comprend quatre grandes étapes : (i) l'oxydation de l'ammoniac en hydroxylamine, (ii) l'oxydation de l'hydroxylamine en NO, (iii) l'oxydation du NO en nitrite et (iv) l'oxydation du nitrite en nitrate. **L'oxydation de l'ammoniac en hydroxylamine** est catalysée par deux types d'enzymes : l'ammoniac monooxygénase (AMO), présente chez toutes les bactéries et les archées oxydant l'ammoniac, et la méthane monooxygénase (MMO), moins efficace et présente chez les bactéries méthanotrophes. **L'oxydation de l'hydroxylamine en NO** est réalisée par l'hydroxylamine oxydoréductase (HAO) et l'hydroxylamine oxydase (HOX). La première est employée dans le cadre de la nitrification alors que la seconde est employée par des bactéries réalisant une oxydation anaérobie de l'ammonium ("anammox"). Dans le cadre de l'anammox, l'hydroxylamine provient de "fuites" dans l'activité de l'hydrazine synthase (HZS) qui réduit NO en hydroxylamine avant de l'associer à l'ammoniac pour synthétiser de l'hydrazine (Dietl et al., 2015 ; Kuypers et al., 2018). Le NO est une molécule de passage obligatoire dans l'oxydation de l'ammoniac en nitrate. **Le NO peut être oxydé en nitrite**, l'enzyme responsable de cette réaction n'est pas encore connue avec certitude (Caranto & Lancaster, 2017 ; Kuypers et al., 2018), ou bien directement oxydée en nitrate. **L'oxydation du nitrite en nitrate** est la principale voie de production biologique du nitrate. Elle est catalysée par la nitrite oxydoréductase (NXR), présente chez des microorganismes aérobies et anaérobies. **L'oxydation du NO en nitrate**, sans produit intermédiaire, est aussi possible *via* l'action d'une NO oxydase (Kuypers et al., 2018).



**FIGURE 1.3** – Vue d’ensemble des transformations de l’azote. Schéma construite à partir de Kuypers et al. (2018), Soler-Jofra et al. (2021) et Zhu-Barker et al. (2015).

Le  $N_2O$  n'est pas un produit intermédiaire de la nitrification. Il est issu de la réduction du  $NO$ , qui peut être effectuée dans différents contextes (dénitrification, décomposition de l'hydroxylamine, réduction du nitrite par exemple). Néanmoins, les microorganismes réalisant la nitrification peuvent être à l'origine des conditions nécessaires à la création de  $N_2O$ . Par exemple, Liu et al. (2017) ont montré que l'activité de plusieurs microorganismes oxydant l'ammoniac, partiellement ou totalement, conduit à l'émission d'hydroxylamine extra-cellulaire et à la transformation abiotique de cette molécule en  $N_2O$ .

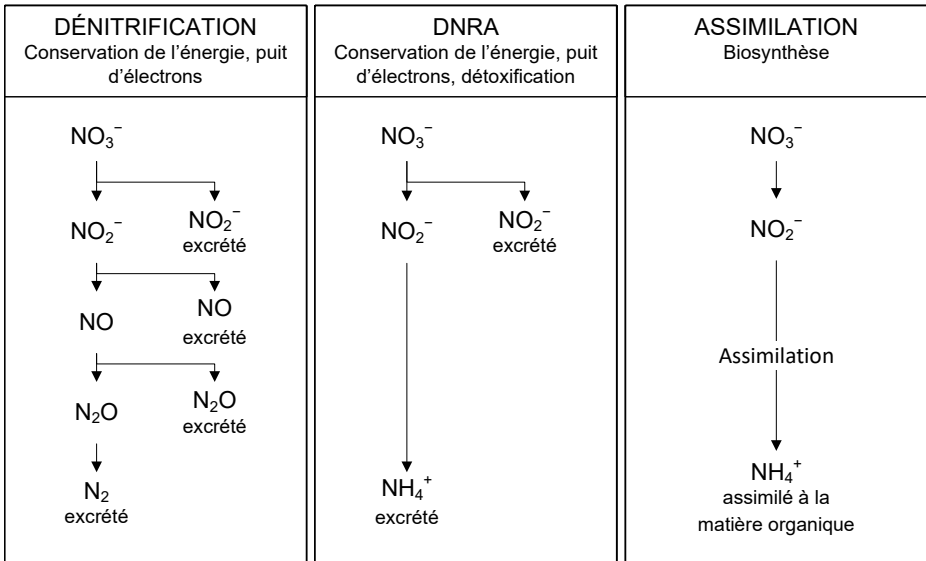
### 2.2.3. La dénitrification

La dénitrification est un processus biotique anaérobie hétérotrophe qui désigne l'ensemble des réactions qui transforment le nitrate en diazote ( $N_2$ ). C'est un processus par lequel le nitrate est réduit pour former du  $N_2O$  ou du diazote, en présence de sources carbonées qui sont oxydées en  $CO_2$  (Pidello, 2014). La dénitrification comprend quatre étapes : (i) la réduction du nitrate en nitrite, (ii) la réduction du nitrite en  $NO$ , (iii) la réduction du  $NO$  en  $N_2O$  et, (iv) la réduction du  $N_2O$  en diazote. Le terme de dénitrification incomplète désigne la situation où la dénitrification ne réalise pas la dernière étape de réduction du  $N_2O$  en  $N_2$ . Le  $N_2O$  est un produit intermédiaire de la dénitrification, il peut être émis lorsque les conditions ne permettent pas une réalisation suffisamment rapide de la réduction du  $N_2O$  en  $N_2$ .

La dénitrification est une forme de respiration anaérobie, elle ne nécessite pas de dioxygène pour se réaliser. Néanmoins, cela n'implique pas nécessairement que le milieu dans lequel la réaction a lieu soit complètement dépourvu de dioxygène. Au-delà des situations pour lesquelles la dénitrification a lieu dans des micro-sites anaérobies, il a été montré que la dénitrification peut avoir lieu malgré la présence de dioxygène (Chen & Strous, 2013 ; Yang et al., 2020). La dénitrification et la respiration aérobie partagent des structures cellulaires, à tel point que tous les organismes capables de réaliser la dénitrification sont aussi capables de réaliser la respiration aérobie, possiblement simultanément. Néanmoins, en présence de dioxygène, la respiration aérobie reste le chemin privilégié pour le transfert d'électrons, la dénitrification étant alors secondaire (Chen & Strous, 2013). Ajoutons que la sensibilité à la présence d'oxygène varie en fonction des microorganismes. Par exemple, l'étape de réduction du  $N_2O$  en diazote peut être tolérante, intolérante ou sensible à la présence de dioxygène selon la souche considérée (Wang et al., 2023).

**La réduction du nitrate en nitrite** est utilisée par deux processus distincts : la respiration et l'assimilation. Le premier processus, commun à la dénitrification et à la réduction dissimilatrice du nitrate en ammonium (en. *dissimilatory nitrate reduction*, DNRA), utilise le nitrate dans un processus de respiration anaérobie (Figure 1.4). Par analogie, le nitrate a alors un rôle similaire au dioxygène dans la respiration aérobie. Cette fonction est catalysée par des nitrates réductases répandues chez de nombreux microorganismes répartis dans des écosystèmes très variés, dont les sols agricoles. La NXR peut aussi être utilisée pour réaliser la réduction du nitrate en nitrite. La réduction

du nitrate en nitrite peut fournir le nitrite utilisé dans l'anammox ou dans l'oxydation aérobie du nitrite, dernière étape de la nitrification, lorsque les produits de la réaction sont excrétés par les microorganismes. Le second processus, l'assimilation utilise le nitrate, réduit en ammonium, pour intégrer l'azote à la biomasse, par exemple pour former des acides aminés. Certains microorganismes ne réalisent que cette étape de réduction du nitrate en nitrite, mais d'autres réalisent aussi la **réduction du nitrite en ammonium** avec la même distinction entre une utilisation pour la respiration anaérobie ou pour l'assimilation. (Kuypers et al., 2018 ; Wang et al., 2024). Dans le cadre de la dénitrification, on ne considère que la réduction du nitrate en nitrite réalisée pour de la respiration anaérobie et dont le produit final est le  $N_2O$  ou le diazote (Besson et al., 2022 ; Sparacino-Watkins et al., 2014).



**FIGURE 1.4** – Distinction entre la dénitrification, la DNRA et l'assimilation du nitrate. Adapté de Sparacino-Watkins et al. (2014), figure 2.

**La réduction du nitrite en NO** est réalisée par des bactéries et des archées dans des milieux contenant du nitrate et avec des concentrations faibles en dioxygène, les sols fertilisés en font partie. La réaction est catalysée par au moins deux différentes nitrites réductases. Il est important de noter que ces enzymes ne sont pas spécifiques à des organismes qui seraient spécialisés dans la réduction du nitrite en NO, elles sont aussi présentes, par exemple, chez des bactéries plutôt caractérisées par leur capacité à oxyder l'ammonium. Ainsi, de nombreux microorganismes sont capables de réaliser cette réaction (Kuypers et al., 2018).

Le NO est une toxine et un intermédiaire obligatoire de nombreuses réactions du



cycle de l'azote, dont la nitrification et la dénitrification. **La capacité de réduire du NO en  $N_2O$  ou en diazote** est donc très répandue au sein des microorganismes impliqués dans la transformation de l'azote. La réduction du NO en  $N_2O$  est catalysée par des NO réductases et sert des fins de détoxification du milieu ou de respiration. Ces enzymes se retrouvent chez de nombreux organismes, dont les champignons. Là encore, les microorganismes ne sont pas nécessairement spécialisés et dans l'oxydation ou la réduction de l'azote. Ainsi, certaines bactéries oxydant l'ammonium peuvent générer du  $N_2O$  en réalisant l'étape de réduction du NO en  $N_2O$ . La réduction microbienne du NO est la principale source de  $N_2O$ , mais des voies abiotiques existent aussi (Zhu-Barker et al., 2015) et sont résumées dans la Section 2.2.4. Tous les microorganismes n'ont pas la capacité de réaliser la dernière réaction de la dénitrification : la réduction du  $N_2O$  en diazote. Cette réaction, catalysée par la  $N_2O$  réductase, ne contribue pas à une forme de respiration anaérobie. Certains microorganismes sont capables de réaliser l'intégralité de la dénitrification alors que d'autres ne réalisent que l'étape de réduction du  $N_2O$  en diazote. L'activité de leur  $N_2O$  réductase étant particulièrement sensible à la présence d'oxygène, de sulfide et au pH, la réduction du  $N_2O$  en diazote peut être inhibée et le  $N_2O$  est alors excrété dans le milieu. Un déséquilibre entre les populations de microorganismes producteurs et consommateurs de  $N_2O$  peut aussi être la cause d'émissions (Kuypers et al., 2018).

#### **2.2.4. Autres voies de formation du $N_2O$ à partir de l'hydroxylamine et du nitrite**

L'hydroxylamine est un composé intermédiaire de la nitrification. Il peut être utilisé pour former du  $N_2O$  en suivant des réactions biotiques et abiotiques. La conversion par voie biotique a été montrée par Caranto et al. (2016) : en conditions anaérobies, une bactérie oxydant l'ammoniac, peut produire du  $N_2O$  à partir de l'hydroxylamine sans passer par d'autres produits intermédiaires. Cette réaction est, dans l'organisme étudié, catalysée par le cytochrome P460. Les conversions par voies abiotiques de l'hydroxylamine sont possibles par dismutation ou par réaction avec des éléments présents dans le milieu tels que le fer (Liu et al., 2017 ; Soler-Jofra et al., 2021). De même, le nitrite peut être réduit en  $N_2O$  par voie abiotique en réagissant avec le fer présent dans le milieu, (Robinson et al., 2021). Ces voies abiotiques de formation du  $N_2O$  sont rassemblées sous la dénomination de "chémodénitrification" (Zhu-Barker et al., 2015).

### **2.3. Modulation des flux de $N_2O$**

#### **2.3.1. Cadre théorique : les réactions redox**

L'objet de cette thèse n'est pas l'étude fine des mécanismes d'oxydoréduction en écologie microbienne, domaine qui dépasse largement de la dénitrification et ses émissions de  $N_2O$ . Néanmoins, certains éléments théoriques sont utiles à rappeler pour mieux appréhender la complexité inhérente à l'interprétation d'actions telles que "passer la charrue" et ses répercussions sur la chimie redox de l'écosystème "sol".

Les organismes vivants utilisent la respiration pour oxyder la matière organique, dont ils tirent leur énergie, en réduisant un accepteur d'électron, par exemple le dioxygène (respiration aérobie) ou le nitrate (dénitrification). Le choix de l'accepteur d'électron est guidé par sa force en tant qu'oxydant : son potentiel de réduction ou potentiel redox. Dans un système où cohabitent plusieurs accepteurs d'électrons, celui avec le plus haut potentiel redox sera privilégié (Pidello, 2014). Dans le cas qui nous intéresse, les accepteurs d'électrons concurrents sont le dioxygène et le nitrate. La réduction du dioxygène en eau est caractérisée par un potentiel d'oxydoréduction standard à pH 7 de + 0,811 Volts, supérieur à celui de la réduction du  $NO_3^-$  en  $N_2$  (+ 0,746 Volts) (Pidello, 2014). Ainsi, en présence de dioxygène, la respiration aérobie a lieu et ce n'est que lorsque le dioxygène devient plus rare que la dénitrification commence. Le potentiel redox est une mesure caractérisant une demi-équation pour un pH donné, ici étudié pour le couple  $O_2/H_2O$  et le couple  $NO_3^-/N_2$ . Il peut aussi caractériser un système plus large, comme un sol, et en représenter le fonctionnement majoritaire (Husson, 2013).

Le potentiel redox du sol est étroitement lié au dioxygène ; il est proportionnel à cette dernière. L'oxygène dans le sol est régulé par le transfert du dioxygène de l'atmosphère dans le sol et sa consommation par les organismes *in situ*. Le dioxygène diffuse de l'atmosphère dans les pores du sol *via* la phase gazeuse et, beaucoup plus lentement, *via* la phase aqueuse. La présence d'eau dans les pores est donc un élément ralentissant fortement la diffusion du dioxygène (Zhang & Furman, 2021). Le régime hydrologique est ainsi un élément particulièrement important dans la détermination du potentiel d'oxydoréduction du sol et des émissions de  $N_2O$  associées. Dans le sol, des sites avec pas ou peu d'oxygène peuvent se créer lorsque la diffusion du dioxygène est entravée par l'argile granulométrique, l'eau contenue dans les pores (Del Grosso et al., 2020) ou la discontinuité du réseau poreux (Dorau et al., 2022) mais aussi lorsque l'activité microbienne utilise le dioxygène au-delà des capacités de diffusion de ce gaz (Kemmann et al., 2021 ; Lycus et al., 2018). En milieu anoxique, les bactéries hétérotrophes capables de réduire le  $N_2O$  en  $N_2$  changent leur métabolisme majoritaire. Elles passent d'un mode aérobie à un mode anaérobie, mais dès que l'oxygène est de nouveau disponible, elles repassent sur leur métabolisme aérobie (Zhou et al., 2021).

Le  $N_2O$  est essentiellement produit par la réduction du monoxyde d'azote. Cette étape requiert un milieu avec un potentiel redox faible (Wang et al., 2018). La transformation de  $N_2O$  en diazote requiert un potentiel redox plus petit que la transformation du monoxyde d'azote en  $N_2O$ . Ainsi, il est possible d'entraver la dernière étape de la dénitrification lorsque les conditions ne sont pas assez réductrices. Lorsque le potentiel redox est plus élevé, la dénitrification n'est pas active. Si le potentiel redox est très faible, la dénitrification est active et complète. Il existe des situations intermédiaires où le potentiel redox est suffisamment faible pour permettre à la dénitrification de fonctionner jusqu'à la réduction du nitrite en  $N_2O$ , mais pas suffisamment pour réduire le  $N_2O$  en diazote (Del Grosso et al., 2020).

Les changements de l'état redox, énergie électrochimique, d'un système sont le résultat de deux composantes : (i) le potentiel redox, tension qui détermine la direction d'une transformation et (ii) la capacité redox, c'est-à-dire la concentration des espèces chimiques réduites et oxydées, la quantité de composés en condition de céder ou d'accepter des électrons. Quand deux systèmes similaires se combinent en un seul, le potentiel redox reste inchangé alors que la capacité redox est doublée. Lorsque l'on cherche à définir l'effet d'un facteur sur l'expression d'une fonction microbienne dans un milieu déterminé (par exemple, la dénitrification), il est nécessaire de déterminer si le facteur affecte l'état redox en termes de potentiel redox (conditions favorables ou défavorables) ou en termes de capacité (taille de l'effet) (Pidello, 2003, 2014).

Ce cadre théorique, utile pour tenter de comprendre la manière dont les microorganismes interagissent avec leur milieu, résiste assez mal aux changements d'échelles ; ici du microorganisme et son environnement immédiat à la parcelle agricole (Burgin & Loecke, 2023 ; Pidello, 2014). Il est plutôt irréaliste d'imaginer établir tous les liens de causalité entre la gestion des résidus et les émissions de  $N_2O$  du sol. Pour pallier cela, les modèles prédictifs s'appuient sur des variables de substitutions pragmatiques. Dans les parties suivantes nous allons nous placer à l'échelle de la parcelle agricole et passer en revue les liens observés entre différentes variables utilisées pour décrire un sol, ainsi que les pratiques agricoles, et les émissions de  $N_2O$ .

### **2.3.2. Les conditions édaphiques**

Les fonctions biologiques conduisant à la formation du  $N_2O$  sont largement répandues dans la microfaune du sol (Kuypers et al., 2018). Du fait de la complexité de l'écosystème sol, il est difficile d'écarter systématiquement une variable au prétexte qu'elle n'intervient pas dans la régulation des émissions de  $N_2O$ . Néanmoins, certaines semblent plus fréquemment responsables de variations de flux. La teneur en oxygène est l'un des facteurs les plus importants dans l'inhibition de la dénitrification (Saggar et al., 2013). L'oxygène est nécessaire à la nitrification où il joue le rôle d'accepteur d'électron. Dans le sol, la diffusion de ce dernier est largement tributaire de la perméabilité et de l'humidité. Un sol imperméable et/ou saturé en eau entrave la diffusion du dioxygène produisant des conditions anoxiques favorables à la dénitrification. En conditions anoxiques, le pH et la teneur en nitrate sont les principaux facteurs expliquant le ratio  $N_2O/(N_2O+N_2)$  et donc les émissions de  $N_2O$  par la dénitrification (Senbayram et al., 2019 ; Wang et al., 2013). L'importance relative de ces facteurs ne fait pas consensus. Par exemple, Li et al. (2022) concluent que, une fois le sol placé en conditions propices à la dénitrification via la méthode acétylène, la quantité d'azote présente est le principal facteur modulant les émissions de  $N_2O$ , devant les autres conditions édaphiques (pH, teneur en argile, humidité du sol). La source de carbone (Carlson et al., 2020 ; Dlamini et al., 2020) et la température (Lognoul et al., 2019 ; Phillips et al., 2015) sont aussi des facteurs fortement impliqués dans la régulation de la nitrification, de la dénitrification et du  $N_2O$  produit. Les paragraphes suivant donnent plus de détails sur la manière dont

ces facteurs influencent les émissions de  $N_2O$ .

L'humidité du sol est influencée par le climat, la topographie, les propriétés physico-chimiques du sol, la couverture du sol, les processus hydrologiques, la couverture végétale et les pratiques agricoles. L'humidité du sol est un acteur majeur de la modulation des réactions redox du sol (Zhang & Furman, 2021). L'eau quitte le sol par ruissellement, percolation, évaporation ou transpiration. Elle y entre par les précipitations, l'irrigation et les remontées capillaires. Rappelons que la nitrification est un processus aérobie et que la dénitrification est un processus anaérobie. L'oxygène diffuse plus lentement à travers l'eau que dans l'air, ainsi la présence d'eau crée des zones anoxiques ou sub-oxiques favorables à la dénitrification. L'humidité à la capacité au champ est un seuil critique au-dessus duquel la dénitrification augmente rapidement avec la teneur en eau. En dessous de ce seuil, la dénitrification est décorrélée de la teneur en eau (Saggar et al., 2013). La part de l'espace poral rempli d'eau (Water Filled Pore Space (espace poral rempli d'eau) (WFPS), dénomination qui sera utilisé dans la suite) est une variable fréquemment rencontrée dans la littérature et utilisée comme un proxy pour la disponibilité en eau et en oxygène. Lorsque le sol est saturé en eau, les conditions sont favorables à une dénitrification complète, le ratio  $N_2O/(N_2O+N_2)$  diminue. En revanche, lorsque le WFPS se situe entre 70 % et 80 %, la dernière étape de la dénitrification est inhibée ce qui augmente le ratio  $N_2O/(N_2O+N_2)$  (Butterbach-Bahl et al., 2013 ; Saggar et al., 2013).

La porosité du sol est le volume de vide du sol dans lequel se trouvent l'eau et les gaz. Elle conditionne la quantité totale d'air ou d'eau présente dans le sol, alors que la connectivité du système poral, en combinaison avec la porosité, caractérise la perméabilité du sol et sa capacité à laisser circuler l'eau et les gaz. Porosité et perméabilité affectent les transferts, et la disponibilité pour les microorganismes, de l'oxygène et des substrats carbonés et azotés. Ce sont donc des facteurs impliqués dans la régulation de la nitrification, la dénitrification et des émissions de  $N_2O$  (Dorau et al., 2022 ; Kim et al., 2022 ; Pulido-Moncada et al., 2024). La porosité et la perméabilité sont fortement influencées par la structure et la texture du sol. La texture du sol, à travers la distribution des tailles des particules élémentaires du sol, définit la porosité fine du sol, intra agrégats, aussi dénommée porosité texturale. Les sols à texture fine émettent généralement plus de  $N_2O$  après un épisode de pluie que ceux avec une texture plus grossière (Saggar et al., 2013) du fait qu'il retiennent plus l'eau par rétention capillaire dans leur pores plus petits. Ils sont ainsi plus fréquemment et plus longtemps en conditions anaérobies suite à un apport d'eau. Ceci favorise les conditions anoxiques et donc la dénitrification et ses émissions de  $N_2O$ , hormis si les conditions sont suffisamment réductrices pour que la dénitrification soit complète (Gu et al., 2013). La structure du sol désigne l'agencement des agrégats de sol et est à l'origine d'une porosité plus large (macroporosité) et d'une large part de la connectivité du réseau poral et donc de la perméabilité du sol, notamment pour les sols de texture fine. Elle est directement affectée par le travail du sol par exemple, qui accroît la porosité structurale, ou par le tassement

lors du passage des machines agricoles qui la réduit, diminuant ainsi la perméabilité ce qui entraîne des émissions de  $N_2O$  plus importantes, jusqu'à les doubler (Hernandez-Ramirez et al., 2021; Saggar et al., 2013). Elle est aussi affectée par les processus biologique comme l'agrégation ou l'action des vers de terre. Un sol bien structuré et perméable est généralement peu propice aux émissions de  $N_2O$  car le drainage est plus rapide et l'eau ne stagne pas, n'entraînant pas la création de poches anaérobies. La bonne perméabilité favorise par ailleurs la circulation de l'oxygène dans le sol depuis la surface.

Les réactions redox sont étroitement liées aux réactions acido-basiques. Le potentiel redox et le pH ne sont pas indépendants, par exemple, dans un sol anaérobie, l'acidification s'accompagne d'une augmentation du potentiel redox alors que l'alcalinisation diminue le potentiel redox (Husson, 2013; Van Breemen, 1987). Le pH a un effet important sur l'intensité de la dénitrification et le ratio  $N_2O/(N_2O+N_2)$  (Saggar et al., 2013). Un pH alcalin augmente l'activité de dénitrification (la quantité  $N_2O+N_2$  augmente), mais réduit le ratio  $N_2O/(N_2O+N_2)$ ; en pH alcalin la dénitrification est intense et complète. Inversement, un pH acide diminue l'activité de dénitrification (la quantité  $N_2O+N_2$  diminue), mais augmente le ratio  $N_2O/(N_2O+N_2)$ ; en pH acide la dénitrification est faible et incomplète (Hénault et al., 2019; Ouerghi et al., 2023; Zhang et al., 2023). La réduction du  $N_2O$  en  $N_2$  est effective à partir d'un pH 6,8-7,0 et décroît rapidement lorsque le pH est inférieur à ces valeurs (Hénault et al., 2019). Le pH du sol est influencé par la nature de la roche mère, l'activité biologique et les pratiques agricoles comme le chaulage.

La température du sol est liée au climat, à son albédo et à la couverture végétale. La température joue un rôle dans les émissions de  $N_2O$ , d'une part indirectement, comme médiateur important de l'activité globale des microorganismes, et donc par exemple sur les potentielles formations de zones anoxiques. D'autre part, elle modifie aussi la capacité des bactéries réduisant le  $N_2O$  en  $N_2$  à activer leur métabolisme anaérobie après une exposition à l'oxygène (Zhou et al., 2021). Il a été observé, dans un bioréacteur en conditions anoxiques, des émissions de  $N_2O$  plus importantes avec une diminution de la température sur un gradient de 20 °C à 5 °C (Adouani et al., 2014). Cette augmentation pouvant être expliquée par des sensibilités à la température différentes entre les enzymes réalisant la dénitrification (Adouani et al., 2014; Holtan-Hartwig et al., 2002). Néanmoins d'autres auteurs arrivent à des conclusions différentes. A partir d'incubations de sols placées en anoxie, le ratio  $N_2O/(N_2O + N_2)$  augmente avec la température sur une gamme comprise entre 19 °C et 35 °C (Phillips et al., 2015). Benoit et al. (2015) concluent aussi que les émissions de  $N_2O$  augmentent avec la température jusqu'à un optimum estimé à 54,8 °C. L'effet de la température interagit avec la texture du sol Cui et al. (2023).

Le substrat azoté en milieu agricole provient essentiellement de la fertilisation organique et minérale, de la fixation biologique et, dans une moindre mesure, de la dépo-

sition atmosphérique. Les exports de matière, la lixiviation et l'érosion sont les principaux responsables des sorties d'azote du système de culture. L'ammonium et le nitrate du sol, substrats de la nitrification et de la dénitrification (Figure 1.3), sont issus de la décomposition de la matière organique ou de la fertilisation azotée. Ils sont utilisés par de nombreux processus concurrents dans le sol comme ceux représentés sur la Figure 1.3 ou encore le prélèvement des plantes. Leur concentration peut être un des facteurs principaux de régulation de la nitrification et de la dénitrification ainsi que des émissions de N<sub>2</sub>O. La concentration en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> augmente l'activité de dénitrification jusqu'à un optimum pour lequel la relation s'inverse ; quand la concentration en nitrate est élevée, la dénitrification ralentie (Saggar et al., 2013 ; Senbayram et al., 2012). La concentration en nitrate a aussi un effet sur le ratio N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O + N<sub>2</sub>) de la dénitrification et interagit avec le pH. Une augmentation de la teneur en nitrate conduit à une augmentation du ratio N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O + N<sub>2</sub>) de la dénitrification et cet effet est inversement proportionnel au pH (Saggar et al., 2013 ; Senbayram et al., 2012, 2019 ; Zhang et al., 2023). Malgré ces nuances, les études *in situ* tendent à montrer qu'une augmentation de la quantité d'azote minéral dans le sol s'accompagne d'une augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O (Shcherbak et al., 2014).

Les substrats carbonés proviennent de la fertilisation organique et des produits de la photosynthèse. La respiration, les exports de matière, la lixiviation et l'érosion sont les principaux responsables des sorties de carbone du système de culture. Le cycle du carbone et celui de l'azote sont fortement liés. Le carbone labile, aussi appelé carbone facilement disponible ou carbone actif, est défini par son temps de résidence court, de quelques jours à quelques mois. Ce type de carbone provient essentiellement des exsudats racinaires, des détritiques de végétaux morts (chaumes, engrais verts, etc.) et des amendements organiques. De manière générale, une augmentation de la teneur en carbone labile s'accompagne d'une augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O (Guenet et al., 2021) malgré une diminution du ratio N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub> de la dénitrification (Saggar et al., 2013). Plusieurs mécanismes peuvent être responsables de cela. Par exemple, l'augmentation de la teneur en carbone labile permet une plus forte activité des microorganismes, et donc de la nitrification et de la dénitrification et des émissions de N<sub>2</sub>O associées. L'arrivée de carbone labile peut aussi momentanément modifier le pH affectant indirectement les émissions de N<sub>2</sub>O (Guenet et al., 2021).

### **2.3.3. Effets de la gestion des résidus et des autres pratiques agricoles**

Les interventions réalisées par l'agriculteur pour mener à bien les cultures englobent un large panel d'outils, interventions physiques (travail du sol, broyage) et chimiques (fertilisation, produits phytosanitaires), modifiant les conditions du sol et influençant nécessairement les microorganismes. Néanmoins, décrire et prédire les effets de ces interventions est un défi. Elles modifient de nombreux paramètres d'un système complexe et encore partiellement inconnu. La foisonnante littérature sur le sujet regorge de cas particuliers. L'importance des pratiques agricoles est aussi à relativiser avec l'in-

fluence du climat et les propriétés du sol. Il ne semble pas y avoir de consensus sur le classement de cette importance (Li et al., 2022). Par exemple, le couple Eh/pH peut être modifié par la fertilisation, la gestion de l'eau, la préparation du sol et la succession des cultures (Husson, 2013). Les choix réalisés pour la fertilisation ont aussi une influence directe sur la mise à disposition de substrat pour de potentielles émissions de N<sub>2</sub>O. Ajoutons qu'une pratique aura l'effet escompté si elle est réalisée au bon endroit, au bon moment, avec les bons outils correctement réglés. En particulier, la synchronisation des besoins et des apports nutritifs de la plante cultivée est un élément essentiel pour limiter les risques de perte d'azote (Fontaine et al., 2024). Dans les paragraphes suivants, différents leviers et pratiques fréquemment mis en œuvre dans les systèmes de grandes cultures en Europe sont décrits du point de vue de leurs effets sur les émissions de N<sub>2</sub>O.

La fertilisation azotée des cultures consiste à apporter de l'azote sous forme minérale ou organique. Les principaux engrais azotés minéraux utilisés en Europe sont l'ammonitrate, l'urée et la solution azotée apportant l'azote uniquement sous forme minérale : NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NH<sub>2</sub> en proportions variables selon la formulation de l'engrais. Les amendements organiques se présentent sous des formes variées : fumiers, lisiers, produits résiduels organiques, composts, vinasse, etc. Ils apportent de l'azote sous forme minérale et organique et leur composition est très variable. Les émissions de N<sub>2</sub>O augmentent avec la quantité d'azote totale apportée par la fertilisation, en particulier si les apports ne sont pas réalisés de manière efficiente. L'azote ainsi apporté n'est alors pas utilisé par la plante, mais perdu, éventuellement sous la forme de N<sub>2</sub>O (Bouwman et al., 2002 ; Maaz et al., 2021). La composition de l'apport influence aussi les émissions de N<sub>2</sub>O. Les formes d'azote ont différents degrés d'accessibilité. L'azote minéral est plus rapidement accessible à la nitrification et la dénitrification alors que l'azote organique doit d'abord être minéralisé, ce qui retarde sa mise à disposition pour les plantes et les microorganismes. L'azote peut aussi être apporté conjointement à du carbone soluble, c'est le cas de la plupart des amendements organiques. Dans une méta-analyse portant sur les apports de matière organique dans les sols agricoles européens, Valkama et al. (2024) observent que les amendements organiques apportés seuls tendent à réduire les émissions de N<sub>2</sub>O par rapport à un contrôle fertilisé avec des engrais minéraux. Au contraire, un amendement organique associé à de la fertilisation minérale tend émettre plus de N<sub>2</sub>O qu'un contrôle fertilisé uniquement avec des engrais minéraux. Dans le contexte agricole, une utilisation efficiente des engrais limite les émissions de N<sub>2</sub>O liées à la fertilisation. Pour cela, les approches telles que la "4R Nutrient Stewardship", qui met l'accent sur l'apport du bon produit, à la bonne dose, au bon moment et au bon endroit sont essentielles. De même, l'utilisation des inhibiteurs de nitrification et d'engrais à base d'ammoniac peuvent grandement limiter les risques de perte d'azote par lixiviation et dénitrification (Ruser & Schulz, 2015).

Le chaulage est une opération consistant à épandre un amendement minéral basique, par exemple du carbonate de calcium, sur le sol afin d'en augmenter le pH lorsque ce

dernier est trop acide. L'augmentation du pH induite par le chaulage peut réduire le ratio N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>) de la dénitrification. Dans une méta-analyse, Wang et al. (2021) montrent que le chaulage des sols acides réduit d'environ 20 % les émissions de N<sub>2</sub>O. Néanmoins, certains auteurs relèvent des situations pour lesquelles le chaulage conduit à une augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O (Senbayram et al., 2019).

L'irrigation peut influencer le potentiel redox du sol en chassant l'air des pores, créant des zones anaérobies propices aux émissions de N<sub>2</sub>O. De manière générale, l'irrigation tend à augmenter les émissions de N<sub>2</sub>O, par rapport à une parcelle non irriguée, toutes choses égales par ailleurs (Trost et al., 2013). L'effet des types d'irrigation ne semble pas rencontrer de consensus, mais l'irrigation par inondation pourrait réduire les émissions en créant des conditions anaérobies propices à une dénitrification complète (Sapkota et al., 2020).

Le travail du sol a une influence sur la structure du sol, et donc son potentiel redox, mais aussi sur le déplacement de substrat qui peut devenir accessible aux microorganismes. Un labour, par exemple déplace de la matière organique dans des zones potentiellement anaérobies. Ce même labour peut générer une semelle imperméable provoquant une accumulation d'eau propices à la dénitrification. Mais il peut aussi fragmenter et oxygéner un horizon de surface compacté ce qui, au contraire, réduit la dénitrification. Enfin, toutes les techniques de travail du sol n'ont pas le même effet et interagissent avec d'autres facteurs comme l'humidité et la présence de biomasse à la surface du sol. Par exemple, l'enfouissement d'un engrais vert par un labour génère des émissions de N<sub>2</sub>O alors qu'une incorporation avec une herse non (Carter et al., 2014). De manière générale, le non-travail du sol tend à augmenter les émissions de N<sub>2</sub>O d'environ 12 % par rapport à un travail du sol conventionnel (Niu et al., 2019 ; Shakoor et al., 2021) mais des effets contrastés sont relevés dans la littérature. Fiorini et al. (2020) observent plutôt une diminution des émissions de N<sub>2</sub>O et Kesenheimer et al. (2019) concluent sur une absence d'effets. La texture du sol semble interagir avec le travail du sol, dans les sols à texture fine, le non-travail du sol augmente fortement les émissions et, dans les sols à textures plus grossières, cet effet est moins important, voire négligeable (Shakoor et al., 2021).

Les plantes jouent un rôle dans les émissions de N<sub>2</sub>O du sol, une récente méta-analyse conclue que les plantes tendent à réduire les émissions de N<sub>2</sub>O par rapport à des sols sans végétation (Timilsina et al., 2024). La présence de végétation réduit le potentiel de nitrification et la disponibilité du nitrate pour la dénitrification. De plus, la présence de végétation réduit le ratio N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>) de la dénitrification (Timilsina et al., 2024).

Les effets de la restitution des résidus de culture sur les émissions de N<sub>2</sub>O sont particulièrement variables. Dans ce contexte, les méta-analyses sont de précieux outils pour tirer des conclusions d'ensemble. Abalos, Recous, et al. (2022) et Li et al. (2021) concluent que la restitution des résidus de culture augmente les émissions de N<sub>2</sub>O de 30 % à 60 % par rapport à leur export. Dans une méta-analyse centrée sur l'Europe,



Valkama et al. (2024) concluent que la restitution des résidus de culture ne modifient pas les émissions de  $N_2O$  par rapport à un contrôle fertilisé sans restitution de biomasse. Lorsque les résidus sont restitués, le ratio C/N des résidus module l'effet sur les émissions de  $N_2O$ , les résidus au C/N faible (inférieur à 25-30) tendent à augmenter les émissions plus que les résidus avec un C/N plus élevé (Abalos, Recous, et al., 2022 ; Li et al., 2021 ; Valkama et al., 2024). Dans le cas où les résidus sont restitués, leur ratio C/N et la maturité physiologique de la plante dont ils sont issus sont les principaux éléments modulant les émissions de  $N_2O$ . La décomposition de résidus avec un C/N supérieur à 30 est associée à une immobilisation nette de l'azote présent dans le sol. L'azote ainsi immobilisé n'est pas utilisé pour produire du  $N_2O$  ce qui contribue à réduire les émissions. Les résidus de cultures issus de plantes détruites avant maturité physiologique combinent un C/N faible à une forte disponibilité d'éléments nutritifs, notamment carbonés (Abalos, Rittl, et al., 2022 ; Lashermes et al., 2022). Ces résidus sont particulièrement favorables à l'activité de respiration des microorganismes dégradant la matière organique et qui consomment l'oxygène. Cela peut conduire à des situations d'anoxies ponctuelles propices aux émissions de  $N_2O$ . Le travail du sol sur la modulation des émissions de  $N_2O$  après restitution des résidus a des effets très variables entre les méta-analyses, les effets ne sont pas significatifs, voire contradictoires, c'est le cas, par exemple, de Li et al. (2021) qui concluent que le seul effet significatif du travail du sol concerne une augmentation des émissions quand les résidus sont incorporés à la surface. De leur côté, Abalos, Recous, et al. (2022) concluent que les effets ne sont pas significatifs, mais que la tendance observée est plutôt une diminution des émissions de  $N_2O$  si les résidus sont mélangés à la surface et une augmentation s'ils sont enfouis plus profondément. Conceptuellement, il est pourtant possible de faire des hypothèses sur le rôle du travail du sol dans la modulation des effets des résidus de culture. Par exemple, le labour peut placer les résidus dans des conditions de décomposition anoxiques plus ou moins importantes favorisant la dénitrification et potentiellement les émissions de  $N_2O$ . Le non-travail du sol peut causer une accumulation de la biomasse en surface, améliorant sur le long terme la structure, rendant la création de micro-sites anaérobies moins probable (Abalos, Recous, et al., 2022). De même, les rôles de la texture du sol et du pH sur la modulation de l'effet des résidus ont été jugés non significatifs par Valkama et al. (2024) et significatifs par Li et al. (2021).

## ***2.4. Caractéristiques des flux de $N_2O$***

Les flux de  $N_2O$  sont notoirement connus pour être particulièrement variables dans le temps et l'espace et, dans certains contextes, l'essentiel des émissions de  $N_2O$  annuelles peuvent être émises sur une courte période et/ou par un volume de sol restreint. Ces caractéristiques sont souvent mentionnées comme un défi à relever par les modèles pour prédire correctement les émissions de  $N_2O$  à l'échelle d'une parcelle agricole (Chadwick et al., 2014 ; Groffman et al., 2009 ; Kravchenko et al., 2017 ; Zentgraf et al., 2025).

La variabilité temporelle des flux de  $N_2O$  peut être liée à des variations régulières à plusieurs échelles. Les cycles jour/nuit (Shurpali et al., 2016), les épisodes de dégel (Furon et al., 2008 ; Wagner-Riddle et al., 2017), les inondations (Zhou et al., 2020) en sont des exemples. La variabilité spatiale des flux est associée à l'hétérogénéité de la texture et de la structure du sol, sa topographie et la distribution de la matière organique et plus largement des substrats de la nitrification et de la dénitrification (Ball et al., 1997 ; Hénault et al., 2012).

### **3. Revue des outils et des méthodes disponibles pour l'étude des émissions de $N_2O$ du sol**

#### ***3.1. L'échantillonnage des flux de $N_2O$***

La variabilité importante spatiotemporelle des flux de  $N_2O$  implique qu'une fréquence d'échantillonnage trop faible ou focalisée sur les périodes/zones à risque, peut rapidement conduire à manquer les principaux moments/lieux d'émissions ou à les sur-représenter. Barton et al. (2015) recommandent, pour l'estimation des émissions annuelle, un échantillonnage quotidien des flux de  $N_2O$  avec la possibilité de descendre à un échantillon par semaine en tenant compte des facteurs susceptibles de faire varier les émissions. D'autres auteurs préconisent de ne pas avoir une fréquence inférieure à deux échantillons par semaine (Grace et al., 2020). Les échanges de  $N_2O$  entre le sol et l'atmosphère peuvent être étudiés avec des techniques de micrométéorologie telles que la corrélation des turbulences (en. *eddy covariance*) ou avec l'aide de chambres statiques, manuelles ou automatiques (cf. Figure 3.1).

Avec les méthodes de micrométéorologie, les instruments de mesure sont placés sur des mats qui mesurent le vent, la température et la concentration en gaz en un ou plusieurs points au-dessus de la surface. La méthode phare est celle de la corrélation des turbulences. Ces techniques donnent potentiellement accès à une fréquence d'échantillonnage inatteignable avec la méthode des chambres tout en prenant en compte des surfaces de terrain plus grandes. Néanmoins, elle demande un équipement bien plus coûteux et technique à mettre en place et à entretenir, en particulier lorsque l'objectif est de mesurer le  $N_2O$  (Pan et al., 2022). Cette méthode requiert aussi une taille minimale de parcelle pouvant être incompatible avec les surfaces allouées aux essais multifactoriels traditionnels, ou ne pouvant être conciliée avec l'échelle d'autres prélèvements (Rapson & Dacres, 2014).

Les méthodes utilisant des chambres fonctionnent en analysant en l'évolution de la concentration en gaz dans une enceinte hermétique posée sur le sol. Les prélèvements d'air peuvent être manuels ou automatiques. L'air prélevé est analysé pour en déterminer sa composition en différents gaz. La mise en œuvre des chambres statiques est très variable d'un dispositif à un autre. Les chambres varient en taille et en matériaux utilisés pour leur fabrication. Cette méthode est largement adoptée dans la littérature. Elle

est adaptable aux conditions d'expérimentation (topographie, accès à l'électricité, besoin en main d'œuvre, *etc.*), relativement peu coûteuse et très documentée. Néanmoins, une bonne qualité d'échantillonnage est très coûteuse en main d'œuvre, même dans le cas des chambres automatiques, il est en effet nécessaire de retirer le dispositif lors des travaux du sol par exemple, puis de le réinstaller. La maintenance est aussi importante, la surveillance et la réparation du dispositif d'ouverture et de fermeture (gel ou végétation pouvant bloquer la cinématique), de "l'étanchéité" du système, de la collecte et du traitement des données demandent du temps et une certaine expertise.

Pour l'analyse de la composition de l'air, trois méthodes sont possibles : chromatographique, optique et ampérométrie.

## **3.2. Modélisation des flux de $N_2O$**

### **3.2.1. Nécessité d'avoir des modèles**

Face à la complexité de la mesure et de l'étude des émissions de  $N_2O$ , les modèles mathématiques sont utiles pour prédire les émissions de  $N_2O$  issues de différents systèmes et pour représenter l'état des connaissances.

### **3.2.2. Méthode IPCC et les modèles statistiques empiriques**

L'IPCC propose une équation souvent utilisée comme référence pour estimer les émissions de  $N_2O$  des sols (cf. Équation 11 dans Hergoualc'h et al. (2019)). Dans le calcul des émissions de  $N_2O$ -N annuelles, les résidus de cultures sont comptabilisés, *via* la quantité d'azote qu'ils apportent dans les émissions associées aux entrées d'azote dans les sols cultivés. Ils ont le même facteur d'émission que les engrais minéraux azotés, les amendements organiques et l'azote issu de la minéralisation de la matière organique. Ce facteur d'émission est de 0.01 kg de  $N_2O$ -N, avec une gamme d'incertitude de 0.003 à 0.03 kg de  $N_2O$ -N. Autrement dit, pour 100 kg d'azote apporté par les résidus de culture, 1 kg sont estimés être convertis en  $N_2O$ -N. L'estimation des émissions de  $N_2O$  peut être précisée en fonction des données disponibles jusqu'à l'approche dite de tiers 3 où des modèles et des mesures sont utilisés pour l'estimation des émissions.

Un large panel d'outils statistiques est mobilisé pour élaborer des modèles à partir de mesures de  $N_2O$ . Ces modèles sont particulièrement utiles pour évaluer la contribution de différents facteurs aux émissions de  $N_2O$ , mais peuvent nécessiter de grandes quantités de données tout en ayant un potentiel de généralisation faible. Dans certains cas, ils ne contribuent pas à l'amélioration de la connaissance des mécanismes, c'est le cas des modèles "boîte noire". Lors de l'élaboration de ces modèles, il est nécessaire de prendre en compte certaines contraintes inhérentes aux flux de  $N_2O$  et aux design expérimentaux telles que la présence de mesures répétées, une distribution biaisée, des valeurs de flux négatives ou manquantes, *etc.* Les flux de  $N_2O$  sont des valeurs quantitatives continues ; les modèles de régression sont donc tout indiqués. Plusieurs familles

de modèles de régression sont rencontrées dans la littérature et utilisés pour calculer les flux à partir des mesures des chambres, prédire des émissions futures, estimer des valeurs manquantes ou classer l'importance relative de facteurs influençant les émissions de N<sub>2</sub>O. Les auteurs utilisent des modèles reposant sur des méthodes fréquentistes ou bayésiennes et dont les algorithmes ajustent les paramètres des modèles en fonction des données (apprentissage automatique). Les lignes qui suivent décrivent brièvement des cas d'étude des émissions de N<sub>2</sub>O et les modèles statistiques employés.

L'objet de l'étude des flux peut être l'identification des facteurs utiles à la prédiction des émissions de N<sub>2</sub>O. Pour cela de nombreux d'algorithmes sont employés, seuls ou en association. Parmi les algorithmes utilisés pour classer l'importance relative des variables se trouvent les forêts aléatoires (RF), les Partial Least Squares (PLS), les Least Absolute Shrinkage and Selection Operator (LASSO), les Support Vector Machine (SVM), les modèles linéaires, simples, généralisés (GLM) ou mixtes (Baral et al., 2019 ; Ge et al., 2024 ; Joshi et al., 2022 ; Philibert et al., 2013 ; Saha et al., 2021). Des analyses reposant sur les ondelettes sont aussi employées (Furon et al., 2008 ; Milne et al., 2011, 2013). Ces algorithmes se distinguent par leur facilité d'interprétation et les hypothèses qui doivent être satisfaites pour en permettre l'utilisation. Les réseaux de neurones artificiels sont aussi utilisés pour réaliser des prédictions d'émissions de N<sub>2</sub>O (Hamrani et al., 2020).

### **3.2.3. Modèles mécanistes**

Les modèles mécanistes sont une représentation numérique des processus caractérisant le fonctionnement d'un système. Chaque modèle se distingue par les frontières du système qu'il cherche à décrire et par le niveau de détail alloué aux différents processus modélisés. Les modèles mécanistes décrivant les simulations des émissions de N<sub>2</sub>O des sols cultivés doivent prendre en compte les influences des pratiques agricoles, du climat, du type de sol et des plantes ainsi que leurs interactions. Les modèles mécanistes sont particulièrement intéressants pour explorer des scénarios et détailler les liens entre les actions et leurs conséquences. Néanmoins, ils sont parfois limités dans leur utilisation pour estimer les émissions à de larges échelles du fait du nombre de paramètres nécessaire à leur fonctionnement. Les modèles mécanistes peuvent aussi être vus comme une synthèse pragmatique des connaissances sur un sujet. En cela, ils sont utiles pour comprendre les liens de cause à effet entre différents facteurs, mais montrent aussi les potentielles faiblesses dans les connaissances qui peuvent faire l'objet de recherches (Giltrap et al., 2020). Il existe un grand nombre de modèles mécanistes représentant les émissions de N<sub>2</sub>O. Par exemple, Heinen (2006) compare plus de cinquante modèles ayant une représentation simplifiée de la dénitrification. Les modèles les plus représentés dans une sélection d'études récentes sont, par ordre alphabétique, APSIM, CERES-EGC, CoupModel, DayCent, DNDC et STICS (Butterbach-Bahl et al., 2013 ; Dueri et al., 2023 ; Gabbrielli et al., 2024 ; Giltrap et al., 2020 ; Tang et al., 2024 ; Zhang et al., 2020). Butterbach-Bahl et al. (2013) propose une classification des

modèles basée sur leur complexité.

Les modèles les plus simples calculent un potentiel de dénitrification et éventuellement un potentiel de nitrification. Les émissions de  $N_2O$  sont calculées en appliquant des facteurs de réduction, estimés à partir des conditions environnementales, de ces potentiels. Les modèles les plus complexes simulent des populations microbiennes et leurs activités. La circulation de l'azote est influencée par des concentrations variables en dioxygène dans le sol et le  $N_2O$  produit n'est pas émis directement dans l'atmosphère lors de sa production ; il diffuse dans le sol où il peut être réduit en  $N_2$ . Dans ces modèles plus complexes, les émissions de  $N_2O$  ne sont pas nécessairement égales à la production. Les modèles cités dans le paragraphe précédent ont leur calcul des émissions de  $N_2O$  qui varie de par les équations et leur paramétrage. Néanmoins, ils reposent, mis à part DNDC, sur une base conceptuelle commune : l'estimation de flux de nitrification et de dénitrification et le calcul d'une proportion de ces flux qui génère du  $N_2O$ .

Le modèle "Denitrification-Decomposition" (DNDC) est un modèle biogéochimique développé pour quantifier la séquestration du carbone et les émissions de  $N_2O$  des sols agricoles. Il a depuis été étendu à d'autres écosystèmes. Les principaux processus modélisés sont la décomposition, la nitrification, la dénitrification, la fermentation et la méthanogénèse. Ces processus sont modulés par l'activité des microorganismes, elle aussi modélisée et variable en fonction des conditions environnementales telles que la température, l'Eh, le pH et la concentration en substrat. Le  $N_2O$  est simulé comme une fraction du flux de nitrification. Le  $N_2O$  issu de la dénitrification fait l'objet de plus de détails ; une fois le sol saturé, l'Eh est calculé quotidiennement avec l'équation de Nerst pour déterminer l'activation des microorganismes anaérobie en fonction des conditions édaphiques. Le niveau d'activité de microorganismes est ensuite calculée à l'aide d'une cinétique standard de type Michaelis-Menten (*DNDC - Scientific Basis and Processes - Version 9.5*, 2017).

Le modèle DayCent est un modèle biogéochimique simulant les flux de carbone et d'azote des systèmes plante et sol. Les émissions de  $N_2O$  sont issues des flux de nitrification et de dénitrification et sont modulés par la concentration en azote minéral du sol, l'humidité, la température et la disponibilité en carbone labile. Le modèle prend en compte la diffusion des gaz dans le sol et son impact sur la dénitrification, la teneur en eau n'est pas le seul facteur pouvant déclencher la dénitrification. L'activité microbienne n'est pas explicitement modélisée, mais la dénitrification est modulée par la teneur en nitrate et la teneur en carbone labile. DayCent simule le ratio  $N_2/N_2O$  en supposant qu'une diffusivité moindre des gaz dans le sol provoquera une augmentation du  $N_2$  comme produit final de la dénitrification (Del Grosso et al., 2022).

Le modèle APSIM donne plus d'importance que les modèles vus précédemment à la description des itinéraires techniques, ces derniers pouvant être déclenchés par le modèle en fonction des conditions rencontrées pendant la simulation (Moore et al.,

2014). La nitrification et la dénitrification sont modélisées ainsi que les flux de  $N_2O$  issus de ces processus. Le  $N_2O$  issu de la nitrification est calculé comme une proportion fixe du flux d'azote nitrifié. La modélisation du processus de dénitrification s'inspire du modèle CERES-Maize V1. Les émissions de  $N_2O$  de la dénitrification sont calculées en appliquant le calcul du ratio  $N_2/N_2O$  du modèle DayCent au flux de dénitrification simulé par APSIM (Holzworth et al., 2014 ; « SoilN », s. d.).

Le modèle STICS simule le système sol-plante. Il est avant tout développé pour simuler des cycles culturaux. Sa représentation du sol décrit la décomposition de la matière organique, les cycles du carbone et de l'azote. Il comprend la nitrification et la dénitrification ainsi que la simulation des émissions de  $N_2O$  associées. STICS représente le sol comme un empilement de réservoirs communicant, chaque réservoir correspondant à une couche de sol. La nitrification et la dénitrification sont calculées en appliquant des facteurs de réduction à un flux potentiel. Ces facteurs de réduction sont calculés en tenant compte du pH, de la température, de la teneur en eau et en substrat. Les flux de  $N_2O$  sont calculés comme des parts des flux simulés de nitrification et de dénitrification pouvant varier en fonction du WFPS, du pH et de la concentration en nitrate. Le modèle propose plusieurs modes de calculs des flux de nitrification et de dénitrification potentiels ainsi que des émissions de  $N_2O$  associées.

## 4. Problématique et objectifs de la thèse

La revue bibliographique réalisée, dont les principaux éléments sont présentés dans ce chapitre introductif, souligne les effets très variables de la restitution des résidus de culture sur les émissions de  $N_2O$ , en fonction de leur composition chimique, des conditions édaphiques et de l'itinéraire technique. Les modèles disponibles pour simuler les émissions de  $N_2O$  des systèmes cultivés restent en outre encore limités, du fait de la complexité des processus impliqués. Ils sont par ailleurs peu évalués sur des aspects spécifiques comme l'influence du retour des résidus de culture au sol, ou celle de la manière dont ils sont gérés.

C'est pourquoi, l'objectif général de cette thèse est d'évaluer l'influence des résidus de culture et de leur gestion sur les émissions de  $N_2O$  ainsi que notre capacité à prédire cette influence, dans le contexte spécifique des systèmes de grande culture du nord de la France. Pour cela nous nous appuyerons sur le site "Grande Culture" du dispositif de longue durée Agroécosystèmes, Cycles Bio-géochimiques et Biodiversité (ACBB) d'Estrées-Mons. Ce dispositif présente l'intérêt de disposer, *via* les huit systèmes de culture étudiés, d'une large variété de résidus de culture et modalités de gestion. De plus, les émissions de  $N_2O$  sont suivies toute l'année avec une fine résolution temporelle et les différentes variables de contrôle des émissions sont bien caractérisées. Enfin, la dizaine d'années pour lesquelles des données sont disponibles permettent d'explorer une large gamme de conditions environnementales, notamment météorologiques. Les attendus sont à la fois des références sur l'influence des résidus de culture sur les

émissions de  $N_2O$  dans le contexte étudié, mais aussi des éclairages sur la contribution des résidus et de leur gestion aux émissions, sur les caractéristiques associées aux résidus qui contrôlent cette influence, sur l'évaluation de la capacité de différents types de modèles à prédire l'influence des résidus de culture et de leur gestion.

La Figure 1.5 décrit comment, à partir des deux questions de recherche générales de cette thèse :

1. Quelle est l'influence des résidus de culture et de leur gestion sur les émissions de  $N_2O$  ?
2. Dans quelle mesure est-il possible de prédire cette influence ?

Des questions de recherche spécifiques sont définies, et abordées de façon croisées dans les trois chapitres principaux de ce travail. Ces questions de recherche spécifiques sont les suivantes :

1. Quel poids les résidus de culture et leur gestion ont-ils dans la variance des émissions de  $N_2O$ , par rapport à d'autres variables de contrôle (autres pratiques, climat) ?
2. À travers quelles propriétés des résidus de culture ou de leur gestion cette influence se manifeste-elle ?
3. Quel est le niveau de performance de modèles de prédiction des émissions de  $N_2O$ , avec un focus sur l'effet des résidus de culture et de leur gestion, de l'échelle de l'événement à celle de la succession de culture ?

Après une présentation générale du dispositif expérimental sur lequel s'appuie l'ensemble du travail, ces trois questions de recherche spécifiques sont abordées sous différents angles dans trois chapitres, correspondant à des articles ou projets d'articles. Un préambule à chacun de ces chapitres décrit les objectifs poursuivis, la démarche mise en œuvre, et l'apport à l'une ou plusieurs des questions de recherche spécifiques précédemment définies.

Le premier de ces chapitres, intitulé "Crop residues moderately influence cumulative  $N_2O$  emissions through their carbon to nitrogen ratio in a 12-year experiment in northern France", alimente simultanément les trois questions de recherche spécifiques (Figure 1.5). Il s'appuie sur la construction d'un jeu de données associant les émissions de  $N_2O$  cumulées à un large ensemble de variables prédictives à l'échelle de périodes allant d'une restitution de biomasse à la suivante ainsi que sur l'utilisation de différents types de modèles statistiques pour prédire les émissions de  $N_2O$ . Dans ce chapitre, les contributions des différentes variables considérées, en particulier celles associées aux résidus de culture et à leur gestion, sont quantifiés.

Le second chapitre, qui s'intitule "Effets de l'export systématique des résidus de culture de céréales et de pois sur les émissions de  $N_2O$  dans un système sans labour" valorise deux traitements du dispositif ACBB qui se distinguent par le niveau d'exportation des résidus de culture. Ce chapitre complète les résultats du premier, avec un

focus sur l'influence de la quantité de résidus restitués, et donc sur la seconde question de recherche spécifique. L'intérêt principal de cette approche est la plus grande finesse dans l'évaluation de l'effet de la quantité de résidus. Celle-ci est obtenue grâce à la conservation de la richesse des données journalières, permise par l'utilisation d'un modèle mixte modélisant les différentes sources d'erreur et la dépendance temporelle des émissions de N<sub>2</sub>O observées.

Le troisième chapitre, "Modelling soil N<sub>2</sub>O emissions after crop residue return : assessment of the STICS model on contrasted cropping systems over 12 years", mobilise le modèle mécaniste STICS. Il évalue dans quelle mesure le modèle est capable de prédire les émissions de N<sub>2</sub>O et en particulier l'influence des résidus de culture et de leur gestion, à la fois à l'échelle de l'événement de restitution, et à celle de la succession de culture. Ce chapitre contribue ainsi principalement à la question de recherche spécifique 3. La mise en œuvre et la comparaison du modèle standard et d'une version modifiée pour mieux tenir compte de l'effet des résidus à travers l'effet des composés solubles libérés durant la décomposition permettent cependant de contribuer aussi aux questions de recherche spécifiques 1 et 2 (Figure 1.5).

Enfin, une discussion générale revient sur les deux questions de recherche générales en croisant les résultats des différents chapitres, ce qui permet de consolider les conclusions de ce travail.



Thématique  
générale de la  
thèse

Questions de  
recherches  
générales

Questions de  
recherches  
spécifiques

Contributions  
des chapitres

Discussion de  
l'ensemble des  
résultats

## Influence des résidus de culture et de leur gestion sur les émissions de N<sub>2</sub>O et sa prédictivité

Avec le dispositif expérimental ACBB—grandes cultures : 8 traitements incluant une grande variété de résidus et modes de gestion, 10 années climatiques, un suivi en continu et à échelle temporelle fine des émissions de N<sub>2</sub>O et une bonne caractérisation des variables de contrôle des émissions (dont celles associées aux résidus de culture)

### Quelle influence des variables ?

*Quel poids dans la variance des émissions par rapport à d'autres facteurs (climat, pratiques culturales, etc.) ?*

#### CHAPITRE 1 :

- Agrégation de variables à l'échelle du cycle de restitution + couverture temporelle exhaustive
- Prédiction des émissions de N<sub>2</sub>O cumulées avec un large panel de variables
- Utilisation de différents modèles statistiques et **évaluation de l'influence des variables sur les prédictions**

#### CHAPITRE 3 :

- Simulation des émissions avec un modèle modifié pour mieux représenter l'effet des résidus
- **Quel impact de cette modification sur les émissions cumulées à l'échelle de la succession de culture ?**

### Quelle capacité à prédire les émissions de N<sub>2</sub>O ?

*A travers quelles propriétés des résidus ou de leur gestion ?*

#### CHAPITRE 1 :

- Agrégation temporelle basée sur les événements de restitution de biomasse
- Contribution de la quantité, de la composition biochimique et de l'enfouissement des résidus à la prédictions des émissions de N<sub>2</sub>O cumulées
- **Evaluation de l'influence des variables liées aux résidus et leur gestion sur les prédictions de modèles statistiques**

#### CHAPITRE 2 :

Utilisation de deux traitements du dispositif ACBB qui se différencient par les **quantités de résidus restitués/exportés**

#### CHAPITRE 3 :

- Simulation avec un modèle intégrant l'effet des composés solubles libérés lors de la décomposition des résidus
- Influence de la composition biochimique des résidus sur les émissions aux échelles de l'événement de restitution et de la succession de culture.

*Quelle performances de modèles à l'échelle de l'évènement de restitution de biomasse à celle de la succession de culture ?*

#### CHAPITRE 1 :

Performance de différents modèles statistique et apprentissage automatique pour prédire les émissions de N<sub>2</sub>O et la contribution des résidus de culture à l'échelle de cycles de restitution.

#### CHAPITRE 3 :

- Performance du modèle STICS pour simuler les émissions de N<sub>2</sub>O et la contribution des résidus de culture
- Avec la version standard et une version modifiée du modèle pour mieux tenir compte de l'influence des composés solubles libérés
- A l'échelle de l'évènement de restitution ou à l'échelle de la succession

Cohérence des résultats issus d'approches différentes

FIGURE 1.5 – Schéma conceptuel de la thèse



## **Matériel & méthodes : le site expérimental ACBB - grandes cultures**



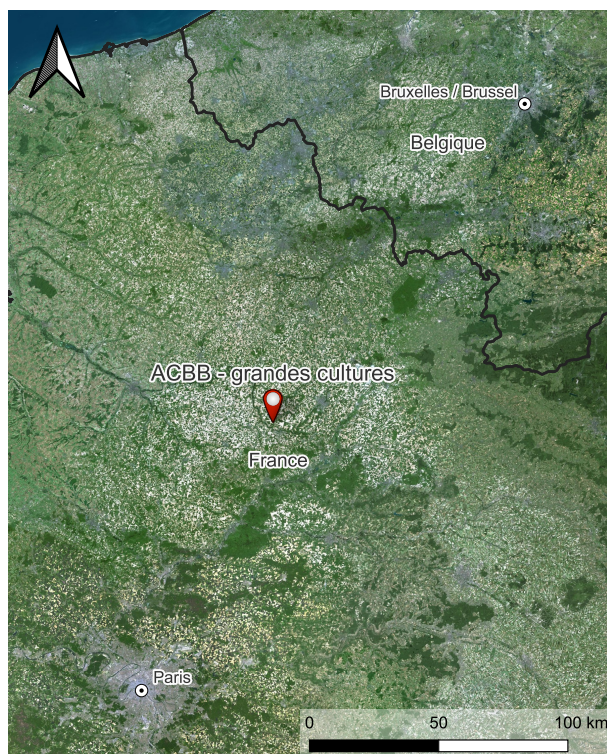
## 1. Introduction

Ce chapitre matériel et méthode présente le dispositif expérimental exploité pour répondre aux questions de recherche de la thèse. Certaines parties sont reprises dans les chapitres suivants, en particulier le Chapitre 3 et le Chapitre 5. Néanmoins, la complexité et l'importance de ce dernier pour le travail qui a été mené justifie qu'il soit décrit et illustré dans son intégralité ici. Par rapport aux descriptions présentes dans les chapitres suivants, le lecteur trouvera dans ce chapitre des schémas explicatifs et des descriptions plus complètes. L'objectif de ce chapitre est de donner une vision d'ensemble du dispositif. Le travail de thèse s'est appuyé sur des données brutes pré-existantes, il n'a pas influencé les choix de protocoles d'analyses et de prélèvement. Ainsi, les protocoles spécifiques de certaines analyses (chimiques notamment) ne sont que brièvement présentés ici.

Le réseau ACBB s'intéresse à l'évaluation des impacts environnementaux de trois types d'agro-écosystèmes à travers des observations réalisées sur des dispositifs de long-terme. Les agro-écosystèmes évalués sont : le système "prairies temporaires", localisé à Lusignan, le système "prairies permanents", représenté par deux sites situés à Theix et Laqueuille et, enfin, le système "grandes cultures" localisé à Estrées-Mons et qui fait l'objet de ce chapitre. Le site expérimental ACBB - grandes cultures est géré par l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) et implique l'unité mixte de recherche BioEcoAgro ainsi que l'unité expérimentale Grandes Cultures Innovation Environnement. Son objectif est de comparer les performances de différents systèmes de grandes cultures, non connectés à l'élevage, tout en améliorant les connaissances relatives au processus agroécologiques France (2024).

## 2. Plan et topographie du site expérimental

Le dispositif est localisé à Estrées-Mons (France, 49°52'25.7 N 3°01'54.1 E, Figure 2.1) et compte 22 ha. Les parcelles expérimentales sont attenantes à un petit aéroport et entourées de parcelles agricoles. Le centre de recherche est situé au nord du dispositif (Figure 2.2). Les parcelles A01 à A24 et A29 à A30 (Figure 2.2) mesurent entre 0,3 et 0,5 hectare chacune. Les parcelles A27 et A26 ne sont pas concernées par l'échantillonnage des flux de  $N_2O$  et ne contribuent donc pas aux analyses de ces derniers. Les parcelles expérimentales ont un dénivelé faible, sans rupture brusque (Figure 2.3) ce qui limite les risques de transferts horizontaux de matière entre parcelles.



**FIGURE 2.1** – Localisation du dispositif expérimental

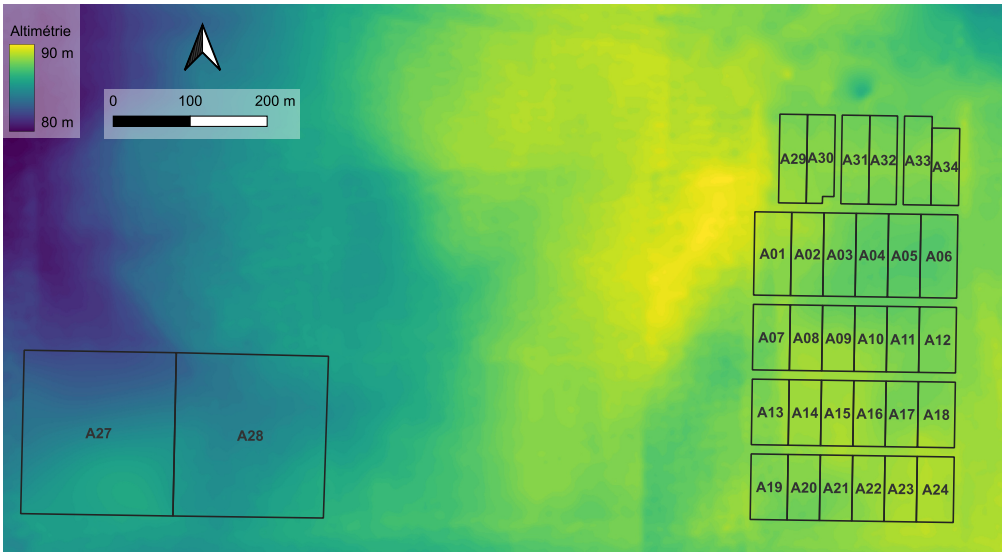
### 3. Climat et suivi météo

Le climat est océanique avec des influences continentales. Sur la période 2009-2022 : la température moyenne annuelle a été de 11 °C (min. 9,6 °C, max. 12 °C), les précipitations annuelles moyennes ont été de 638 mm·an<sup>-1</sup> (min. 510 mm·an<sup>-1</sup>, max. 760 mm·an<sup>-1</sup>) et l'évapotranspiration potentielle de Penman (ETPP) a été en moyenne de 742 mm·an<sup>-1</sup> (min. 656 mm·an<sup>-1</sup>, max. 864 mm·an<sup>-1</sup>). La Figure 2.4 représente l'évolution dans le temps de la température moyenne de l'air, de la pluviométrie et de l'ETPP sur le dispositif.

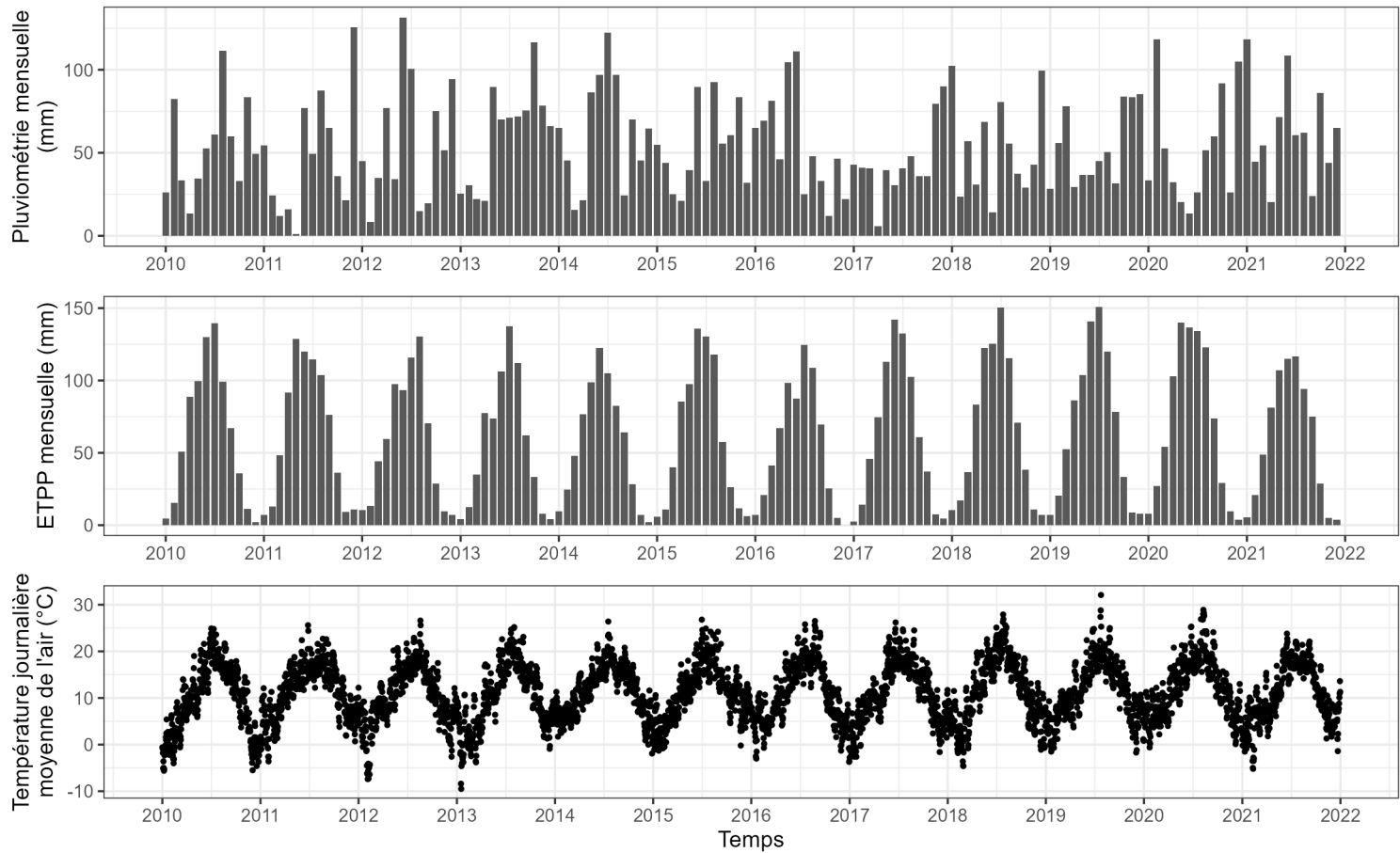
Les données météorologiques sont issues d'une station localisée en bordure du dispositif expérimental et appartenant au réseau CLIMATIK (<https://agroclim.inrae.fr/climatik/>, station 80557001 Mons-en-Chaussée).



**FIGURE 2.2** – Carte de la disposition actuelle des parcelles du dispositif ACBB d'Estrées-Mons.



**FIGURE 2.3** – Altimétrie des parcelles du dispositif expérimental ACBB d'Estrées-Mons. Carte élaborée à partir des données IGN RGE ALTI® (résolution : 1 m).



**FIGURE 2.4** – Température de l'air moyenne journalière, précipitations et évapotranspiration potentielle de Penman (ETPP) cumulées mensuelles entre 2010 et 2022 (station CLIMATIK n°80557001)



## **4. Les traitements expérimentaux**

### ***4.1. Description des différents traitements***

Le site expérimental ACBB couvre huit systèmes de culture, chacun correspondant à un traitement expérimental. Les traitements expérimentaux sont répartis dans deux ensembles de parcelles distincts. Un premier ensemble de parcelles comprend six traitements expérimentaux (CONV, RT, RT-RR, RN, RN-LEG, RR-PER, ORG, ORG-LEG, cf. Table 2.1), répartis dans quatre blocs aléatoires complets. Deux autres sont répartis dans un ensemble de trois blocs aléatoires complets distincts. Cette distinction est issue d'une décision d'ajouter deux traitements sans fertilisations minérale et sans usage de produits phytosanitaire. Ces traitements sont conçus de manière à pouvoir comparer les effets des facteurs travail du sol (CONV vs RT), gestion des résidus de culture (RT vs RT-RR), fertilisation azotée minérale (CONV vs RN), utilisation de cultures pérennes (RT-RR vs RR-PER) dans la rotation et utilisation de légumineuses dans la rotation (RN vs RN-LEG).

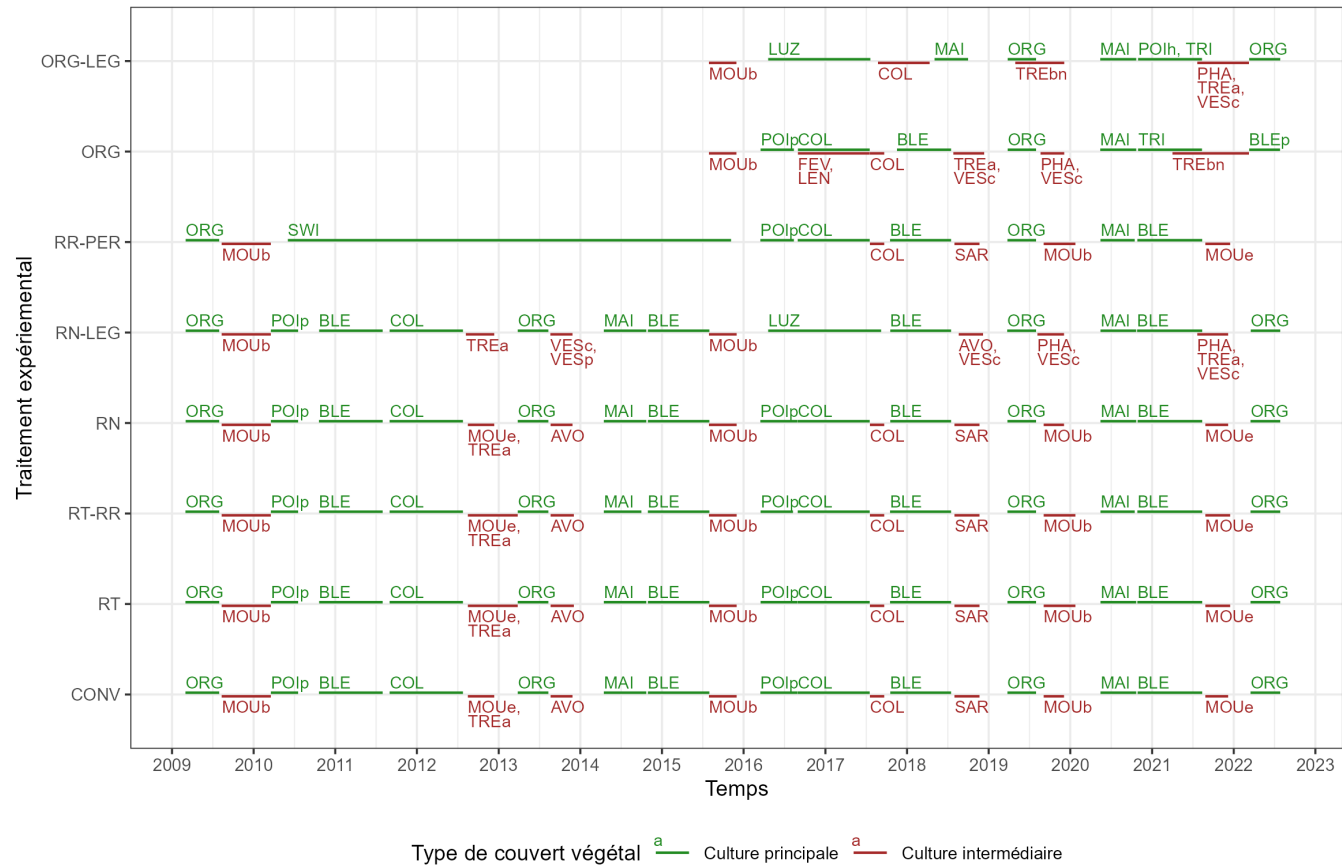
**TABLE 2.1** – Traitements expérimentaux du site ACBB d'Estrées-Mons. CONV : conventionnel, RT : travail du sol réduit, RT-RR : travail du sol réduit et export des résidus de culture, RN : fertilisation azotée réduite, RN-LEG : fertilisation azotée réduite et utilisation de légumineuses dans la succession de cultures, RR-PER : export des résidus de culture et présence de cultures pérennes dans la rotation, ORG : pas de fertilisation minérale ni de traitement phytosanitaire, ORG-LEG : pas de fertilisation minérale ni de traitement phytosanitaire et utilisation de légumineuses dans la succession de cultures

Traitement	CONV	RT	RT-RR	RN	RN-LEG	RR-PER	ORG	ORG-LEG
Nombre de répétitions	4	4	4	4	4	4	3	3
Labour	Oui	Non	Non	Oui	Oui	Non	Oui	Oui
Export des résidus de culture	Non	Non	Oui	Non	Non	Oui	Non	Non
Fertilisation minérale azotée (% de la dose de référence)	100 %	100 %	100 %	35 %	35 %	100 %	0 %	0 %
Fréquence des légumineuses dans la succession de cultures	Faible	Faible	Faible	Faible	Elevée	Faible	Faible	Elevée
Présence de cultures pérennes dans la succession de cultures	Non	Non	Non	Non	Oui	Oui	Non	Oui
Usage de produits phytosanitaires	Oui	Oui	Oui	Oui	Faible	Oui	Non	Non

L'ensemble des parcelles du dispositif expérimental ont suivi un itinéraire technique identique d'homogénéisation pendant un an sous la forme d'une succession d'une culture d'orge de printemps et d'une culture intermédiaire de moutarde blanche. Au printemps 2016, après une interculture de moutarde blanche, deux parcelles au nord du dispositif et hors des quatre blocs aléatoires complets, appartenant aux traitements CONV et RT, sont utilisées pour créer les traitements ORG et ORG-LEG. Le dispositif expérimental dans son ensemble n'utilise pas d'irrigation.

### **4.2. Occupations du sol, semis et récoltes**

Les cultures principales cultivées sur le dispositif sont le blé tendre (*Triticum aestivum* L.), le colza (*Brassica napus* L.), la luzerne (*Medicago sativa* L.), le maïs (*Zea mays* L.), l'orge (*Hordeum vulgare* L.), le pois (*Pisum sativum* L.), le panic érigé (*Panicum virgatum* L.) et le triticales (*X Triticosecale* Wittmack). Les cultures intermédiaires ou associées sont l'avoine (*Avena sativa* L.), les repousses de colza, la féverole (*Vicia faba* L.), la lentille (*Lens culinaris* L.), la moutarde (*Sinapis alba* L. et *Brassica carinata* A. Braun), la phacélie (*Phacelia tanacetifolia* Benth), le sarrasin (*Fagopyrum esculentum* Moench), le trèfle (*Trifolium alexandrinum* L., *Trifolium pratense* L. et *Trifolium repens* L.) et la vesce (*Vicia sativa* L. et *Vicia benghalensis* L.).



**FIGURE 2.5** – Successions des cultures des différents traitements. AVO : avoine, BLE : blé tendre d’hiver ou de printemps (p), COL : colza, FEV : féverole, LEN : lentille, LUZ : luzerne, MAI : maïs, MOU : moutarde blanche (b) ou d’Éthiopie (e), ORG : orge, PHA : phacélie, POI : pois d’hiver (h), de printemps (p), SAR : sarrasin, SWI : panic érigé, TRE : trèfle d’Alexandrie (a), blanc (bn) ou violet (v) VES : vesce commune (c) ou pourpre (p)

Les cultures intermédiaires sont systématiquement semées en août, après la récolte de la culture principale. Elles sont détruites en hiver (novembre-décembre) mécaniquement par un broyage et/ou par le gel. La biomasse issue des cultures intermédiaires n'est jamais exportée de la parcelle. Occasionnellement, la culture intermédiaire est constituée de repousses de la culture principale qui prennent le dessus sur le couvert initialement semé (cf. colza en 2017, Figure 2.5). Les périodes de sol nu sont réduites au minimum.

### 4.3. Travail du sol

Le travail du sol superficiel (< 10 cm) est utilisé dans tous les traitements expérimentaux plusieurs fois par an. Les outils employés sont : les déchaumeurs à disques et à dents, les herse rotatives et à dents et des préparateurs de lits de semence. Tous les traitements expérimentaux, à l'exception de RT et RT-RR, sont labourés une fois par an, hors cultures pluriannuelles, à une profondeur moyenne de 20 cm. L'enchaînement type d'opérations de travail du sol entre une récolte et un semis est : déchaumage (0 à 4 interventions), labour (0 à 1), hersage (0 à 4), préparation du lit de semences.

### 4.4. Fertilisation

La fertilisation minérale azotée est apportée au moyen d'un engrais liquide : une solution azotée N39 composée d'urée (50 %), d'ammonium (25 %) et de nitrate (25 %). La quantité d'azote à apporter, tient compte des besoins de la plante et l'azote déjà présent dans le sol. Elle est calculée en utilisant l'outil d'aide à la décision AzoFert® (Machet et al., 2017). Les légumineuses, les cultures intermédiaires et les cultures des traitements ORG et ORG-LEG ne reçoivent pas de fertilisation azotée minérale. Les quantités apportées par culture pour les traitements recevant 100 % de la dose préconisée sont présentées dans la Table 2.2.

**TABLE 2.2** – Fertilisation azotée des cultures. Les doses correspondent à celles des traitements recevant 100 % de la dose recommandée. \*le panic érigé est fertilisé une fois par an à partir de la troisième année.

Culture	Quantité d'azote totale	Nombre d'apports
Blé tendre	156 à 215 kg·ha <sup>-1</sup>	1 à 4
Colza	190 à 220 kg·ha <sup>-1</sup>	2
Orge	100 à 160 kg·ha <sup>-1</sup>	1 à 2
Maïs	117 à 160 kg·ha <sup>-1</sup>	1
Panic érigé	* 40 kg·ha <sup>-1</sup>	1

Un engrais binaire 0-20-10 a été apporté conjointement à du chlorure de potasse juste avant le semis du maïs en mai 2020, sur tous les traitements, sauf ORG et ORG-LEG,

pour un total de 100 kg·ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 25 kg·ha<sup>-1</sup> de SO<sub>3</sub>, 30 kg·ha<sup>-1</sup> de MgO et 50 kg·ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O. En mars 2017 du Sulfan 24 N 18 S a été utilisé pendant la culture du colza des traitements CON, RT, RT-RR, RN et RR-PER pour un apport total de 46 kg·ha<sup>-1</sup> de CaO, 50 kg·ha<sup>-1</sup> de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 50 kg·ha<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et 75 kg·ha<sup>-1</sup> SO<sub>3</sub> (réduite pour le traitement RN). Au début de la culture d'orge en avril 2019, les traitements ORG et ORG-LEG ont reçu 460 kg·ha<sup>-1</sup> d'un engrais organo-minéral 12-2-0, ORGALIZ (NF U 42-001), représentant un apport de 55 kg·ha<sup>-1</sup> d'azote.

#### ***4.5. Protection phytosanitaire***

Une protection phytosanitaire complète (herbicides, fongicides, insecticides et molluscicides/hellicides avec adjuvants) est employée sur tous les traitements expérimentaux à l'exception des traitements ORG et ORG-LEG. Le traitement RN-LEG a une protection réduite en nombre de traitements.

### **5. Le sol et son suivi**

#### ***5.1. Description générale du sol du dispositif expérimental***

Le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) donne l'indication suivante sur la géologie : Limons loessiques, limons loessoïdes ou limons sableux, Pléistocène (Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), 2004). Le sol est qualifié de limon profond, Haplic Luvisol par la World Reference Base for Soil Resources, 2022 (WRB, 2022). La texture du sol sur l'horizon 0-20 cm est composée, en moyenne, de 18,7 % d'argile (min. 13,6 %, max. 23,4 %), 74,4 % de limon (min. 66,9 %, max. 77,8 %) et 6,9 % de sable (min. 4,1 %, max. 10,8 %). Au lancement de l'expérimentation en 2009, la teneur moyenne en carbone était de 1,1 % (min. 0,96 %, max. 1,3 %). Le pH moyen était de 8,2 (min. 8,0 ; max. 8,4) avec un taux de carbonate de calcium moyen de 0,39 % (min. 0,24 ; max. 0,46 %).

#### ***5.2. La teneur en azote minéral***

Les teneurs en nitrate et en ammonium sont mesurées, pour tous les traitements expérimentaux, après la récolte des cultures de rente et à la fin de l'hiver, avant les fertilisations azotées minérales. Les traitements ORG et ORG-LEG ont une mesure supplémentaire en automne. Pour chaque date et parcelle, six prélèvements de sol représentatif de la couche 0-30 cm sont réalisés avec une foreuse de 18 mm de diamètre. Ces prélèvements sont mélangés pour former un seul échantillon. Les échantillons sont congelés jusqu'à leur analyse. Après décongélation, un dosage du nitrate et de l'ammonium dans les échantillons par une solution de chlorure de potassium à 1 mol·L<sup>-1</sup> est réalisé. Les concentrations en nitrate et en ammonium sont déterminées dans les extraits par colorimètre à flux continu.

### 5.3. Humidité

#### 5.3.1. Échantillonnage manuel de l'humidité et de la masse volumique apparente

Des mesures d'humidité et de masse volumique apparente sont réalisées à l'occasion de prélèvements spécifiques, lors de l'installation ou de la remise en service des réflectomètres de teneur en eau TDR (en. *time domain reflectometry*), après leur retrait pour permettre le passage d'outils par exemple, et à l'occasion des mesures de reliquats azotés. La masse volumique apparente du sol est déterminée par la méthode des cylindres. L'objectif est d'obtenir le rapport entre la masse sèche du sol et le volume total du prélèvement. Un volume de sol non perturbé est prélevé au moyen d'un cylindre de 5 cm de diamètre et de 5 cm de hauteur. Le sol frais est pesé ( $m_f$ ) avant d'être séché 24 heures à 105 °C puis pesé à nouveau pour obtenir sa masse sèche. Le rapport entre la masse sèche ( $m_s$ ) et le volume du cylindre ( $V_c$ ) est la masse volumique apparente du sol ( $\rho$ ) (Équation 2.1).

$$\rho_{sol} = \frac{m_s}{V_c} \quad (2.1)$$

Cette méthode donne aussi les humidités massiques et volumiques au moment du prélèvement. L'humidité massique est calculée selon l'Équation 2.2 et l'humidité volumique selon l'Équation 2.3.

$$H_m = \frac{m_f - m_s}{m_f} \quad (2.2)$$

$$H_v = \frac{V_{eau}}{V_c} = \frac{\frac{(m_f - m_s)}{\rho_{eau}}}{V_c} \quad (2.3)$$

$H_m$  et  $H_v$  sont liés par Équation 2.4,  $\rho_{eau}$  est la masse volumique de l'eau ( $10^3 \text{ kg/m}^3$ ) :

$$H_m = H_v \times \frac{\rho_{eau}}{\rho_{sol}} \Leftrightarrow H_v = H_m \times \frac{\rho_{sol}}{\rho_{eau}} \quad (2.4)$$

Enfin, la part de l'espace poreux remplie d'eau (en. *Water Filled Pore Space*, WPFS) est calculée avec Équation 2.5 avec  $\rho_{particules} = 2,65 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  la masse volumique des particules du sol, valeur constante, et  $1 - \rho_{sol}/\rho_{particules}$  la porosité totale du sol.

$$WFPS = \frac{H_v}{1 - \frac{\rho_{sol}}{\rho_{particules}}} \quad (2.5)$$

### 5.3.2. Les réflectomètres de teneur en eau

L'humidité du sol est mesurée toutes les 30 minutes au moyen de réflectomètres de teneur en eau TDR Campbell CS616. Ces capteurs ont été installés en 2010 dans les parcelles A01 à A12 ainsi que A31 et A32 aux profondeurs (cm) suivantes : -15, -45, -75, -105, -135, -165, -195 et -235. Dans le cadre de cette thèse, seules les données des sondes TDR placées à -15 cm sont utilisées. Pour cette profondeur, les parcelles A01 à A06 sont, chacune, équipées d'une sonde, les parcelles A07 à A12 sont équipées de deux sondes et les parcelles A31 et A32 sont équipées de trois sondes. Ainsi, le suivi à haute fréquence temporelle de l'humidité est réalisé sur deux parcelles pour les traitements expérimentaux CONV à RR-PER et sur une parcelle pour les traitements expérimentaux ORG et ORG-LEG (cf. Figure 2.2).

Le signal envoyé par les réflectomètres de teneur en eau est validé par un opérateur puis corrigé de l'effet de la température en utilisant l'équation de Rüdiger et al. (2010) (Équation 2.6, avec  $s = 0,00825$ , valeur pour les sols limoneux.  $P_c$  et  $P_b$  sont respectivement la période corrigée et la période brute en  $\mu s$ ,  $T$  est la température en  $^{\circ}C$ ).

$$P_c = \frac{P_b + s \times 16,81(T - 25)}{1 + s \times (T - 25)} \quad (2.6)$$

La correspondance entre la valeur corrigée de l'effet de la température et l'humidité volumique est établie au moyen de courbes d'étalonnages réalisées par capteur, à partir d'observations de l'humidité volumique, cf. Section 5.3.1. Les réflectomètres de teneur en eau sont étalonnés en utilisant des mesures manuelles d'humidité. Le nombre de données disponibles pour étalonner chaque capteur évolue en fonction du temps et de la profondeur du capteur. Par exemple, les capteurs à partir de -45 cm (inclus) ne sont étalonnés qu'avec les mesures réalisées lors de leur installation en 2010 alors que ceux de surface ont un jeu de données qui augmente avec le temps. L'humidité volumique ainsi obtenue peut être convertie en humidité massique (cf. Équation 2.4) et en WFPS (cf. Équation 2.5).

## 5.4. Température

La température du sol est suivie depuis 2010 à l'aide de capteurs de température Campbell TH107 placés à -15, -45, -75 et -195 cm de profondeur dans les parcelles A01 à A12 ainsi que A31 et A32. Chaque profondeur de chaque parcelle est échantillonnée toutes les 30 minutes. Un modèle de conduction de la chaleur (transfert par diffusion), basé sur la loi de Fourier est construit à partir de ces données mesurées pour obtenir la température aux profondeurs des réflectomètres de teneur en eau. Dans le cadre de cette thèse, seules les données directement mesurées par les capteurs de température placés à -15 cm sont utilisées. Pour cette profondeur, les parcelles A01 à A06 sont, chacune, équipées d'un capteur, les parcelles A07 à A12 sont équipées de deux capteurs et les parcelles A31 et A32 sont équipées de trois capteurs. Ainsi, le suivi



à haute fréquence temporelle de la température est réalisé sur deux parcelles pour les traitements expérimentaux CONV à RR-PER et sur une parcelle pour les traitements expérimentaux ORG et ORG-LEG (cf. Figure 2.2).

## 6. Caractérisation de la biomasse restituée

La description biochimique des résidus de culture est issue d'un des deux types de prélèvements de biomasse suivants : un prélèvement de la totalité de la biomasse aérienne à maturité végétative, avant la récolte (prélèvement pré-récolte) ou un prélèvement de la totalité de la biomasse aérienne après récolte (prélèvement post-récolte). Le premier est systématiquement effectué sur toutes les parcelles tandis que le second n'est réalisé que lorsque l'itinéraire technique prévoit une exportation des résidus de culture. La quantité de biomasse restituée ainsi que ses propriétés biochimiques sont directement disponibles lorsqu'un prélèvement post-récolte est effectué. Néanmoins, la situation la plus fréquemment rencontrée dans le dispositif est celle où seul un prélèvement pré-récolte est effectué. Les éléments de biomasses sont alors catégorisés comme étant "récoltés" ou "restitués" en fonction du type de plante et du mode de récolte. Les propriétés de la biomasse restituée sont déduites des parties classées comme étant "restituées". Les deux types de prélèvements suivent les étapes suivantes :

1. Prélèvement de la totalité de la biomasse aérienne au champ (4 placettes par parcelle). Chaque placette couvre une surface d'un mètre de long et deux inter-rangs plus deux rangs de largeur (cf. Figure 2.6) pour les prélèvements pré-récolte et un carré d'un mètre côté pour les prélèvements post-récolte.
2. Classification de la biomasse prélevée (organes de la culture principale, adventices, *etc.*) et détermination des parties exportées ou restituées.
3. Pesée de la biomasse fraîche,
4. Séchage en étuve (65 °C, 96 heures),
5. Pesée de la biomasse sèche,
6. Broyages successifs pour obtenir une poudre de granulométrie < 1 mm,
7. Obtention de la masse de C et N par chromatographie en phase gazeuse après une combustion flash à 1 000 °C (méthode d'extraction de Dumas) de la poudre. La teneur en eau résiduelle de l'échantillon est déterminée par séchage en étuve (60 °C, 48 heures).

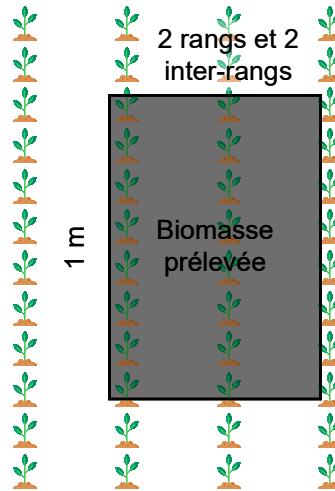


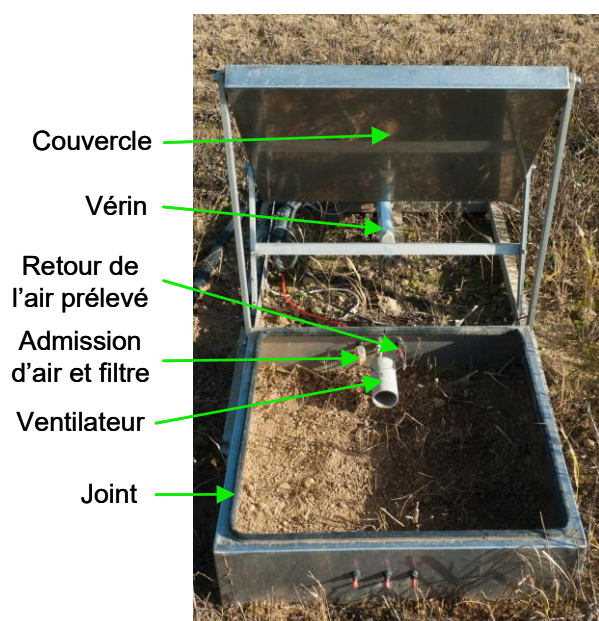
FIGURE 2.6 – Schéma d'une placette de prélèvement de biomasse aérienne pré-récolte.

## 7. Échantillonnage et mesure des émissions de N<sub>2</sub>O

L'échantillonnage des flux de CO<sub>2</sub> et de N<sub>2</sub>O est réalisé au moyen de chambres automatiques en métal (Figure 2.7). Plusieurs tailles de chambres sont utilisées, de 0,16 m<sup>2</sup> à 0,49 m<sup>2</sup>. Les chambres sont enfoncées dans le sol sur une profondeur de 5 cm à 10 cm. La hauteur finale de la chambre est comprise entre 15 cm et 20 cm, elle est systématiquement mesurée à chaque installation. Le rapport largeur/longueur des chambres est aussi variable, certaines sont rectangulaires et assez fines pour être déposées dans l'inter-rang des cultures sarclées comme le maïs. Les autres sont carrées et posées de manière à couvrir plusieurs rangs et inter-rangs dans les cultures plus densément semées (blé, orge, couverts végétaux) (Figure 2.8).

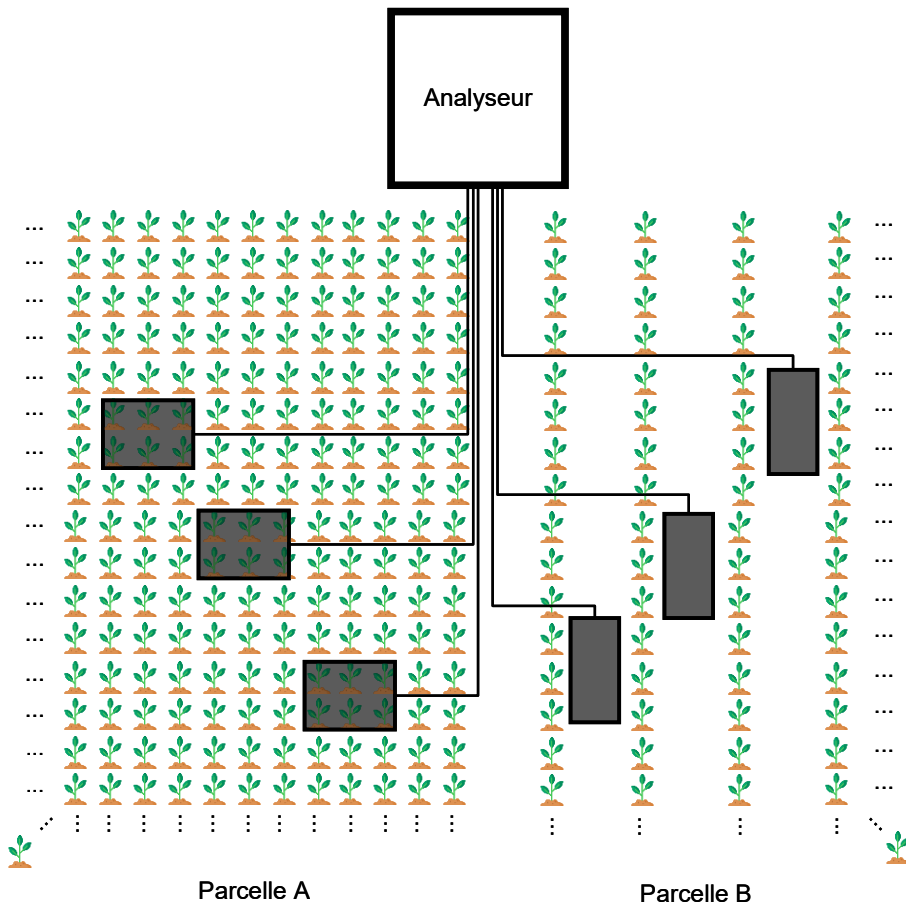
Chaque chambre est fermée pendant 18 minutes, quatre fois par jour, par intervalles de 6 heures. Le temps de fermeture est suffisamment court pour éviter une modification significative des conditions d'humidité et de température de la surface de sol échantillonné. Lorsqu'elles ne sont pas en train d'effectuer une mesure, les chambres sont ouvertes de manière à laisser les échanges sol-atmosphère se réaliser librement, par exemple, la pluie peut entrer librement dans les chambres. Pour réaliser les mesures de gaz, la chambre se ferme ; puis l'air est pompé et acheminé vers les analyseurs placés à une vingtaine de mètres.

L'air prélevé dans les chambres passe séquentiellement dans un analyseur mesurant le CO<sub>2</sub> puis dans un analyseur mesurant le N<sub>2</sub>O. Ce sont des analyseurs optiques utilisant la technologie infrarouge non dispersive (NDIR). L'analyseur mesurant le CO<sub>2</sub>



**FIGURE 2.7** – Intérieur d'une chambre automatique utilisée sur le dispositif ACBB d'Estrées-Mons

est un LI-COR Biosciences LI-820. C'est un analyseur NDIR "simple", déduisant la teneur en  $CO_2$  à partir de l'absorption de l'énergie infrarouge dans le chemin optique. Les teneurs en  $N_2O$  de l'air étant beaucoup plus faibles que celles en  $CO_2$ , un analyseur NDIR "simple" n'est pas assez sensible. Ainsi, l'analyseur mesurant le  $N_2O$  est un Thermo Fisher Scientific 46c ou 46i, reposant sur une technologie NDIR plus sensible, la corrélation par filtres gazeux (en. *gas filter correlation*, GFG). Chaque couple d'analyseurs de gaz est relié à six chambres, trois chambres sont placées une parcelle d'un même traitement expérimental, ainsi deux traitements expérimentaux sont suivis par chaque couple d'analyseur (Figure 2.8).



**FIGURE 2.8** – Schéma du placement des chambres automatiques utilisées pour l'essai ACBB d'Estrées-Mons. A gauche pour les cultures à forte densité de semis et à droite pour les cultures sarclées.

L'estimation du flux de  $N_2O$  est calculée de la manière suivante : la pente de la concentration en fonction du temps a été estimée à l'aide d'un modèle exponentiel, dérivé de la loi de diffusion de Fick, ajusté à la cinétique de l'accumulation de gaz lorsque la cinétique n'était pas linéaire. Un modèle linéaire a été préféré si la cinétique d'accumulation était très proche de la linéarité, c'est-à-dire si la constante de vitesse du modèle exponentiel était inférieure à  $0,01 \text{ min}^{-1}$ . Le modèle linéaire était aussi préféré tant que l'ajustement du modèle exponentiel n'était pas nettement supérieur. Autrement dit, le modèle linéaire était préféré à partir du moment où le rapport entre l'erreur quadratique moyenne du modèle exponentiel et l'erreur quadratique moyenne du modèle linéaire était supérieur à 0,975. Dans les deux cas, les données de concentration de l'ensemble de la période d'accumulation de 18 minutes ont été utilisées. L'estimation de l'accroissement de la concentration en  $N_2O$  en fonction du temps à  $t = 0$ ,  $dC/dt_{t=0}$  ( $\text{ppb} \cdot \text{min}^{-1}$ ) est ensuite convertie en quantité d'atomes d'azote contenus dans les molécules de  $N_2O$  émises ( $N_2O\text{-N}$ ),  $F$ , en utilisant le coefficient 0,144 pour convertir les  $\text{m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$  en  $\text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ ,  $h$  (cm) est la hauteur de la chambre,  $Mm$  la masse molaire de l'atome d'azote ( $28 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ ) et  $VM$  le volume molaire ( $24,1 \text{ L} \cdot \text{mol}^{-1}$  at  $20^\circ \text{C}$ ) Équation 2.7 :

$$F = 0,144 \cdot \frac{h \cdot Mm}{VM} \frac{dC}{dt_{t=0}} \quad (2.7)$$

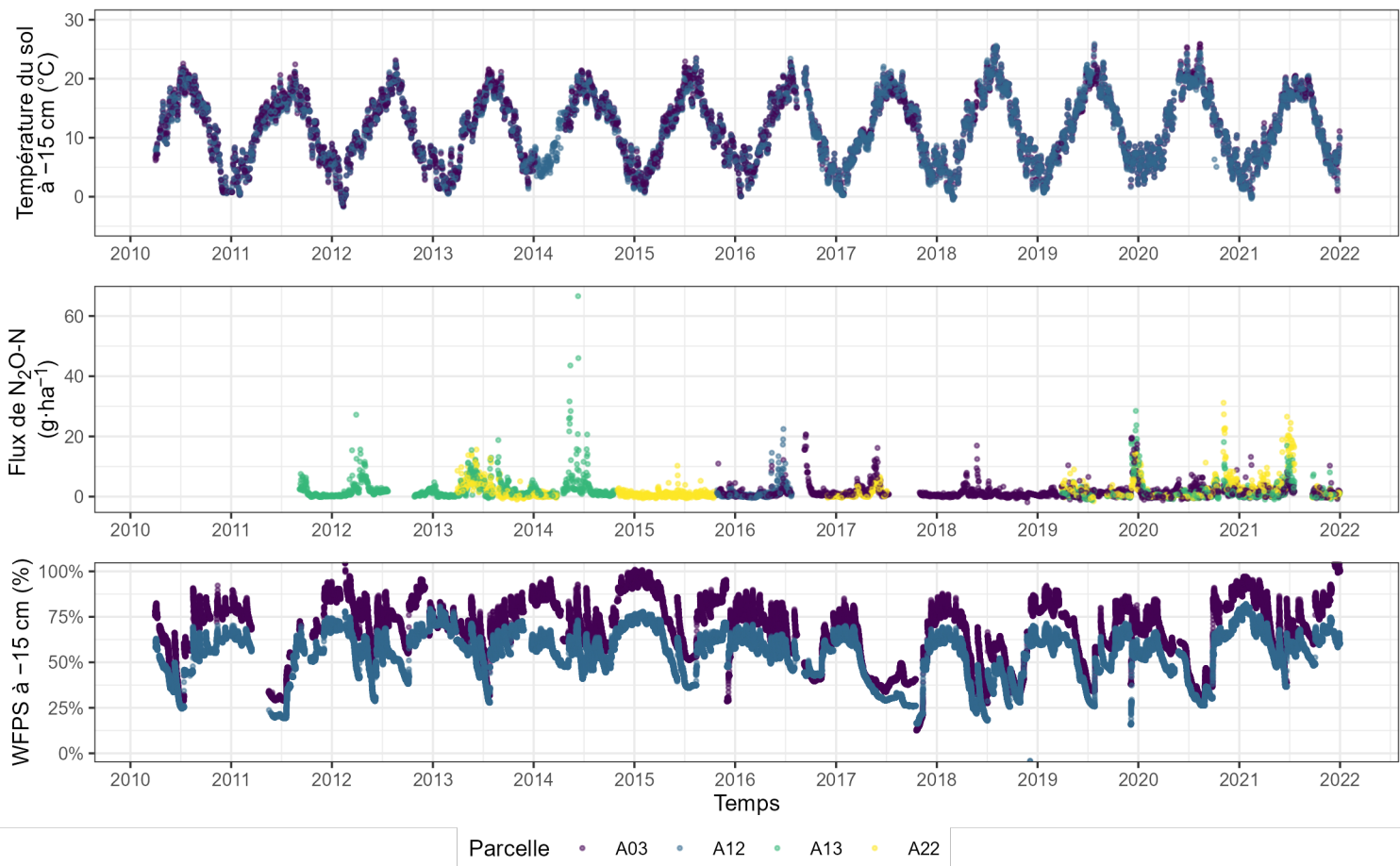
La RMSE de la concentration en  $N_2O\text{-N}$  varie entre 2 ppb et 10 ppb, assimilable à un intervalle de confiance à 95 % pour la précision, de  $\pm 0,3 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  à  $\pm 1,3 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ . Les mesures de  $CO_2$  sont utilisées pour détecter des anomalies de fonctionnement du système d'acquisition tels que des fuites ou des problèmes lors de la fermeture. Les quatre mesures journalières réalisées par une chambre sont moyennées pour constituer la valeur journalière finale. Ceci a pour effet d'adoucir les effets des variations journalières liées aux écarts de température ou à l'activité des plantes entre le jour et la nuit. Les émissions journalières à l'échelle de la parcelle expérimentale sont obtenues en moyennant les valeurs journalières finales des trois chambres.

Les chambres de mesures sont régulièrement retirées des parcelles pour permettre certaines interventions culturales, en particulier, le travail du sol et les récoltes, moments importants dans la définition de la gestion des résidus de culture. Les différentes parcelles représentant chaque traitement n'ont pas été échantillonnées avec la même intensité. Par exemple, pour le traitement expérimental CONV, les parcelles des quatre blocs ont été échantillonnées mais, la parcelle du bloc B2 l'a été beaucoup moins et sur des dates distinctes de celles des mesures des blocs B3 et B4. Le suivi temporel des flux pour un traitement peut être échantillonné sur les blocs différents ; par exemple le traitement expérimental RN est suivi en continu de 2013 à fin 2016, avec un changement de bloc fin 2014. De manière générale, l'intensité de l'échantillonnage augmente en 2019 et en 2021 avec le nombre de parcelles suivies par traitement et le nombre de traitements concernés. Les flux de  $N_2O$  mesurés sur les parcelles du traitement expé-

rimental CONV sont présentés dans la Figure 2.9, aux côtés des mesures de WFPS et de température du sol à -15 cm de la surface. Le lecteur trouvera en Annexe 1 une représentation similaire pour chacun des autres traitements du dispositif expérimental. Les statistiques descriptives des flux journaliers moyens par traitement expérimental sont présentées dans la Table 2.3.

**TABLE 2.3** – Statistiques descriptives de l'ensemble des flux de N<sub>2</sub>O-N journaliers (g·ha<sup>-1</sup>·jour<sup>-1</sup>) par traitement expérimental entre mars 2010 et décembre 2021. Q25, Q50, Q75 et Q95 sont respectivement : le premier quartile, la médiane, le troisième quartile et le 95<sup>ème</sup> centile. N est le nombre de jours échantillonnés.

Traitement	Minimum	Q25	Q50	Moyenne	Q75	Q95	Maximum	N
CONV	-1,9	0,4	0,8	1,8	1,8	6,8	66,6	3345
RT	-0,8	0,4	1,0	1,9	2,4	6,6	44,7	3340
RT-RR	-1,5	0,4	1,0	1,8	2,3	6,7	28,3	3065
RN	-1,3	0,1	0,4	0,8	0,9	3,3	30,1	3035
RN-LEG	-1,5	0,2	0,6	1,1	1,4	3,8	35,1	2911
RR-PER	-1,6	0,2	0,7	1,5	1,8	5,7	32,0	2517
ORG	-1,4	0,3	0,9	1,3	1,7	4,4	16,8	1723
ORG-LEG	-1,5	0,5	1,2	2,0	2,1	5,6	112,1	1723



**FIGURE 2.9** – Flux de N<sub>2</sub>O, WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement CONV.

## **8. Le système d'information et les enjeux de l'exploitation des données**

L'ensemble des données collectées sur le site sont rassemblées dans une base de donnée relationnelle PostgreSQL administrée par l'unité INRAE 1158 BioEcoAgro. Ce système d'information permet de conserver un historique détaillé, centralisé et accessible des opérations réalisées sur le dispositif. Un tel dispositif expérimental de long terme rassemble un volume très important de données, collectées selon une large diversité de protocoles. Au fil du temps, de nombreuses situations particulières s'accumulent, du fait de la multiplication de cas spécifiques ou d'exceptions. Celles-ci doivent être prise en compte lors de l'exploitation des données, notamment lors de leur agrégation, sans qu'il soit, la plupart du temps, envisageable de le faire manuellement compte tenu de la masse d'information à traiter. Ces paragraphes insistent sur le défis, souvent sous-estimé, que représente l'exploitation d'une base de donnée aussi importante et détaillée, pour obtenir une représentation de son objet d'étude et de sa complexité, dans le but d'en extraire du sens pour répondre aux question de recherche. Trois grandes familles de situations particulières sont présentées ici.

La première concerne la diversité des protocoles, et leur évolution au cours du temps. Des variations du traitement expérimental peuvent par exemple être implémentées au sein d'une parcelle dédiée à un traitement. Ces variations sont des déviations ponctuelles et localisées du traitement expérimental de la parcelle comme, par exemple, la création de placettes en sol nu et la différenciation de zones tassées. Lors de l'exploitation des données, il faut être en mesure d'identifier les données concernées par ces variations et de décider de les inclure ou non dans les analyses. Néanmoins, ce sont surtout les prélèvements de biomasses qui ont représenté la principale source de complexité, chaque espèce ayant un protocole spécifique, parfois évolutif dans le temps, pour décrire et caractériser la plante. Le couvert végétal est décrit, dans la base de donnée, à l'échelle de "parties" de plantes correspondant ou non à des organes ; par exemple : feuilles, tiges, grains, adventices ; prélevée sur les placettes (cf. Section 6). Pour obtenir une caractérisation de la biomasse restituée, il a été nécessaire de rassembler les informations concernant le couvert végétal en place avant et après la récolte ou la destruction de ce dernier, et de l'agréger à l'échelle de la parcelle. Une fois le couvert végétal reconstitué, l'itinéraire technique a été utilisé pour déduire quelles masses de chaque partie du couvert ont été effectivement exportées ou non de la parcelle. Il a ensuite été possible de calculer les quantités d'azote et de carbone restituées à la parcelle. Lors de l'agrégation à l'échelle du traitement, il a été important d'identifier les cas pour lesquels les dates de récolte ou de destruction entre parcelles étaient très proches mais pas exactement identiques. Cette thèse a contribué à la création de vues facilitant l'obtention de ces données agrégées, maintenant accessibles à toute personne interagissant avec la base de données.

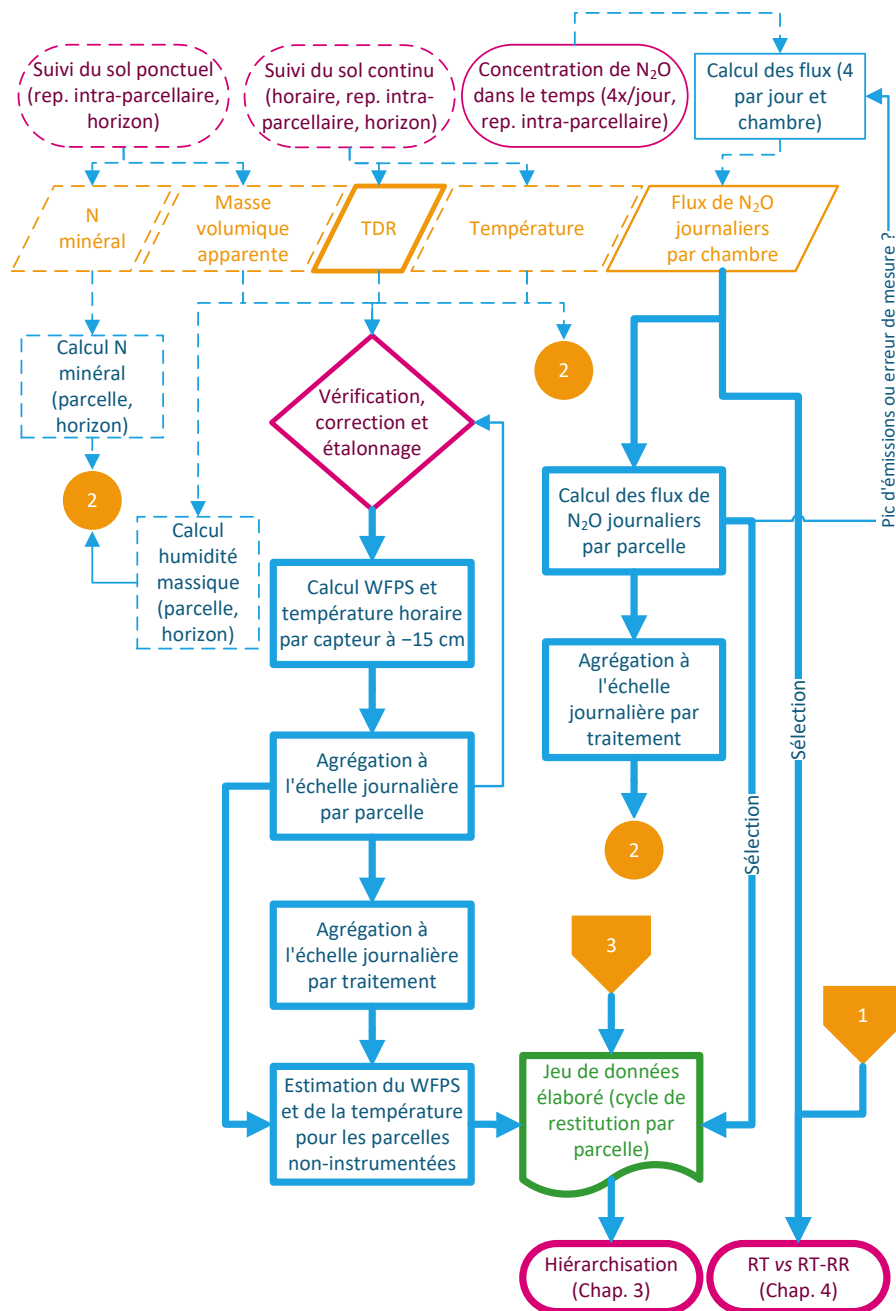
La seconde grande famille de situations particulières est associée à la variabilité de

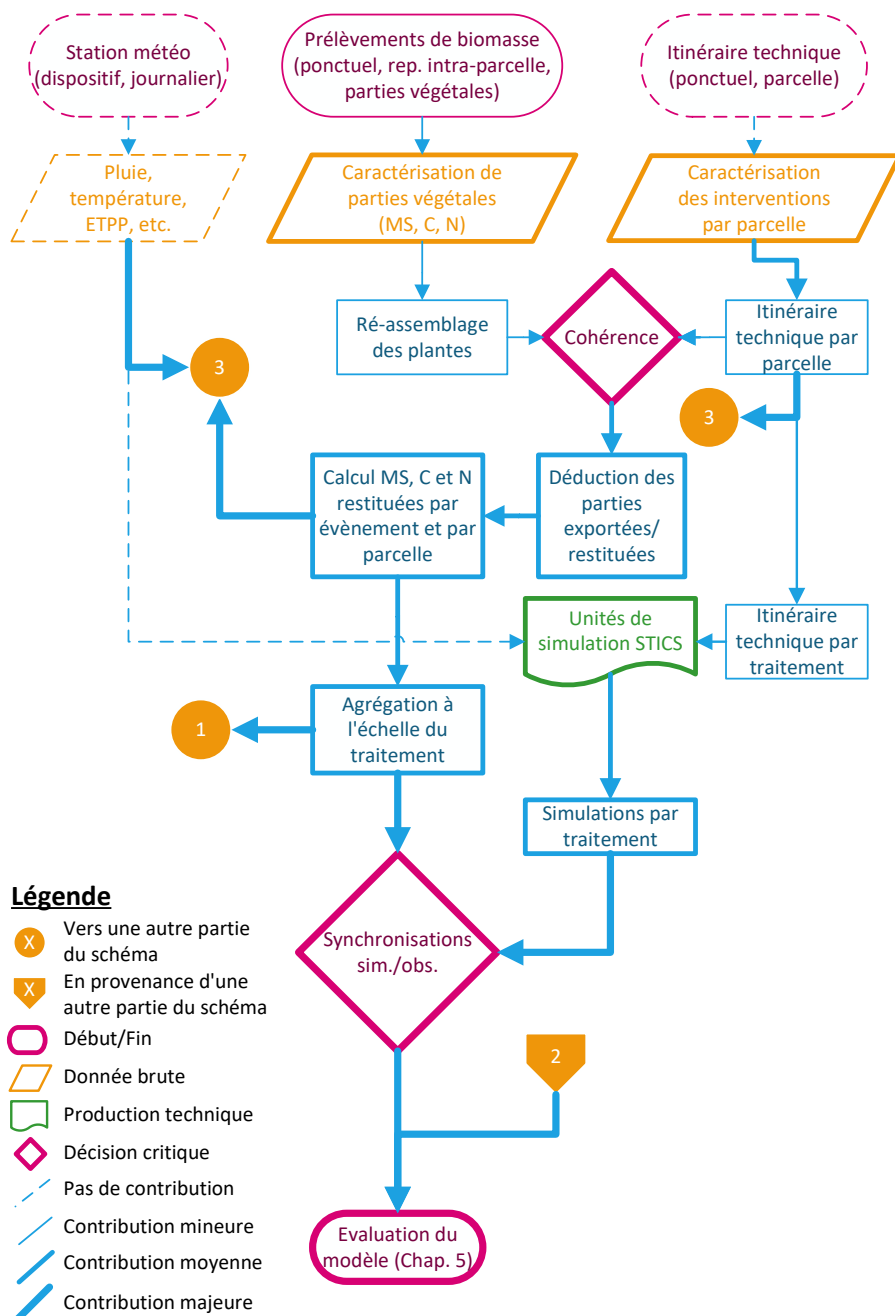


l'effort d'échantillonnage et à la gestion des données manquantes. Les données manquantes peuvent être par exemple être associées aux passages d'outils de travail du sol qui nécessitent le retrait temporaire des capteurs ou des chambres, à des pannes touchant les analyseurs ou encore à l'effet du gel gênant le bon fonctionnement des vérins des chambres et empêchant la fermeture complète de celles-ci. Les fluctuations de l'effort d'échantillonnage sont notamment liées, pour ce qui concerne l'observation des émissions de  $N_2O$ , à la disponibilité des analyseurs (parfois mobilisés sur d'autres sites) mais aussi à l'introduction temporaire de sous-traitements expérimentaux, qui diminuent momentanément le nombre de chambres associées au traitement initial. Malgré le fait que les données de flux disponibles ont une couverture temporelle plus exhaustive que de nombreuses études et satisfont de nombreux critères de qualité Charteris et al. (2020), ces variations dans l'échantillonnage des flux posent de nombreuses questions au moment du choix et de l'interprétation des outils d'analyse statistiques.

La troisième famille de situations particulières à gérer est liée à la présence de décalages temporels entre les itinéraires techniques de parcelles d'un même traitement. Ces décalages, même minimes (un jour par exemple) sont autant de situations particulières à prendre en compte lors de l'assemblage des données. Par exemple, en 2010, le labour des parcelles du traitement expérimental CONV a été réalisé à trois dates différentes selon les parcelles, les 17, 18 et 19 mars. Lors de la synthèse de l'information à l'échelle du traitement expérimental, il est essentiel de bien identifier et gérer cette situation pour éviter d'obtenir un résumé incorrect de la chronologie de l'itinéraire technique à l'échelle du traitement. Encore une fois, du fait de la taille du jeu de données, le traitement manuel de ces cas particuliers n'est pas envisageable. Ce travail de thèse a ainsi largement contribué à développer des routines permettant d'identifier ces situations et d'appliquer des règles définies au préalable pour obtenir un itinéraire technique correct à l'échelle du traitement expérimental.

La Figure 2.10 donne un aperçu simplifié des flux de vérification, sélection, transformation et combinaisons permettant d'obtenir les différents jeux de données supportant les travaux conduits dans les chapitres de la thèse. Il sépare les grands types de données mobilisés et met en évidence celles présentes dans le système d'information (parallélogrammes orange). Il montre ensuite les principales étapes de calculs et décisions (losanges violets, rectangles et liens bleus) aboutissant aux données utilisées dans les différents chapitres, en passant parfois par la constitution de jeux de données spécifiques (forme verte, pour les chapitres 3 et 5). L'épaisseur des traits représente mon niveau d'implication dans ces différentes étapes, et identifie des aspects du traitement et de l'analyse des données qui m'ont demandé un investissement important, et qui constituent une contribution significative au travail collectif sur ce dispositif.





**FIGURE 2.10** – Schématisation de l'utilisation des données du dispositif et des contributions de la thèse dans leur exploitation (vérification, mise en forme, transformation)



**Crop residues moderately influence  
cumulative N<sub>2</sub>O emissions through their  
carbon to nitrogen ratio in a 12-year  
experiment in northern France**



## Préambule

Ce chapitre est basé sur un article publié dans *Agronomy for Sustainable Development*. Son objectif principal est centré sur les questions de recherche spécifique 1 et 2. Il s'agit d'évaluer (i) quel poids ont les résidus de culture et leur gestion dans la variance des émissions de N<sub>2</sub>O, (ii) comment ce poids se hiérarchise par rapport à celui d'autres variables de contrôle (autres pratiques, climat), et (iii) à travers quelles propriétés des résidus de culture ou de leur gestion cette influence se manifeste. Ce travail construit des modèles statistiques pour prédire les émissions de N<sub>2</sub>O qui apportent également des éléments de réponse à la question de recherche spécifique 3, au sujet du niveau de performance des modèles de prédiction des émissions de N<sub>2</sub>O et de l'effet des résidus de culture et de leur gestion sur celles-ci.

Pour cela, nous avons utilisé l'ensemble des données acquises sur le dispositif expérimental ACBB - grandes cultures. Ainsi il est possible d'exploiter toute la gamme disponible de résidus de culture et de modalités de gestion. Ajoutons que les 10 années de suivi permettent l'exploration d'une gamme étendue de conditions environnementales. Nous avons défini des "cycles de restitution", qui démarrent au moment de chaque restitution de résidus et qui, mises bout à bout, couvrent exhaustivement le temps. Nous avons ensuite construit un jeu de données à l'échelle de ces cycles de restitution, combinant émissions de N<sub>2</sub>O cumulées et un large ensemble de variables prédictives des émissions incluant celles associées aux résidus de culture et à leur gestion. Nous avons ensuite utilisé différents types de modèles statistiques permettant de relier les variables prédictives aux émissions, puis analysé les résultats de cette modélisation pour mesurer la contribution des résidus et hiérarchiser les variables impliquées dans les émissions de N<sub>2</sub>O.

Le fait de définir des périodes démarrant au moment des restitutions de résidus permet de caractériser précisément chaque période au regard des retours de résidus au sol (quantité, C/N, quantités d'azote et de carbone restituées). La couverture exhaustive du temps est importante pour ne pas introduire de biais dans l'évaluation du poids des résidus et de leur gestion dans la variance des émissions de N<sub>2</sub>O. Par exemple, ne considérer que des périodes de durée fixe suivant chaque restitution conduirait à surestimer l'influence des résidus en sous-estimant la contribution aux émissions des périodes éloignées des restitutions et non prises en compte. Enfin, l'utilisation de différents types de modèles assure, d'une part, que les résultats obtenus sont robustes, et d'autre part, de considérer des natures de relation différentes entre les variables prédictives et les émissions de N<sub>2</sub>O (linéaires, non-linéaires, à seuil, etc).

Ce chapitre est basé sur Belleville P., Keuper F., Ferchaud F., Mary B., Heinesch B., Dumont B. Léonard J. (2026). Crop residues moderately influence cumulative N<sub>2</sub>O emissions through their carbon to nitrogen ratio in a 12-year experiment

in northern France. *Agronomy for Sustainable Development*. In press.

## Abstract

Crop residues and their management are central to the performance of cropping systems. However, we lack information on the extent to which crop residues influence their N<sub>2</sub>O emissions, especially over the long term. This knowledge is key as it determines if benefits from crop residue management such as increased carbon storage or soil and water preservation should be weighed against potential stimulation of N<sub>2</sub>O emissions. To lessen this gap, we investigated the effect of crop residue quantity (dry matter yield ranging from 0.29 t·ha<sup>-1</sup> to 11 t·ha<sup>-1</sup>) and quality (C:N ranging from 8 to 157) on N<sub>2</sub>O emissions and compared it to the effects of other key drivers related to environmental conditions and management practices, such as soil moisture, temperature, and fertilization. We relied on a 12-year dataset of N<sub>2</sub>O emissions from an arable cropping experiment in Northern France and implemented an original approach combining definition of “restitution cycles” and use of both linear regression and machine learning algorithms to predict N<sub>2</sub>O emissions at that scale. This allowed to assess the contribution of the various drivers of these emissions, among which crop residue and their management. Our results show that the main drivers of cumulative N<sub>2</sub>O emissions were the amount of mineral nitrogen fertilizer and restitution cycle length. Crop residue characteristics had a relatively minor effect. Among the residue quality indicators, only crop residue C:N ratio affected N<sub>2</sub>O emissions while crop residues quantity was not found to have a systematic effect. Tillage, temperature and water-filled pore space had no detectable or systematic impact. These findings, which are original in terms of the cropping system scale considered, suggest that crop-residue management is not likely to significantly affect N<sub>2</sub>O emissions from arable cropping systems in Northern France. They open up opportunities for agricultural decision-making without concern for increased N<sub>2</sub>O emissions as an unwanted trade-off.

**Keywords:** cropping system, machine learning, nitrogen cycle, climate change, greenhouse gas.

## 1. Introduction

When released into the atmosphere, nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) plays a crucial role in global warming and in stratospheric ozone depletion (Forster et al., 2021; Ravishankara et al., 2009). In a comprehensive quantification of N<sub>2</sub>O sources and sinks, Tian et al. (2020) estimated that between 2007 and 2016 human activities represented around 43 % of the global N<sub>2</sub>O emissions and were responsible for most of their increase. Agriculture was estimated to emit more than half of the human-related N<sub>2</sub>O emissions. As they affect edaphic conditions and thus drivers such as carbon (C) and nitrogen (N) substrate



availability, redox potential, water content, pH and temperature (Butterbach-Bahl et al., 2013; Knowles, 1982), agricultural practices strongly influence N<sub>2</sub>O emissions from arable soils. However, predicting their outcome on N<sub>2</sub>O emissions remains challenging because of the numerous drivers implied and their interactions. Beyond the effect of fertilization, there is actually little consensus on the effects of most agricultural practices, with frequently reported contradictory results regarding the effect of soil tillage, residue management or use of cover crops. No-tillage was for example reported to either stimulate (Niu et al., 2019), mitigate (Fiorini et al., 2020) or have no effect (Kensenheimer et al., 2019) on N<sub>2</sub>O emissions.



**Figure 3.1** – Field view showing residue returned to the soil after crop harvest, together with the automatic chambers used for measuring N<sub>2</sub>O emissions (Photocredit: Joël Léonard).

Among agricultural practices, crop residue management (Figure 3.1) is at the core of several major agricultural and environmental issues such as soil C storage, the bioeconomy and soil and water conservation. Literature about the influence of crop residue management on N<sub>2</sub>O emissions shows only a few general trends but many contradictory effects. The main general tendency emerging from a recent meta-analysis is the key role of the biochemical composition of the residues, i.e., N, water soluble C and cellulose content (Abalos, Rittl, et al., 2022). Only residues from immature plants, such as residues from the destruction of a cover crop, seem to stimulate N<sub>2</sub>O emissions, while lower N<sub>2</sub>O emissions are generally associated with residues that have a high C to N (C:N) ratio (Abalos, Recous, et al., 2022). Beyond that quality effect, the overall influence of crop residue and their management is modulated by multiple factors. As a result, the same crop residue removal, for example, may, e.g., increase (Congreves et al., 2017), decrease (Mirzaei et al., 2022) or be neutral (Yuan et al., 2018) in terms of N<sub>2</sub>O emissions. Incorporation of residue tends to reduce emissions (Abalos, Recous, et al., 2022) whereas leaving them on the soil surface, where they may form a mulch,

tends to have a stimulating effect (Shan & Yan, 2013). According to this latter study, fertilization also modulates the effect of crop residue: residue return tends to increase emissions in the absence of synthetic N input, but may reduce them when mineral fertilization is present. How crop residues influence N<sub>2</sub>O emission also varies depending on the climate zone, as shown by (Li et al., 2021). Because of the difficulty to capture the effect of the controlling factors that shape the response to crop residue return, we still need to acquire solid contextualized references to guide mitigation practices, especially at the whole crop succession scale and over the long term. Although efforts to monitor N<sub>2</sub>O emissions over complete rotations have increased over the last decade (e.g., Tenuta et al. (2019), Garnier et al. (2024)), the specific contribution of crop residues to these emissions is still seldom assessed. Yet, such long-term, nearly exhaustive monitoring has the potential to enable an assessment of the actual contribution of crop residues to emissions. It captures variation in both the quality and the quantity of the crop residues, as well as in the climatic conditions, over several years. In this study, we evaluate how much the quantity and the quality of crop residues influence N<sub>2</sub>O emissions and rank this influence in relation to other drivers such as fertilization, using a large dataset from a long-term (> 10 years) field experiment. The contrasted cropping systems as well as the large variety of crops and agricultural management practices, combined with high data availability over a large temporal depth, make this long-term experiment dataset uniquely suitable to address our research question, despite being limited to a single site and its pedoclimatic conditions. To do this, we first aggregated data at the scale of restitution cycles, defined as the period from the day crop residues were returned to the soil until the day before the next restitution. Then, we used both classical linear regression and machine learning algorithms to predict N<sub>2</sub>O emissions associated to these restitution cycles and assess the contribution of the various drivers of N<sub>2</sub>O emissions, including variables related to crop residue and their management.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Study site

The study is based on the ongoing ACBB (Agroecosystems, Biogeochemical Cycles and Biodiversity) long-term arable crop experiment (<https://www.anaee-france.fr/en/infrastructure-services/in-natura-experimentation/estrees-mons/>) which was initiated in 2009. The 22-hectare field site is hosted by the French National Research Institute for Agriculture, Food and Environment (INRAE) and located in Estrées-Mons (49°52'25.7" N 3°01'54.1" E, 86-89 m above sea level, ~1% average slope). The soil is a deep silt loam belonging to the Haplic Luvisol category (WRB, 2022). Over the 0-20 cm soil layer, average granulometry is 18.7 % clay (min. 13.6 %, max. 23.4 %), 74.4 % silt (min. 66.9 %, max. 77.8 %) and 6.88 % sand (min. 4.1 %, max. 10.8 %). At the start of the experiment (2009), the average total soil C content was 1.1 %

(min. 0.96 %, max. 1.3 %) and the mean pH was 8.2 (min. 8.0, max. 8.4). The climate is oceanic with continental influence, with a mean annual temperature of 11 °C (min. 9.6 °C, max. 12 °C, 2009-2022) and mean annual rainfall and potential evaporation of 638 mm·year<sup>-1</sup> (min. 510 mm·year<sup>-1</sup>, max. 760 mm·year<sup>-1</sup>) and 742 mm·year<sup>-1</sup> (min. 656 mm·year<sup>-1</sup>, max. 864 mm·year<sup>-1</sup>), respectively.

The study site consists of 30 plots (min. 0.3 ha, max. 0.5 ha each) and 8 experimental treatments: conventional (CONV), reduced tillage (RT), reduced tillage and residues removal (RT-RR), reduced N (RN), reduced N and leguminous crops (RN-LEG), residues removal and perennial crops (RR-PER), organic agriculture (ORG), organic agriculture with alfalfa (ORG-LEG). The first six experimental treatments were initiated in 2010 following a complete randomized block design (4 blocks). The two remaining experimental treatments started in 2016. They were laid out in a separate complete randomized block design (3 blocks). The experimental treatments differ in tillage (plowing or superficial tillage), mineral N fertilization amount and type (100 % or 35 % of the recommended rate, partial or total substitution of mineral N inputs by symbiotic fixation), crop succession, chemical protection (conventional, reduced and none) and restitution of crop residues (straw return or exportation) (see Table 3.1).

**Table 3.1** – Experimental treatments of the study site, CONV: conventional, RT: reduced tillage, RT-RR: reduced tillage and residues removal, RN: reduced nitrogen, RN-LEG: reduced nitrogen and leguminous crops, RR-PER: residues removal and perennial crops, ORG: organic agriculture, ORG-LEG: organic agriculture and alfalfa.

Treatment	CONV	RT	RT-RR	RN	RN-LEG	RR-PER	ORG	ORG-LEG
Number of replicates	4	4	4	4	4	4	3	3
Moldboard plowing	Yes	No	No	Yes	Yes	No	Yes	Yes
Cash crop residue exportation	No	No	Yes	No	No	Yes	No	No
Mineral nitrogen (% of reference dose)	100 %	100 %	100 %	35 %	35 %	100 %	0 %	0 %
Legumes frequency in crop succession	Low	Low	Low	Low	High	Low	Low	High
Perennial crops within succession	No	No	No	No	No	Yes	No	No
Chemical protection	Yes	Yes	Yes	Yes	Low	Yes	No	No

Crop successions included a wide variety of cash crops and cover crops as pure (most cash crops) or mixed stands (mainly for cover crops). The cash crops were: pea (*Pisum sativum* L.), rapeseed (*Brassica napus* L.), wheat (*Triticum aestivum* L.), barley (*Hordeum vulgare* L.), maize (*Zea mays* L.), alfalfa (*Medicago sativa* L.), triticale (*X Triticosecale* Wittmack) and switchgrass (*Panicum virgatum* L.). The species used as cover crops were: mustard (*Sinapis alba* L. and *Brassica carinata* A. Braun), clover (*Trifolium alexandrinum* L. and *Trifolium repens* L.), vetch (*Vicia sativa* L., *Vicia benghalensis* L.), phacelia (*Phacelia tanacetifolia* Benth), oats (*Avena sativa* L.), lentil (*Lens culinaris* L.) and buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench).

Mineral N fertilizers used were mostly a solution of urea and ammonium nitrate (UAN). N rates were calculated according to AzoFert®, a decision support system taking into account crop N requirements and the different sources of N in the soil (Machet et al., 2017). The mineral N fertilizer applied to winter wheat, oilseed rape, barley and switchgrass was split into two or four application dates. Leguminous crops, cover crops and all crops belonging to ORG and ORG-LEG did not receive mineral N fertilizer (Table 3.2). Cover crops were systematically sown in August after cash crop harvest and before the next spring crop, and destroyed in winter (November-December), either mechanically (mowed) and/or by the frost. The residues of cover crops were never exported from the field. Legume cover crops were sown in RN-LEG, ORG and ORG-LEG. Superficial tillage occurred several times a year in all treatments, between 2 cm and 10 cm deep, with stubble disc/tine cultivators, seedbed preparation tools, rotary or spiked harrows and hoes. All treatments but RT and RT-RR were plowed once a year, generally in autumn, at a mean depth of 20 cm.

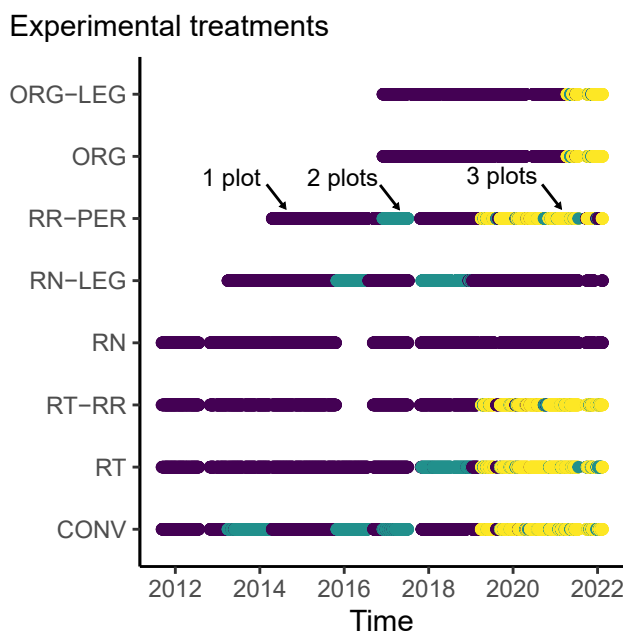
**Table 3.2** – Mineral nitrogen fertilization of crops for all fertilized treatments of the study site. CONV: conventional, RT: reduced tillage, RT-RR: reduced tillage and residues removal, RN: reduced nitrogen, RN-LEG: reduced nitrogen and leguminous crops, RR-PER: residues removal and perennial crops.

Cash crop	Winter wheat	Oilseed rape	Maize	Barley	Switchgrass (only for RR-PER)
Number of application dates for CONV, RT, RT-RR, RR-PER (min.-max.) per year	2-4	2	1	1-2	1
Nitrogen rates for CONV, RT, RT-RR, RR-PER (min.-max. kg·ha <sup>-1</sup> ) per year	156-215	190-220	160	100-160	0-40
Number of application dates for RN and RN-LEG (min.-max.) per year	1-2	1-2	1	1-2	NA
Nitrogen rates for RN and RN-LEG (min.-max. kg·ha <sup>-1</sup> ) per year	46-156	65-80	30	40-122	NA

## 2.2. Measurements

### 2.2.1. N<sub>2</sub>O emission measurements

N<sub>2</sub>O emissions are measured with automatic chambers; data from August 2011 to September 2022 are used for this study. Monitoring intensity increased gradually with time (see Figure 3.2).



**Figure 3.2** – Spatiotemporal sampling of N<sub>2</sub>O fluxes: the number of plots sampled per day and per experimental treatment. CONV: conventional, RT: reduced tillage, RT-RR: reduced tillage and residue removal, RN: reduced nitrogen, RN-LEG: reduced nitrogen and leguminous crops, RR-PER: residues removal and perennial crops, ORG: organic agriculture, ORG-LEG: organic agriculture and alfalfa.

Automatic chambers are placed across sowing lines and vegetation is kept as is, as long as it does not hamper the closure of the chamber. Otherwise, excess vegetation is cut. In the case of row crops (*i.e.* maize), chambers are placed in the inter-row. Chambers are removed during tillage and harvest, causing gaps in the continuous measurement of emissions from a few hours up to weeks. The chambers are always closed during fertilization events and fertilizer is manually applied inside the chambers to control the amount of N added.

Chambers of different surface area are used depending on the crop (0.16 m<sup>2</sup>, or 0.49 m<sup>2</sup>). The chamber area has no impact on flux calculation according to Équation 3.1. It might however influence measured flux variability as a smaller volume could have relatively larger noise. Addressing this potential issue, Saggar et al. (2008) compared

average N<sub>2</sub>O flux between 0.049 m<sup>2</sup> and 0.5 m<sup>2</sup> chambers, and while higher variability was observed for the smaller chambers, mean N<sub>2</sub>O fluxes were not different. In addition, Pihlatie et al. (2013) found that when chambers are big enough (area > 0.10 m<sup>2</sup>), the observed tendency to flux underestimation vanishes. The depth of insertion into the soil is 5 cm to 10 cm, resulting in a headspace height of 15 cm to 20 cm, which is systematically measured. Each chamber is closed for 18 minutes, 4 times a day at 6-hour intervals (0 h, 6 h, 12 h, and 18 h UTC). This combination is designed to preserve good accuracy of flux estimation with a sufficiently long closing time, good sampling of diurnal fluxes variations with temperature, while minimizing perturbations of environmental conditions inside the chamber (precipitations, temperature). Such sampling makes it unlikely to miss short-time pulse emissions, associated, for example, to fertilization events. Data from the same site (Bessou et al., 2010; Peyrard et al., 2017) indeed show that response to fertilization events span over at least a few days. In addition, as at most 6 hours of increased fluxes are missed, even for a large flux of 100 g·ha<sup>-1</sup>·day<sup>-1</sup> it would only represent 25 g·ha<sup>-1</sup>, which is very small at the scale of the restitution cycles that we consider. According to the quality criteria proposed by Rochette & Eriksen-Hamel (2008) for an accurate use of the chamber methodology, our setup obtains “very good” scores for 15 out of 16 criteria. Only for the smaller chambers and the area:perimeter ratio the criteria is estimated to “good”, but with a value of 9 cm which is very close to the “very good” class limit (10 cm). During the closure period, the air from the chamber is pumped and passed sequentially through a CO<sub>2</sub> gas analyzer (LI-COR Biosciences LI-820) and a N<sub>2</sub>O gas analyzer (Thermo Fisher Scientific 46c or 46i).

Estimation of the N<sub>2</sub>O flux was done as follows: the slope of concentration vs. time was estimated using an exponential model (derived from the Fick’s law of diffusion) fitted to the kinetics of gas accumulation when the kinetics were non-linear. A linear model was preferred if, either the kinetics of accumulation was very close to linearity (rate constant of the exponential model below 0.01 min<sup>-1</sup>), or when the quality of fit of the exponential model was not much better than that of the linear model (*i.e.* the ratio of the RMSE of the exponential model and the RMSE of the linear model was above 0.975). In both cases, the concentration data from the whole 18-minute period of accumulation were used. In addition to this RMSE ratio, visual check of model selection was regularly performed as suggested by Venterea et al. (2020). The estimated slope of N<sub>2</sub>O concentration versus time at  $t = 0$ ,  $\frac{dC}{dt}_{t=0}$  (ppb·min<sup>-1</sup>) was then converted to the N emitted as N<sub>2</sub>O (N<sub>2</sub>O-N) flux  $F$  using Equation 3.1:

$$F = 0.144 \cdot \frac{h \cdot Mm}{VM} \frac{dC}{dt}_{t=0} \quad (3.1)$$

in which the 0.144 coefficient allows the conversion of m<sup>-2</sup>·min<sup>-1</sup> to ha<sup>-1</sup>·day<sup>-1</sup>,  $h$  (cm) is headspace height,  $Mm$  the molar weight of N (28 g·mol<sup>-1</sup>) and  $VM$  the molar



volume (24.1 L·mol<sup>-1</sup> at 20 °C). The RMSE of N<sub>2</sub>O-N concentration varied between 2 and 10 ppb, corresponding to a N<sub>2</sub>O-N flux accuracy (95% confidence interval) of  $\pm$  (0.3 to 1.3) g·ha<sup>-1</sup>·day<sup>-1</sup>. The CO<sub>2</sub> concentration measurements were used to detect anomalies in the functioning of chambers, such as leaks or absence of closure. Using the average of the four measurements per day ensured that diurnal variation due to temperature and/or plant activity was taken into account. Daily emissions at the plot scale were obtained by taking the mean of the three chambers in each plot. Each combination of day and experimental treatment with three plots sampled for N<sub>2</sub>O emissions were utilized to compute an average coefficient of variation between plots and for the experimental site.

### **2.2.2. Sampling of aboveground biomass returned to the soil**

For all crops of the treatments CONV, RT, RN, RN-LEG, ORG and ORG-LEG and the cover crops of treatments RT-RR and RR-PER, aboveground biomass was manually sampled before the harvest or destruction of the crop. Each plot was sampled at four different locations within the plot. Each sample was then split into different organs (stem, leaves, grains), which were weighed and analyzed for C and N content independently. Estimation of biomass returned to the soil was done by subtracting the part exported by harvest (*e.g.*, grains) from the total aboveground biomass. For the cash crops of treatments RT-RR and RR-PER, where crop residues are exported, the aboveground biomass returned to the soil was directly sampled from the biomass left on the ground after crop residues were exported.

### **2.2.3. Soil temperature, water filled pore space and weather data**

Daily weather data, *i.e.* air temperature, rain, potential evapotranspiration and solar irradiance, were obtained from a meteorological station located 130 m away from the center of the experimental site and belonging to the CLIMATIK network (station 80557001 Mons-en-Chaussée) (Delannoy et al., 2022). Soil temperature and soil water content were monitored twice per hour at a depth of -15 cm, for two plots per treatment. Soil temperature was monitored using Campbell Scientific 107 probes and soil moisture using Campbell CS616 water content reflectometers. To calculate volumetric soil water content, first a temperature correction was applied to the probe output period using the equation proposed by Rüdiger et al. (2010) and the slope coefficient for silt loam. A probe specific calibration was then applied using gravimetric soil water content and bulk density measurements to obtain water filled pore space (WFPS). In case of missing values, daily average soil temperature and WFPS were computed when at least 50 % of the day was monitored.

Soil moisture and temperature sensors were not always available for a given plot, either because two blocks of the experiment are not instrumented, or because of a delay in the sensor installation after the start of new treatments in 2016. For a given day-plot combination, if either soil temperature or WFPS was not available, the average of the

same day-treatment combination was used, if available. For plots belonging to experimental treatments ORG and ORG-LEG, where no soil temperature and WFPS data were available before May 2020, it was not possible to apply the previous estimation. These missing values were estimated using RF models. Each model estimate the soil temperature or the WFPS for either ORG or ORG-LEG, using the average daily values of soil temperature or WFPS measured on the other experimental treatments. They were trained and assessed using 632 to 645 days for which soil temperature and WFPS measurements were available for all experimental treatments. Models performance on testing datasets were R<sup>2</sup> above 0.98 and RMSE of (1.6 to 2.2) percent point for WFPS and (0.44 to 0.52) °C for soil temperature.

### ***2.3. Building the dataset***

#### **2.3.1. Crop residue restitution cycles**

While the experimental design described above provided specific experimental treatments for analyzing the impact of crop residue management on N<sub>2</sub>O emissions, through the RT and RT-RR treatments, we here opted to use data from all experimental treatments and consider the effect of crop residue quality in addition to the effect of the amount of crop residue returned. Thus, we defined the hereafter called “restitution cycles”, which begin the day a crop residue was returned to the soil and end the day before the next crop residue was returned to the soil. Starting a restitution cycle on the day the crop residue was returned ensures that restitution cycles capture the effect of the quantity and the quality of the crop residue. Between September 2009 and March 2022, 520 restitution cycles occurred on the study site. The choice to use restitution cycles allowed to use all experimental treatments but raised the question of the independence of individuals from the same experimental plot. That is, for restitution cycles after a previous short cycle (< 3 months) starting when decomposition from the previous restitution cycle might not be finished. We thus checked whether the cumulative N<sub>2</sub>O-N emission from a restitution cycle was not correlated to the length of the previous one (Spearman’s correlation test,  $p > 0.05$ ).

#### **2.3.2. Variables defined at the restitution cycle scale**

For all restitution cycles, a set of quantitative variables was defined including both the cumulative N<sub>2</sub>O emission during the restitution cycle and potential drivers of these emissions, related either to crop residues, to N input or to environmental conditions (Table 3.3). Cumulative N<sub>2</sub>O-N emissions per hectare were obtained from the sum of daily averaged N<sub>2</sub>O-N fluxes of the restitution cycle, divided by the number of available measurement days, and multiplied by the restitution cycle length. Restitution cycles with less than one-third of their days sampled for N<sub>2</sub>O emissions were discarded from the dataset.

Because we focused on explaining and predicting cumulative N<sub>2</sub>O-N emissions for

periods of varying duration, the duration of the restitution cycle was considered as a predictive variable. Yet, it possible this variable is found not relevant for the prediction as short hot-moments can represent most of the N<sub>2</sub>O emissions even for long time-scales (Fuß et al., 2011). We further defined a group of predictive variables related to substrates available for N<sub>2</sub>O emissions: amounts of dry matter, C and N returned to the soil as well as the corresponding C:N ratio, amount of mineral N input from fertilization (N-fertilizer-rate) and number of mineral N applications (N-fertilizer-split). Climatic conditions were defined as the average of daily values of air temperature, solar irradiance, rainfall and potential Penman evapotranspiration (PPET). The difference between precipitation and potential evapotranspiration (Rainfall and PPET delta) was considered as a proxy for the water balance. Regarding soil moisture, we considered that WFPS was more relevant than volumetric water content because it combined both soil moisture and soil aeration effects on N<sub>2</sub>O emissions. The impact of soil tillage on crop residues was reflected by the share of the restitution cycles that the crop residue spent at a certain depth (aboveground, 0 cm to 10 cm and below 10 cm). When no tillage occurred after the harvest, the crop residues were left on the surface (“Surface”). Then a variety of tools, such as disc harrows, incorporated the crop residues within the 0 cm to 10 cm soil layer (“Incorporated”). Optionally, a plow buried the crop residues below 10 cm (“Plowed”). To reflect possible effects of temperature thresholds on the microbial activity, we defined variables representing the share of the restitution cycles where soil temperature was below 10 °C, between (10 and 20) °C, between (20 and 30) °C and above 30 °C. The same logic was applied to WFPS with the following categories: below 40 %, between (40 and 60) %, between (60 and 80) %, above 80 %.

**Table 3.3** – Abbreviations and description of the predictor variables associated to each restitution cycle. C: Carbon, N: Nitrogen, PPET: potential Penman evapotranspiration, WFPS: Water Filled Pore Space.

Variable(s)	Unit	Description
Restitution cycle length	days	Number of days between the date of restitution of biomass and the day before the next restitution.
Surface; Incorporated; Plowed	%	Share of the restitution cycle that the crop residue spent: at the surface, in the topsoil at (0 to 10) cm and buried after being plowed at (10 to 20) cm.
Soil temperature	°C	Average soil temperature, at –15 cm from the surface during the restitution cycle.
Soil temperature class	%	Share of the restitution cycle that the crop residue spent: below 10 °C, between (10 and 20) °C, between (20 and 30) °C and above 30 °C.
WFPS	%	Average water filled pore space.
WFPS class	%	Share of the restitution cycle that the crop residue spent with a WFPS: below 40 %, between (40 and 60) %, between (60 and 80) % and above 80 %.
Crop residue C; N; dry matter	kg·ha <sup>-1</sup>	Mass of carbon (C), nitrogen (N) and dry matter from the crop residue biomass returned to the soil.
Crop residue C:N	None	Ratio between crop residue C and N.
N-fertilizer-rate	kg·ha <sup>-1</sup>	Amount of nitrogen from mineral nitrogen fertilizers applied during the restitution cycle.
N-fertilizer-split	Event	Number of mineral nitrogen fertilization application dates.
Rainfall	mm·day <sup>-1</sup>	Average daily rainfall during the restitution cycle.
Air temperature	°C	Average daily temperature during the restitution cycle.
PPET	mm·day <sup>-1</sup>	Average daily potential Penman evapotranspiration.
Rainfall and PPET delta	mm·day <sup>-1</sup>	Average daily difference between rain and PPET.
Global radiation	J·cm <sup>-2</sup> ·day <sup>-1</sup>	Average daily solar radiation flux density, at ground level.
Wind speed	m·s <sup>-1</sup>	Average daily wind speed at 2 m from the ground.

## **2.4. Data analysis**

We combined two complementary approaches: (i) a classical statistical approach based on multiple linear regression, giving priority to parsimony, ease of use and interpretability of the resulting model and (ii) predictive modelling using different machine learning algorithms, which allowed exploring more automatically and systematically the dataset focusing on the accuracy of predictions.

### **2.4.1. Statistical linear model**

We first used simple linear regression of cumulative N<sub>2</sub>O versus each candidate predictive variable taken separately to identify the few best individual predictors of cumulative N<sub>2</sub>O emissions, as measured by the R<sup>2</sup>. After graphically assessing the linearity of the relationships, we applied a cubic root transformation to cumulative N<sub>2</sub>O emissions, which allowed improving the linearity of the relationships and the normality of residuals. For our cumulative fluxes, this transformation was more adequate than the log transformation to achieve normality of residuals. We then built a preliminary multivariate linear regression model (R, `lm` function) using only the strongest individual predictors identified. Next step was to test which single variable addition in this model gives the greatest added value as measured by different criteria: increase in R<sup>2</sup> combined to decrease in the Akaike information criterion (AIC), significant effect and significant partial contribution to the total variance (R, `relaimpo` package, version 2.2.7, Groemping (2006), metric “`lmg`”). We checked that the effect of each included variable was significant ( $p < 0.05$ ) and interactions between variables were retained if significant ( $p < 0.05$ ).

### **2.4.2. Proposition of predictive models using machine learning algorithms**

We compared three machine learning regression methods (RF, LASSO and PLS) predicting cumulative N<sub>2</sub>O emissions for each restitution cycle. We described the influence of the variables on the model using model-independent scoring techniques (Biecek & Burzykowski, 2021).

To prevent overfitting and have an assessment of model performance on new observations, the available dataset was divided into a training dataset, including 75 % of the available individuals, and a testing dataset, with the remaining 25 %. Individuals belonging to an organic farming treatment represented only 15 % of the available individuals. Thus, we stratified the sampling to ensure that at least some organic farming treatments were found in the training and in the test datasets. Hyperparameter tuning procedure using repeated cross-validation requires large dataset to produce robust results. Because the 118 individuals of the training dataset available here were considered as not enough to use such techniques, we kept default parameters to train the model. The RF model had a number of randomly selected predictors to possibly split at each node equal to four. In addition, the minimum node size was equal to five. The LASSO model had a regularization parameter equal to one. The PLS had a number of derived

predictors equal to two. To avoid possible unwanted effects of correlated predictors when assessing variable importance in the LASSO and the RF models, if the absolute value of the Spearman correlation coefficient between two predictors was higher than 0.8, then one of them was removed from the analysis. This was done prior to the model specification, with priority given to the most interpretable and easily available predictors. For the PLS and the LASSO models, numeric predictors were transformed to have standard deviation of one and a mean of zero.

The predictive performance of each model was assessed by comparing predicted and measured cumulative N<sub>2</sub>O emissions for the testing set. The indicators used were R<sup>2</sup>, root-mean-squared-error (RMSE) and graphical appreciation of the goodness-of-fit. To better understand and compare these models of very different nature, we used a model-independent exploration method measuring the role of each predictor within the model. Assessment of the variables importance relied on the RMSE loss after permutation of values among each variable. The higher the RMSE loss after permutation, the higher the importance of the variable. The assessment of the directions of the effect of the most important variables needed to deal with correlated predictive variables (remaining in the PLS model for example) while allowing to check for second order interactions. Thus, we decided to use Accumulated Local Effect profiles (Apley & Zhu, 2020) as they provide an efficient visual summary and are implemented in the R language (Biecek, 2018; Molnar et al., 2018).

All computations were done using R version 4.3.2 (R Core Team, 2021), figures with ggplot2 version 3.4.4 (Wickham, 2016) and data cleaning/assembling with packages from the tidyverse 2.0.0 (Wickham et al., 2019). Regression and hyperparameter tuning was achieved using the tidymodels, version 1.1.1 (Kuhn & Wickham, 2020), as interface to the packages ranger for RF (Wright & Ziegler, 2017), mixOmics for PLS (Rohart et al., 2017) and glmnet for LASSO (Friedman et al., 2010). Assessment of variable importance and effect on the predictions are done with package iml version 0.11.1 (Molnar et al., 2018).

### 3. Results and discussion

#### *3.1. Range of cumulative N<sub>2</sub>O emissions and driving variables*

From the ACBB experimental site data, we derived 158 restitution cycles, after removing the restitution cycles with less than one-third of their duration covered by N<sub>2</sub>O measurements. Together they represented 38460 days (105 years if the measurements had been concentrated on one plot). The dataset covered 12 years (2011-2022) and a wide range of agricultural practices and environmental conditions relevant to arable cropping systems in temperate regions. The restitution cycle durations ranged from 109 days up to 646 days, with an interquartile range of 163 days. They had a longer median duration (253 days) than the 185 days found in a compilation of 75 field stud-

ies on N<sub>2</sub>O emissions associated with the return of crop residues (Rittl et al., 2021). A total of 28676 days were sampled for N<sub>2</sub>O emissions. Cumulative N<sub>2</sub>O-N emissions per restitution cycle ranged from 0 g·ha<sup>-1</sup> up to 1585 g·ha<sup>-1</sup>. Expressed as annual emissions, the maximum value corresponded to 2660 g·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>, while 75 % of the cycles emitted less than 746 g·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>. The median value from the (Rittl et al., 2021) dataset compilation is 2600 g·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup> and 75 % of the values are above 970 g·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>. Our N<sub>2</sub>O-N emissions therefore seemed relatively low, which may be partly explained by the low occurrence of high WFPS values (median of WFPS 80-100 % class below 1 %) and the high value of soil pH (above 8) on the experimental site. High pH facilitates a complete denitrification pathway, thus promoting N<sub>2</sub>O reduction to N<sub>2</sub> (Hénault et al., 2019; Van Den Heuvel et al., 2011). On average, the coefficient of variation of daily N<sub>2</sub>O-N emissions between plots belonging to the same experimental treatment was 101 %, indicating that a high variability subsists between the different plots that make up the replicates. Such variability, possibly associated to hotspots of emissions (Groffman et al., 2009) for example, related to spatial clusters of organic matter, cannot be explained at the scale we considered and with the available variables. This could be a large source of unexplained variance.

Average air temperature during the restitution cycles spanned from (8 to 17) °C. Average rainfall ranged from 1.0 mm·day<sup>-1</sup> to 2.8 mm·day<sup>-1</sup> (median 1.8 mm·day<sup>-1</sup>), corresponding to 374 mm·year<sup>-1</sup> to 1038 mm·year<sup>-1</sup> (median 650 mm·year<sup>-1</sup>). Average WFPS varied between 34 % and 79 %, WFPS class 60 % to 80 % represented, on average, 53 % of the days. Average soil temperature ranged from 9 °C to 19 °C (median 11 °C). Even at the temporal scale of restitution cycles, observed variations in the average values of soil temperature or WFPS indicated that environmental conditions in the soil were largely contrasted, and that situations corresponding to predominant nitrification or denitrification or reduction (Wang et al. 2021) did occur. Total mineral N input over the restitution cycle varied between 0 kg·ha<sup>-1</sup> (organic farming and restitution cycles in between cash crops or with legume as cash crop) and 220 kg·ha<sup>-1</sup> (median 15 kg·ha<sup>-1</sup>). Regarding crop residues, the amount of dry matter returned to the soil varied between 0.3 t·ha<sup>-1</sup> and 11.4 t·ha<sup>-1</sup> (median 3.1 t·ha<sup>-1</sup>). The amount of C returned to the soil varied between 0.1 t·ha<sup>-1</sup> and 5.2 t·ha<sup>-1</sup> (median 1.3 t·ha<sup>-1</sup>) and N returned to the soil through crop residues varied between 3 kg·ha<sup>-1</sup> and 126 kg·ha<sup>-1</sup> (median 40 kg·ha<sup>-1</sup>). The C:N ratio of crop residues ranged from 8 up to 157 (median 53). These ranges of crop residue C, N and C:N ratio are of the same order of magnitude as values observed by Rittl et al. (2021) or Essich et al. (2020) over 92 different datasets. On average, crop residues spent 38 days on the surface, 99 days incorporated in the soil layer (0 to 10) cm and 107 days buried after being plowed.

### ***3.2. Multiple linear regression model***

Among all simple linear regressions of the cubic-root-transformed cumulative N<sub>2</sub>O emissions, restitution cycle length had the highest R<sup>2</sup><sub>adj</sub> (0.38,  $p < 0.001$ ), ahead of

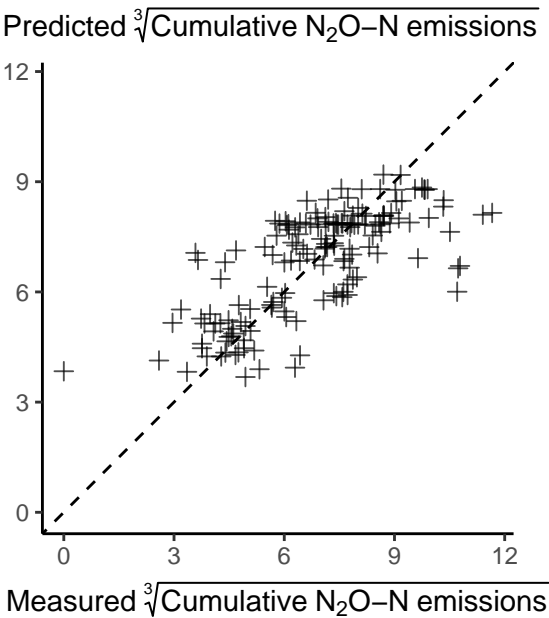
N-fertilizer-rate ( $R^2_{\text{adj}} = 0.29$ ,  $p < 0.001$ ), N-fertilizer-split ( $R^2_{\text{adj}} = 0.23$ ,  $p < 0.001$ ), soil temperature class 10 °C to 20 °C ( $R^2_{\text{adj}} = 0.22$ ,  $p < 0.001$ ) and soil temperature class below 10 °C ( $R^2_{\text{adj}} = 0.20$ ,  $p < 0.001$ ). Crop residue dry matter, C and N were not significantly linearly related to cubic-root-transformed cumulative N<sub>2</sub>O emissions ( $p > 0.001$ ). However, crop residue C:N ratio was significantly linearly related to the latter ( $R^2_{\text{adj}} = 0.12$ ,  $p < 0.001$ ). None of the variables related to WFPS emerged, even as a weak predictor, of cubic-root-transformed cumulative N<sub>2</sub>O emissions. It may be a consequence of the integration over long period of time which mitigates the strong influence of WFPS on daily emissions that was observed on the same site by Ferchaud et al. (2020).

A first multivariate linear regression model was built including restitution cycle length and N-fertilizer-rate as predictors of the cubic-root-transformed cumulative N<sub>2</sub>O emissions. This simple model explained 46 % of the total variance, of which 59 % were due to restitution cycle length and 41 % to N-fertilizer, the effect of both variables was highly significant ( $p < 0.001$ ). The addition of the crop residue C:N to this first model yielded the best improvements;  $R^2_{\text{adj}}$  increased from 0.45 to 0.48 while the AIC decreased from 577 to 568. Analysis of the interaction between the C:N ratio and the other variables in the model revealed a significant ( $p < 0.01$ ) interaction of the C:N ratio with the restitution cycle length. Moreover, the inclusion of this interaction improved the  $R^2_{\text{adj}}$  to 0.503 and decreased the AIC to 563. The final model retained used N-fertilizer-rate, restitution cycle length, C:N ratio of the crop residue and its interaction with restitution cycle length. That model explained 52 % of the total variance, of which 52 % was estimated to come from the restitution cycle length, 28 % from the N-fertilizer-rate, 14 % from the C:N ratio and 6 % from its interaction with restitution cycle length. The model underestimated high values of cumulative emissions (see Figure 3.3).

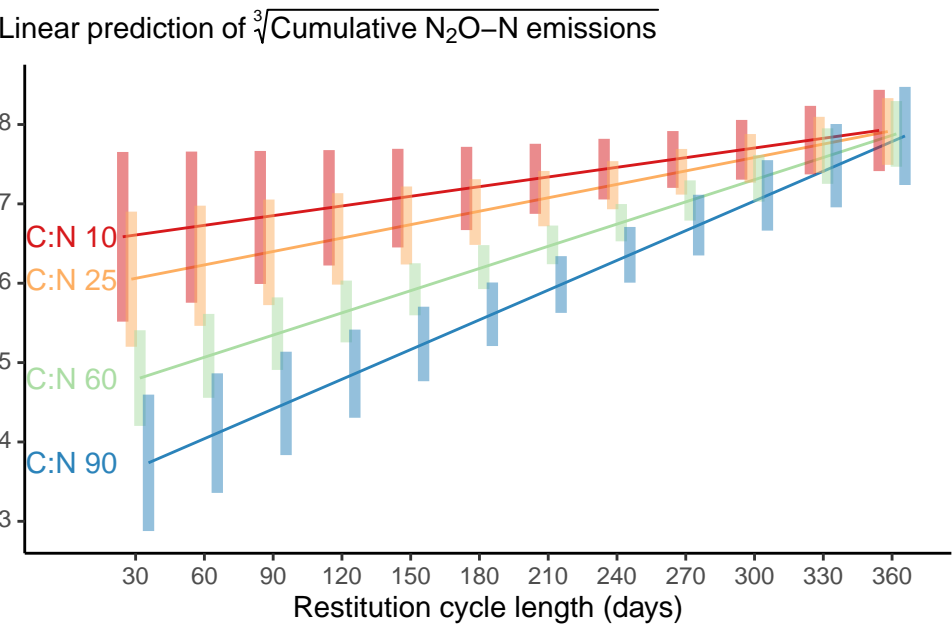
The interaction between crop residue C:N ratio and restitution cycle length (Figure 3.4) suggests that, although there was an effect of crop residue C:N on N<sub>2</sub>O emissions, the higher the C:N ratio, the lower N<sub>2</sub>O emissions, it was only observed for short restitution cycle lengths. The difference between crop residue C:N ratios of 10 and 90 persisted until a duration of 300 days.

The main features from the linear regression model are consistent with literature. While a dominant influence of fertilization on N<sub>2</sub>O emissions is widely reported in literature, mineral fertilization inputs can explain up to ~40 % of N<sub>2</sub>O emissions (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008), and included in regulatory framework such as IPCC Tier 1 (Hergoualc'h et al., 2019), large unexplained variance such as observed in our study is equally common, *e.g.*, Philibert et al. (2012). Our observed low, but significant, effect of low crop residue C:N ratio in stimulating N<sub>2</sub>O emissions is also consistent with recent literature (Lashermes et al., 2022; Olesen et al., 2023) and will be discussed based on results from both modeling approaches in section 4.4.





**Figure 3.3** – Predicted values of cubic-root-transformed cumulative N<sub>2</sub>O-N emissions using the multiple linear regression model versus observed values for the entire dataset.

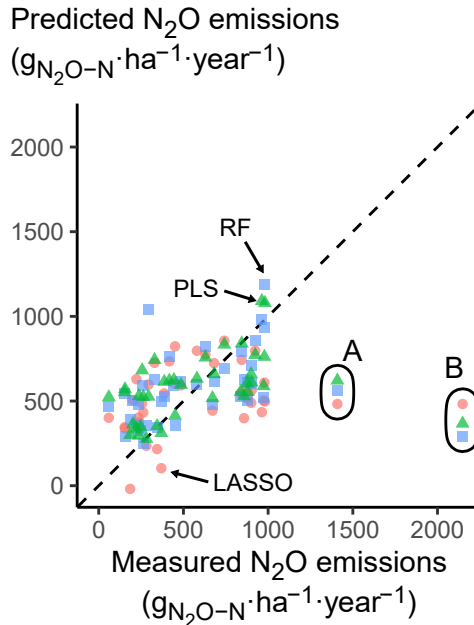


**Figure 3.4** – Interaction between restitutions cycle length and crop residue C:N ratio. Vertical bars represent 95% confidence intervals.

### 3.3. Machine learning models of $N_2O$ emissions

#### 3.3.1. Training and evaluation of the models

From the selection of non-correlated variables for the LASSO and the RF model, the variables crop residue dry matter, average soil temperature and N-fertilizer-rate were kept in the dataset while crop residue C, soil temperature class below 10 °C, N-fertilizer-split, PPET, global radiation and air temperature were eliminated.



**Figure 3.5** – Predicted versus observed values of cumulative  $N_2O$ -N emissions for the test dataset. RF: Random Forest, LASSO: Least Absolute Shrinkage and Selection Operator, PLS: Partial Least Square. Letters A and B denotes particular predictions for two individuals.

The best prediction performance was achieved with the PLS model ( $R^2 = 0.35$ ,  $RMSE = 241 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), ahead of the LASSO model ( $R^2 = 0.31$ ,  $RMSE = 255 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) and the RF model ( $R^2 = 0.28$ ,  $RMSE = 255 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Looking at the predicted vs. observed values (Figure 3.5), all three models had very similar performance and equally failed at predicting the largest emissions, especially those higher than  $900 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ . The same individuals were not correctly predicted, whatever the model, despite the presence of individuals with similar range of cumulative  $N_2O$  emissions in the training dataset. Closer inspection of the six data points on the far right of Figure 3.5 showed that they were based on two individuals, labeled (A) and (B) for convenience. The individual (A) came from a plot belonging to the ORG treatments, from 2018-12-12 to 2019-07-31. This restitution cycle followed the destruction of a leguminous cover crop; soil was covered by a barley sown the 2019-03-27. The same period-experimental treatment

was followed on another plot, and the measured N<sub>2</sub>O-N emissions on the latter were a lot smaller, 500 g·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>, than those measured on (A): 1409 g·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>. Individual B came from a plot belonging to the ORG-LEG treatment, from 2021-08-12 to 2022-03-09. This restitution cycle followed the harvest of a mixed stand of pea and triticale; soil was covered by a cover crop (phacelia, vetch and clover). Two other plots belonged to the same period-experimental treatment, both had much lower N<sub>2</sub>O-N emissions, (147 and 85) g·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>, than the ones measured on (B): 2148 g·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>. Visual analysis of the N<sub>2</sub>O-N emissions time-series of the plots from treatments ORG and ORG-LEG, indicated that a possible explanation for this was a hotspot and/or a hot moment of N<sub>2</sub>O emissions, which was much lower or did not happen on the other plots.

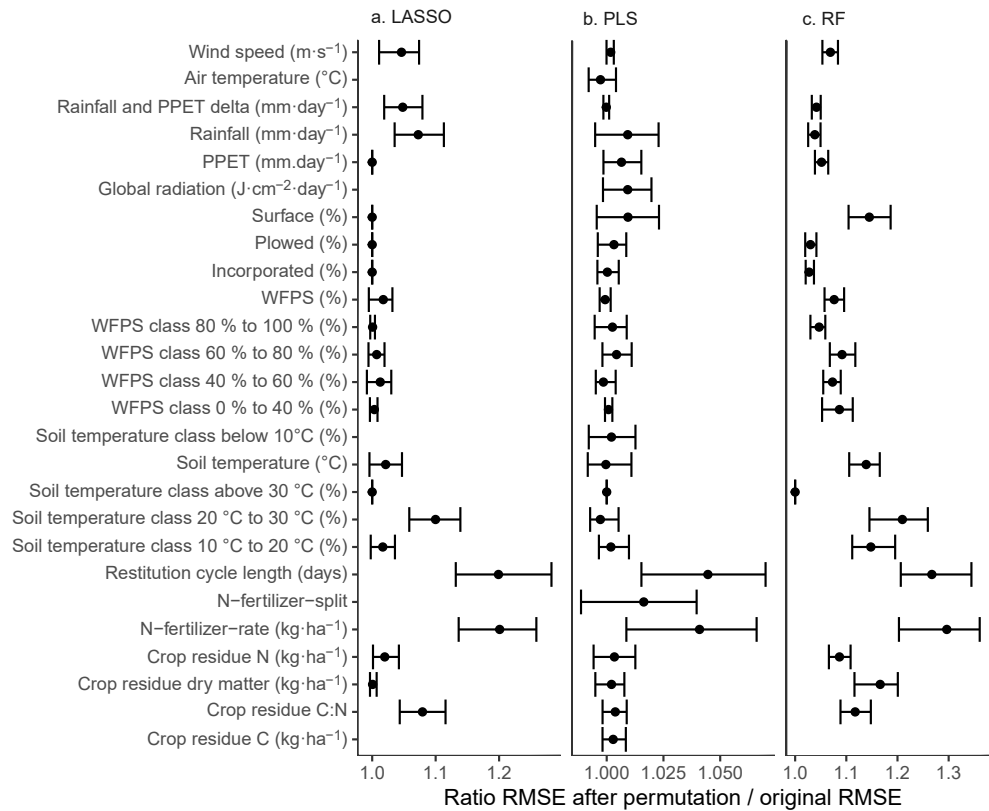
Philibert et al. (2013) used a RF algorithm with a compilation of literature data to predict N<sub>2</sub>O emissions. They obtained a RMSE of 2.91 kg·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>. The predicted vs observed scatterplot from Philibert et al. (2013) showed a very similar trend for cumulative N<sub>2</sub>O emissions between (0 and 2) kg·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>. The model accuracy was also lower for high cumulative emissions. Joshi et al. (2022) used similar algorithms to predict daily N<sub>2</sub>O-N emissions from experimental fields, N<sub>2</sub>O emissions being measured from cover crop termination to main crop harvest. They achieved a RMSE of 1.3 kg·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>. Saha et al. (2021) also predicted daily N<sub>2</sub>O-N emissions from a corn-soybean-wheat rotation using RF; they achieved RMSE of (4.3 and 3.5) kg·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>. Another study from Mathivanan et al. (2021), using Bayesian approach, had RMSE from (2.7 to 3.3) kg·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>. Our models yielded RMSE between (0.39 and 0.41) kg·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup>, but with a more limited range of measured N<sub>2</sub>O-N emissions. The similar results obtained with the different models is reassuring given the limitation that the small size of our training data set (n = 118) could have represented for machine learning algorithms. They also give increased confidence in the robustness of our identification of the most important predictors within each predictive model.

### **3.3.2. Ranking of predictive variables and nature of the relationship with N<sub>2</sub>O emissions**

Explanatory model techniques applicable to different types of models can be used to quantify and compare the use of each predictor by the models. This step allowed identifying the most important factors to predict cumulative N<sub>2</sub>O emissions. The contribution of each variable to the prediction of cumulative N<sub>2</sub>O emissions, for the different machine learning models, is presented in Figure 3.6.

Restitution cycle length, N-fertilizer-rate and crop residue C:N ratio of crop residues belonged to the top ten variables contributing to each model. The ranking of the most contributing predictive variables, however, differed between models. The restitution cycle length and the N-fertilizer-rate were the most important predictive variable for the LASSO model, followed by the soil temperature class from 20 °C to 30 °C, crop residue C:N ratio and rainfall. The RF model had the same top three variables than the LASSO

Predictive variables



**Figure 3.6** – Contribution of each predictive variable to the prediction of cumulative N<sub>2</sub>O-N emissions, for the different machine-learning models. Points are median values; left and right vertical bars correspond to 5 % and 95 % quantiles. C: Carbon, N: Nitrogen, PPET: potential Penman evapotranspiration, RMSE: Root Mean Square Error, WFPS: Water Filled Pore Space.

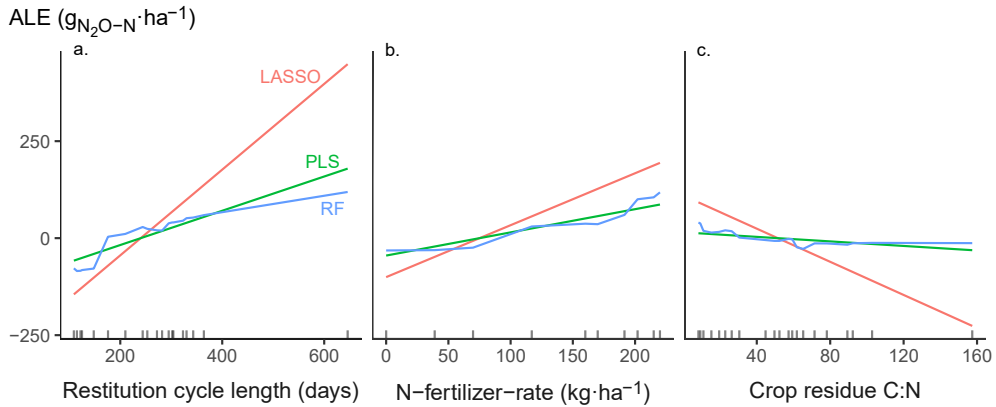
but then relied on the crop residue dry matter; the crop residue C:N was the 8<sup>th</sup> most important variable. The PLS model relied on restitution cycle length, N-fertilizer-rate and N-fertilizer-split, ahead of the global radiation and the rainfall; the crop residue C:N was the 9<sup>th</sup> most important variable. This was consistent with results from the simple multiple regression model: restitution cycle length and mineral fertilization are the main drivers while the C:N ratio of crop residues comes out among the other predictive variables, although with a much smaller influence. The models from Philibert et al. (2013), yielded comparable conclusions regarding mineral N fertilization and duration. Saha et al. (2021) identified WFPS, inorganic N availability and clay content as well as air temperature as the main drivers of their model. Joshi et al. (2022) found that soil temperature, available C from decomposing biomass, air temperature and soil moisture were the variable contributing the most to their RF predictions.

The identification of the main variables for the prediction of cumulative N<sub>2</sub>O emissions was not enough to understand the way each of them is used by the models. The relationship between restitution cycle length, N-fertilizer-rate, crop residue C:N and cumulative N<sub>2</sub>O emissions is shown in Figure 3.7, for all machine-learning models. Accumulated Local Effect represents the main effect of a variable, at a certain value, compared to the average prediction. Here, the average prediction of cumulative N<sub>2</sub>O emissions cycle increased with restitution cycle length, the rise was steeper for shorter restitution cycles for the RF model. When the restitution cycle length was below 200 days, all models had a negative ALE, up to  $-150 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ , the predictions of the N<sub>2</sub>O-N emissions were below the average prediction. Observations with more than 400 days were very scarce, thus it was difficult to interpret the effect of restitution cycle length passed that threshold. The ALE of N-fertilizer-rate was consistent across models: the average prediction rises with increasing fertilization rates. The RF model adds an interesting detail showing that the effect is near 0 up to the threshold around (170 to 180)  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . It suggested that the response to mineral N fertilization gets stronger with increasing N input, especially beyond (170 to 180)  $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . The effect of the crop residue C:N ratio was near 0 for the RF and the PLS models but the LASSO model shows that the average prediction decrease with increasing C:N values. Finally, the three dimensions ALE of the interaction between restitution cycle length and crop residue C:N ratio showed that this interaction was not present in the PLS and the LASSO model but was weakly present in the RF model with an ALE around  $5 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$  of N<sub>2</sub>O-N. Overall, the use of the variables by the models followed the same trends.

### ***3.4. Combined lessons from the different models: how and to which extent does crop residue influence N<sub>2</sub>O emissions?***

#### **3.4.1. Remaining high unexplained variance**

All the types of model used explained a relatively low percentage of the variance of N<sub>2</sub>O emissions. Performance levels and observed patterns, especially the underes-



**Figure 3.7** – Accumulated local effect (ALE) plot of the relation between predictors of cumulative N<sub>2</sub>O-N emissions for a selection of variables having an impact on all three models. Lines represent the ALE for the each machine-learning model. Black ticks on the x-axis are the observed values from the test dataset. C: Carbon, N: Nitrogen.

timation of large values of emissions, were similar between models. Thus, drivers of N<sub>2</sub>O emissions not being taken into account could be a reason for the poor performance of the models. For example, crop residues leachates could have an influence on N<sub>2</sub>O emissions (Lashermes et al., 2022). Another possibility is that the longer timescale decreased the influence of individual variables. At small spatiotemporal scales, some variables can have an effect on N<sub>2</sub>O emissions hot spots and hot moments, affecting the N<sub>2</sub>O emissions at wider scales. Therefore, a limitation of this study is that the choice to summarize information such as WFPS or tillage at the scale of restitution cycles might hide the effect of those drivers on hot spot and or hot moments of N<sub>2</sub>O emissions to the models. This is probably one of the reasons why WFPS does not show up as one of main explanatory variables as its influence is stronger at shorter timescales (*e.g.* daily) or at the landscape scale where topography plays a dominant role (Milne et al., 2011, 2013). Similarly, we observed large emissions at the scale of the restitution cycle in specific treatments (*e.g.*, ORG-LEG, data not shown), which might have been associated with high emissions occurring over short time periods. Driving factors of such emissions localized in time cannot be captured at the scale of the restitution cycle.

### 3.4.2. Relative importance of crop-residues-related explanatory variables

Restitution cycle length and mineral N fertilization were the most important variables for all models, far ahead of any variables related to crop residues. The crop residue C:N ratio only represented 14 % of the explained variance in the linear model, albeit slightly more if we consider the interaction with restitution cycle length, and its influence remained small in the machine-learning models (Figure 3.7). Among the possible reasons for such a low influence is the duration, which also emerged as an important

predictor in Philibert et al. (2013). However, the restitution cycles considered here were longer than the periods generally considered in the literature: the median duration is 253 days, against 185 days in the compilation of 75 studies by Rittl et al. (2021). Janz et al. (2022) considered periods of 60 days, while the maximum period length in Chen et al. (2013) was 217 days, and 104 days in Baggs et al. (2000).

The fact that the effect of crop residue was more apparent for short periods after crop residue return was in line with the literature. Li et al. (2021) observed a significant difference in N<sub>2</sub>O emission between soils with and without crop residue return when the duration of the experiment was less than 1 year, and none above one year. Indeed, results often indicated that most N<sub>2</sub>O emissions occurs during the first weeks or months after crop residue return (Baggs et al., 2000). Janz et al. (2022) mentioned a return to background N<sub>2</sub>O emissions levels in 10 to 30 days. On one hand, it suggests that emissions from one period are likely to be independent from what happened in the preceding period, as minimum duration is 109 days. On the other hand, considering long periods, which is relevant in a GHG perspective where the whole timeframe has to be considered, probably results in lowering the influence of crop residues on N<sub>2</sub>O emissions. The fact that crop residues have less influence on N<sub>2</sub>O emissions than mineral fertilization is not surprising. Fertilization often shows up as the main driver of cumulative emissions (Philibert et al., 2013) and has been given a prominent place in the IPCC Tier 1 approach. Counter examples exist however, as for example Rees et al. (2013) found that N input explained only 15 % of the total variation of N<sub>2</sub>O emissions from field experiments across Europe. Such a lower influence is generally associated to low N application rates: < 100 kg<sub>N</sub>·ha<sup>-1</sup> (Bouwman et al., 2002), or at or below crop N requirements (Van Groenigen et al., 2010).

In environments favoring denitrification, crop residue influence may increase and even exceed the one of fertilization because of the combined increase of C availability and anaerobic condition associated to organic matter input in the soil (Pugesgaard et al., 2017). The fact that restitution cycle length was a main predictor for N<sub>2</sub>O emissions on the experimental site may indicate that background emissions were important compared to emissions driven by fertilization or residue return.

### **3.4.3. Crop residues related variables having an impact on N<sub>2</sub>O emissions**

Among the variables describing crop residues quantity and quality, the C:N ratio was the most important for all models, except for the RF where it followed the dry matter content. Crop residue C:N ratio was inversely proportional to N<sub>2</sub>O emissions. Crop residue C:N ratio being a driver of the influence of crop residue on N<sub>2</sub>O emissions has for example been highlighted by Essich et al. (2020), where removal of crop residues with a C:N ratio below 25, appeared as promising for reducing N<sub>2</sub>O emissions. The C:N ratio of crop residue being a better predictor of emissions than the amount of N returned to the soil is also underlined by Olesen et al. (2023). However, Lashermes et al. (2022) or Janz et al. (2022) stressed that crop residue quality can have an impact

through other properties not used in this study, *e.g.*, their easily degradable fractions and these can outweigh the C:N ratio (Abalos, Rittl, et al., 2022). The crop residue effect observed in this study thus seemed consistent, although its amplitude is lower than in other studies.

## 4. Conclusion

This study set out to investigate the relative importance of multiple drivers known to influence N<sub>2</sub>O emissions, in field conditions and at the scale of a crop succession, with particular attention given to ranking the factors related to crop residue management. The realistic agronomic conditions, the temporal depth of the study, the quantification of how much crop residues contribute to N<sub>2</sub>O emissions, constitute the main originality of this work, together with the approach proposed, based on defining “restitution cycles” and using a combination of complementary statistical modelling approaches to increase the robustness of the results obtained. We found that restitution cycle length and mineral N fertilization rates were the most influential drivers of N<sub>2</sub>O emissions. While variables directly related to crop residue quality or quantity contributed relatively little, we observed a consistent impact associated with crop residue C:N ratio. Cumulative N<sub>2</sub>O emissions increased with lower crop residue C:N and this effect was more pronounced when the restitution cycle was short. Interestingly, the amount of N from crop residues had no impact on N<sub>2</sub>O emissions. These results are relevant for prioritizing efforts to reduce N<sub>2</sub>O emissions from cropping systems using crop management: we show that crop residue management is not likely to lead to a significant change in N<sub>2</sub>O emissions from arable cropping systems in Northern France. Our results thus give decision-makers the opportunity to focus on the ecosystem services provided by crop residues without concern for unintended trade-offs.

## Acknowledgements

We would like to thank **Eric Gréhan** who conducted the N<sub>2</sub>O emission measurements from the start of the experiment until 2022, and the entire ACBB Arable crop site team: **Guillaume Vitte**, the site-manager of the long-term field experiment since 2016, for managing routine measurements and data entry into the information system and answering questions about the technical itinerary. **Jérôme Duval**, developer and manager of the data storage system, for his help in extracting and formatting the data. **Frédéric Bornet** who managed the setup of the ACBB arable crop long-term experiment and co-developed the associated infrastructure for data acquisition and storage. **Frédéric Mahu**, **Nicolas Collanges**, **Caroline Dominiarczyk** and **Anita Teixeira** as well as all students and short-term contractors for their ongoing contribution to the collection of plant and soil data. We further thank all associated colleagues from the experimental unit in Estrées-Mons, in particular **Jean-Luc Sauvage**, **Eric Hanocq**,



**Stephanie Arnault and Sébastien Darras** for their consistent long-term and high-quality assistance and expertise dedicated to our experimental research site.

## Declarations

**Funding:** This study was part of the EJPSoil  $\Sigma$ ommit project, which has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation program under grant agreement N°862695. It has been conducted as part of a PhD funded by INRAE (France) and the University of Liège (Belgium). It benefited from all support directed toward the ACBB arable crop long-term experiment since 2010, especially by the French Agence Nationale de la Recherche ANR-11-INBS-0001 AnaEE France, ANR-22-SOIL-0002 (TRUESOIL) and ANR-22-PEXF-0005 (CrosyeN).

**Conflicts of interest:** the authors declare no competing interests.

**Ethics approval:** not applicable.

**Consent to participate:** not applicable

**Consent for publication:** not applicable

**Availability of data, code and material:** the main dataset of restitution cycles and the code used to create the linear model and the machine learning models are available in the repository <https://doi.org/10.57745/EEVEYU>.

### Author's contributions:

Conceptualization, P.B, J.L, F.K, F.F and B.D; Methodology, P.B and J.L; Software, P.B and J.L; Validation, P.B and J.L; Formal analysis, P.B and J.L; Investigation, P.B, J.L, F.K, F.F, B.D; Data Curation P.B, J.L, F.F, B.M + technical team; Writing – original draft preparation, P.B, J.L; Writing – review and editing, F.K, F.F, B.D, B.H, B.M, P.B and J.L; Visualization, P.B; Supervision, J.L, B.D, F.K, B.H; Project administration, J.L and B.D; Funding acquisition, J.L, B.D and F.K.



## **Effets de l'export systématique des résidus de culture de céréales et de pois sur les émissions de N<sub>2</sub>O dans un système sans labour**



## Préambule

Ce chapitre se focalise sur l'exploitation de deux des traitements du dispositif expérimental ACBB - grandes cultures construits pour être utilisés en combinaison afin d'évaluer l'influence de la quantité de résidus de culture restitués. Il contribue donc à alimenter la question de recherche spécifique 2, centrée sur le rôle des différentes propriétés des résidus et de leur gestion. Les deux traitements mobilisés, RT et RT-RR, ne se différencient que par le niveau d'exportation des résidus de culture produits (cf. Chapitre 2). L'analyse de la différenciation de ces traitements, en termes d'émissions de  $N_2O$ , vient compléter le travail effectué dans le Chapitre 3, où l'évaluation de l'effet quantité restituée était déjà présente, mais en proposant une plus grande précision dans l'évaluation de cet effet.

Pour analyser la différenciation entre ces deux traitements, nous avons choisi de conserver un maximum d'information, et donc de travailler avec les séries temporelles complètes de données journalières à l'échelle des chambres de mesure individuelles. Nous nous sommes appuyés pour cela sur un modèle mixte. Avec ce modèle, l'effet fixe caractérise l'effet du traitement qui nous intéresse (RT vs RT-RR). Les effets aléatoires permettent quand à eux, de modéliser les différentes sources d'erreur (chambre de mesure, blocs du dispositif) et de prendre en compte les relations de dépendance entre les individus de l'échantillon.

## Résumé

La restitution des résidus de culture est parfois responsable d'une augmentation des émissions de  $N_2O$ . Cet effet est très variable et exporter les résidus signifie renoncer à d'autres services écosystémiques potentiels. Ainsi, il est nécessaire de documenter les effets de la restitution des résidus dans différents contextes spécifiques pour éclairer les décisions concernant la gestion des résidus de culture. Dans cette étude, nous comparons 12 années d'émissions de  $N_2O$ , de deux systèmes de cultures en non-labour, se différenciant par la restitution ou l'export des résidus de cultures de blé, d'orge, de maïs et de pois. Nous observons que les émissions de  $N_2O$  moyennes journalières entre les deux traitements ne sont pas significativement différentes l'une de l'autre. Ces résultats encouragent la restitution des résidus de culture à fort C/N, plus particulièrement lorsque les conditions pédoclimatiques sont peu propices à la dénitrification. Toutefois, dans des sols plus acides et/ou avec des restitutions de résidus au C/N plus faibles, il est possible que la différence soit exacerbée.

## 1. Introduction

Le choix de l'exportation ou de la restitution des résidus de culture est un élément important des systèmes de cultures influençant leur bilan environnemental.

Les résidus peuvent être récoltés et exportés hors de la parcelle pour être valorisés sous forme de litière pour les animaux, entrer dans la composition de biomatériaux ou servir à la production d'énergie (Mujtaba et al., 2023). Cette pratique a aussi tendance à réduire les émissions de N<sub>2</sub>O du sol (Abalos, Recous, et al., 2022). Néanmoins, l'export systématique des résidus de culture peut dégrader les qualités physico-chimiques des sols : diminution accentuée des nutriments, instabilité de la structure, dégradation de l'espace poreux (Abalos, Recous, et al., 2022 ; Blanco-Canqui & Lal, 2009). Une autre option de gestion des résidus consiste à ne pas les exporter. Ils sont alors éventuellement brûlés ; cette pratique étant largement reconnues comme non soutenable (Krishna & Mkondiwa, 2023 ; Lin & Begho, 2022). Dans l'Union Européenne, la perception d'aides de la politique agricole commune s'accompagne de l'engagement de ne pas brûler les résidus de culture (cf. Règlement (UE) no 1306/2013 - ANNEXE II - BCAA 6). Ainsi ce mode de gestion ne sera pas développé ici. Dans les systèmes de cultures européens, les résidus restitués à la parcelle peuvent être laissés broyés et laissés à la surface avant d'être éventuellement incorporés dans le sol. Lorsqu'ils sont restitués à la parcelle, les résidus des cultures fournissent des services écosystémiques tels que la provision de nutriments (Blanco-Canqui & Lal, 2009) ou la protection physique contre l'érosion (Hiel et al., 2016 ; Prosdocimi et al., 2016). Néanmoins, ils peuvent aussi être la cause de problèmes phytosanitaires (Mestries et al., 2011), de levée (Abalos, Recous, et al., 2022) ou encore augmenter les émissions de gaz à effet de serre (Janz et al., 2022), en particulier celles de N<sub>2</sub>O (Abalos, Recous, et al., 2022). Le bilan des conséquences des choix de gestion des résidus sur des thématiques telles que les émissions de gaz à effet de serre, le stockage du carbone ou la qualité de l'eau est difficile à établir (Guenet et al., 2021).

Le N<sub>2</sub>O est un des principaux gaz à effet de serre, aussi responsable de la dégradation de la couche d'ozone stratosphérique (Forster et al., 2021). Il est donc essentiel d'identifier les pratiques réduisant les émissions de ce gaz. Abalos, Recous, et al. (2022) concluent qu'en situation de non-labour, il n'y a pas de différence significative d'émissions de N<sub>2</sub>O entre un système avec restitution et un système avec export des résidus de culture. Néanmoins, ils observent une forte disparité dans les résultats des études mobilisées. Il est en effet possible de trouver des résultats contrastés dans la littérature. Par exemple, Mutegi et al. (2010) observent, sur une saison de culture, une réduction de 9 % des émissions dans le traitement sans labour et avec retour des résidus par rapport au traitement sans labour sans retour des résidus. A l'inverse, sur la même échelle de temps et sur des systèmes sans labour, Mirzaei et al. (2022) observent une augmentation de 134 % des émissions de N<sub>2</sub>O dans le système avec restitution des résidus par rapport à celui avec export des résidus.

Nous proposons ici de compléter les connaissances existantes sur l'effet de la restitution ou de l'export des résidus de culture sur les émissions de N<sub>2</sub>O à l'échelle du système de culture. Nous comparons deux systèmes de cultures en non-labour sur une longue période (10 ans) dont la succession de cultures comporte de l'orge, du blé, du

pois, du maïs, du colza et des couverts intermédiaires. Ce chapitre vient compléter le Chapitre 3. Ce dernier, exploratoire et mobilisant des méthodes de fouille des données n'exploite pas la possibilité de comparaison directe des traitements RT (non labour, résidus restitués) et RT-RR (non labour, résidus exportés) du dispositif expérimental ACBB - grandes cultures (cf. Chapitre 2). Ce chapitre cherche à répondre à la question suivante : en quoi l'exportation systématique des résidus de céréales et de pois modifie les émissions de  $N_2O$  d'un système en non-labour ?

## 2. Matériel et méthodes

La description détaillée du site expérimental et des différentes méthodes de prélèvements ont été présentés dans le Chapitre 2, en particulier : la mesure du  $N_2O$ , le suivi de l'humidité et de la température du sol. Cette partie reprend succinctement les points essentiels mobilisés pour répondre à la question de recherche : la description des traitements RT et RT-RR ainsi que la caractérisation de la biomasse restituée.

### 2.1. Traitements expérimentaux RT et RT-RR

Cette étude mobilise deux traitements expérimentaux en non-labour, avec restitution des résidus de culture (RT) et exportation des résidus de culture (RT-RR). La succession de cultures comprend de l'orge de printemps et d'hiver (*Hordeum vulgare* L.), du blé tendre d'hiver (*Triticum aestivum* L.), du pois de printemps (*Pisum sativum* L.), du colza (*Brassica napus* L.) et du maïs (*Zea mays* L.) grain pour RT et ensilage pour RT-RR. Des cultures intermédiaires sont systématiquement semées en août, après la récolte de la culture principale. Elles sont détruites par un passage d'outil (broyeur) et/ou le gel en hiver (novembre-décembre). Les intercultures longues précédant les cultures de printemps sont semées avec des cultures intermédiaires : moutarde (*Sinapis alba* L. ou *Brassica carinata* A. Braun) seule ou mélangée à un trèfle (*Trifolium alexandrinum* L. ou *Trifolium repens* L.), avoine (*Avena sativa* L.), sarrasin (*Fagopyrum esculentum* Moench) et phacélie (*Phacelia tanacetifolia* Benth). Les cultures intermédiaires, les pailles de colza, les chaumes des céréales et les adventices sont restituées, broyées, dans les deux traitements. La biomasse restituée est incorporée au sol par un déchaumage ou le passage d'une herse rotative réalisé avant le semis de la culture, principale ou intermédiaire, suivante. La fertilisation azotée utilise de la solution azotée (urée et nitrate d'ammonium). Les doses sont calculées par la méthode AzoFert® qui tient compte des besoins de la plante et des différentes sources d'azote présentes dans le sol (Machet et al., 2017). Les deux traitements expérimentaux ont un plan de fertilisation identique.

## ***2.2. Caractérisation de la biomasse restituée***

Les prélèvements de biomasse aérienne manuels sont réalisés, pour chaque date de prélèvement, en quatre points sur chaque parcelle. Les racines ne sont pas prélevées et ne sont pas caractérisées. Les échantillons de végétaux sont manuellement triés puis pesés avant d'être séchés en étuve. Ils sont ensuite broyés avant d'être analysés pour déterminer leur teneur en matière sèche en carbone et en azote. Des prélèvements de l'intégralité de la biomasse aérienne sont réalisés à une date proche de la récolte sur les traitements RT et RT-RR. Pour le traitement RT-RR, un prélèvement supplémentaire est réalisé après l'opération d'export des résidus de culture pour comptabiliser la quantité de biomasse restituée malgré le passage de l'outil.

Une masse (de C, de N, de matière sèche), restituée sur le traitement RT-RR est égale à la masse mesurée lors du prélèvement post-récolte. Pour le traitement RT, la masse (de C, de N, de matière sèche), restituée est égale à la somme des masses des organes non-restitués, mesurée avant la récolte. La catégorisation restitué / non-restitué d'un organe étant réalisée en confrontant la plante récoltée et la méthode de récolte. L'estimation des propriétés des résidus de RT qui sont exportés de RT-RR, pour une date donnée, est réalisée en soustrayant la valeur de C, de N ou de matière sèche moyenne restituée sur RT à celle restituée sur RT-RR.

Par exemple, sur RT, une récolte de blé tendre exporte le grain et restitue l'ensemble des autres organes qui sont mesurés ensemble en tant que résidus restitués. Pour RT-RR, les grains et les pailles sont exportés, mais il reste toujours les chaumes qui sont catégorisés comme étant des résidus restitués. Ainsi, la différence effective entre RT et RT-RR est la différence des résidus restitués dans les deux traitements : les résidus restitués de RT moins les résidus restitués de RT-RR.

## ***2.3. Les mesures de $N_2O$***

Dans ce chapitre, les données individuelles de  $N_2O$  sont constituées de la moyenne des quatre mesures de flux de  $N_2O$  réalisées dans la journée par une chambre. Une date de mesure est retenue pour l'analyse si au moins une moyenne journalière d'une chambre est disponible pour une parcelle de chaque traitement expérimental.

## ***2.4. Analyse des données***

Les mesures de  $N_2O$  sont utilisées sans transformation dans cette étude. Les étapes de l'analyse sont inspirées de Makowski et al. (2019) : (i) élaboration d'un modèle et vérification visuelle du respect des conditions d'interprétation, (iii) estimation des moyennes marginales, (iv) test de comparaison deux à deux (v) calcul et interprétation de l'intervalle de confiance de la différence entre les moyennes marginales.

Les mesures de flux de  $N_2O$ , ainsi que celles de biomasse, qui composent le jeu de donnée ne sont pas rigoureusement indépendantes. En effet, des individus composant



l'échantillon des flux de  $N_2O$  peuvent être issues d'un même bloc expérimental, de dates proches ou d'une même chambre automatique. Ces données ont donc une structure hiérarchique et sont longitudinales. Ajoutons que des données manquantes peuvent déséquilibrer les échantillons. Les modèles linéaires mixtes et les moyennes marginales estimées sont des outils adéquats pour modéliser et analyse des données avec ces propriétés (Bates et al., 2015 ; Makowski et al., 2019). Le modèle mixte est un modèle de régression statistique permettant de ne pas laisser les relations de dépendance entre individus au sein des données de l'échantillon influencer les résultats (respect de l'hypothèse d'indépendance des observations). Conceptuellement, ce type de modèle réalise une régression linéaire pour chaque groupe d'individus appartenant à un même "effet aléatoire" (des mesures issues d'une même chambre par exemple), puis synthétise ces régressions pour estimer "l'effet fixe" (ici l'effet du traitement expérimental). Les moyennes marginales mixtes estimées sont calculées en utilisant le modèle pour prédire la moyenne de la variable dépendante (ici le flux de  $N_2O$  journalier moyen). Elles sont obtenues en moyennant les prédictions du modèle pour chaque niveau d'une variable d'intérêt (ici le traitement expérimental) en considérant les autres variables comme constantes. L'intérêt de cette méthode est de prendre en compte la structure du modèle et notamment d'éviter les biais induis par un échantillon déséquilibré lors du calcul de la moyenne arithmétique.

Dans cette étude, le modèle linéaire mixte est spécifié de la manière suivante : l'effet fixe est le traitement expérimental, les effets aléatoires sont : l'identifiant d'un groupe de sept jours consécutifs, le bloc et l'identifiant de la chambre de mesure dans le bloc. Les hypothèses de normalité et d'homoscédasticité des résidus sont visuellement évaluées au moyen d'un histogramme des résidus et d'un nuage de point des résidus en fonction des valeurs prédites. Les moyennes marginales estimées sont calculées avec la fonction `emmeans()` du package R éponyme (Lenth, 2025). Du fait de la grande taille de l'échantillon, les estimations sont testées par rapport à une distribution normale standard (tests  $z$ ) plutôt que par rapport à la distribution  $t$ . Le test d'égalité des moyennes marginales estimées est réalisée avec la méthode de Tukey. Pour compléter les conclusions issues du test de comparaison de moyennes, l'intervalle de confiance au niveau 95 % autour de la différence entre RT et RT-RR est aussi exploité dans le cadre d'un test d'équivalence (Makowski et al., 2019).

#### **i** Note

En l'absence de transformation de la variable prédite (le flux de  $N_2O$ ), il est fort possible que les hypothèses de normalité et d'homoscédasticité ne soient pas validées. Néanmoins, les modèles de régressions mixtes restent généralement exploitables malgré des écarts à la normalité et l'homoscédasticité des résidus (Schiell-zeth et al., 2020). Pour vérifier si les résultats obtenus sans transformation de la

variable d'intérêt étaient toujours valables lorsque ces hypothèses sont vérifiées, la méthode a été testée en transformant la variable d'intérêt avec la transformée de Box-Cox, cf. Annexe 2.

Les dynamiques de température et d'humidité du sol sont visuellement comparées pour identifier d'éventuelles différences entre les traitements expérimentaux. Les échantillons de biomasse sont utilisés pour quantifier la différence induite par les traitements et caractériser la composition chimique des résidus de culture restitués.

Le langage R (R Core Team, 2021) et le package R lmer (Bates et al., 2015) sont utilisés pour établir les modèles et ainsi que les packages car (Fox & Weisberg, 2019) et emmeans (Lenth, 2025) pour les diagnostics et les comparaisons de moyennes.

### 3. Résultats

#### 3.1. *Les productions et restitutions de biomasse*

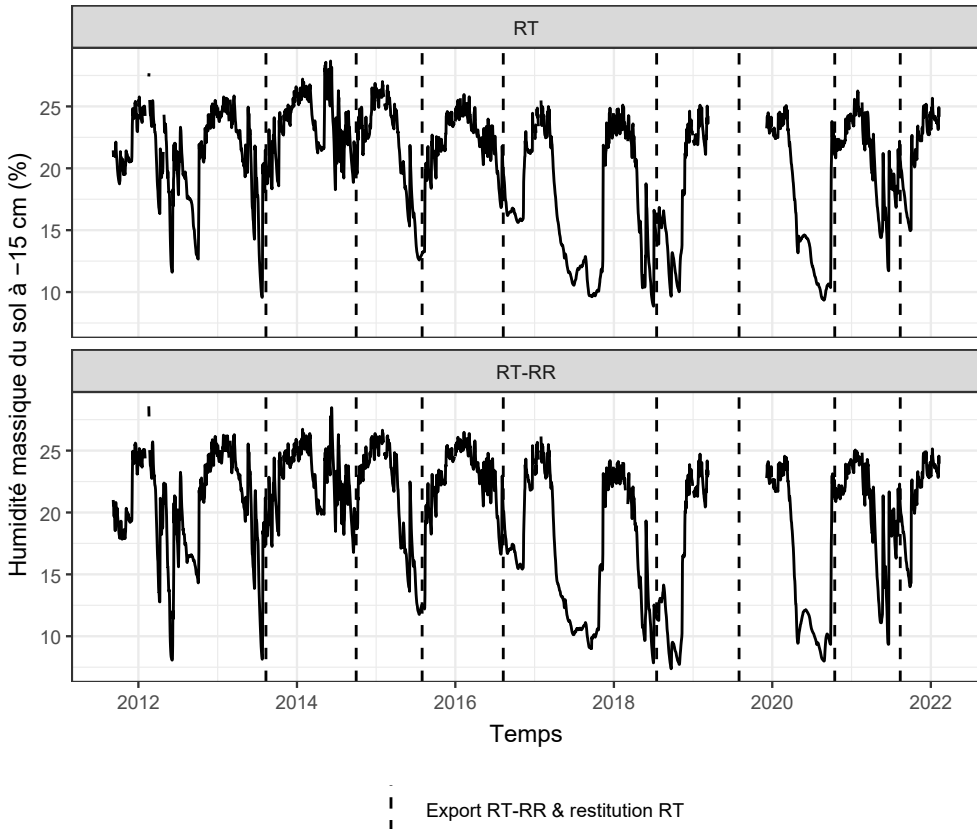
Sur l'ensemble de la période étudiée, 17 restitutions de biomasses ont lieu pour chaque traitement expérimental (Figure 4.3). Parmi ces restitutions, huit sont des moments où les deux traitements expérimentaux se distinguent en ce qui concerne l'export et la restitution des résidus de culture. Les autres situations sont des restitutions de cultures intermédiaires ou des exportations de paille de colza communes aux deux traitements. Sur l'ensemble de la période étudiée, le traitement RT a reçu  $36 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  de matière sèche de plus que le traitement RT-RR ; au total, RT a reçu  $73 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  de matière sèche (hors racines) et RT-RR  $37,3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  (hors racines). Les résidus de culture de RT qui ne sont pas restitués sur RT-RR ont, en moyenne pour les huit différentes récoltes concernées, un C/N de 68 (écart-type 29, minimum 30 et maximum 121). Les récoltes pour lesquelles les résidus sont restitués sur RT et exportés sur RT-RR, correspondant aux triangles noirs pleins dans la Figure 4.3. La Table 4.1 détaille les biomasses restituées lors des opérations de récoltes/destruction pour lesquelles les résidus de culture de RT-RR sont exportés.

**TABLE 4.1** – Masses ( $kg \cdot ha^{-1}$ ) de carbone (C), d'azote (N) et de matière sèche (MS) ainsi que ratio C/N de la biomasse restituée (hors racines) pour les traitements RT et RT-RR, lors des récoltes/destructions avec export des résidus de cultures pour le traitement RT-RR. \* plusieurs dates peuvent être présentes en cas de décalage entre les récoltes/destruction des parcelles d'un même traitement.

N° Récolte/Destruction	Date(s)*	Traitement expérimental	C	N	MS	C/N
3	2013-08-10, 2013-08-11	RT	2797	30	6302	93
3	2013-08-10, 2013-08-11	RT-RR	618	6	1435	96
5	2014-10-23	RT	4709	91	10170	52
5	2014-10-01	RT-RR	525	8	1232	64
6	2015-08-01	RT	2077	22	4658	92
6	2015-08-01	RT-RR	749	11	2608	65
8	2016-08-13, 2016-08-29	RT	1597	54	3502	30
8	2016-08-09	RT-RR	271	10	710	28
11	2018-07-17	RT	3526	56	7800	63
11	2018-07-17	RT-RR	1290	18	3045	72
13	2019-08-01	RT	1480	30	3245	49
13	2019-08-01	RT-RR	690	13	1588	54
15	2020-10-22	RT	3312	51	7138	65
15	2020-10-15	RT-RR	527	8	1298	66
16	2021-08-13	RT	3322	48	7578	69
16	2021-08-13	RT-RR	1173	22	2952	54

### 3.2. Température et humidité du sol

Les évolutions de l'humidité et de la température du sol à -15 cm sous la surface sont présentées respectivement dans la Figure 4.1 et la Figure 4.2. Les deux traitements expérimentaux ont des humidités et des températures très proches. L'humidité du sol varie entre ~10 et ~27. Elle est au plus bas à la fin de l'été et au plus haut durant l'hiver. Les périodes estivales de 2017, 2018 et 2020 se distinguent par des épisodes de faible humidité plus longs.



**FIGURE 4.1** – Humidité massique du sol à -15 cm en fonction du temps

La température journalière moyenne du sol à -15 cm est, en moyenne, de 11 °C (min. -1.9 °C et max. 26 °C) elle varie selon un cycle saisonnier. Les moments de restitution ou d'exportation de la biomasse ont lieu lorsque les températures sont relativement élevées (> 15 °C), sauf en 2021 où la température était comprise entre 10 et 15 °C, et tendent à décroître dans les mois qui suivent.

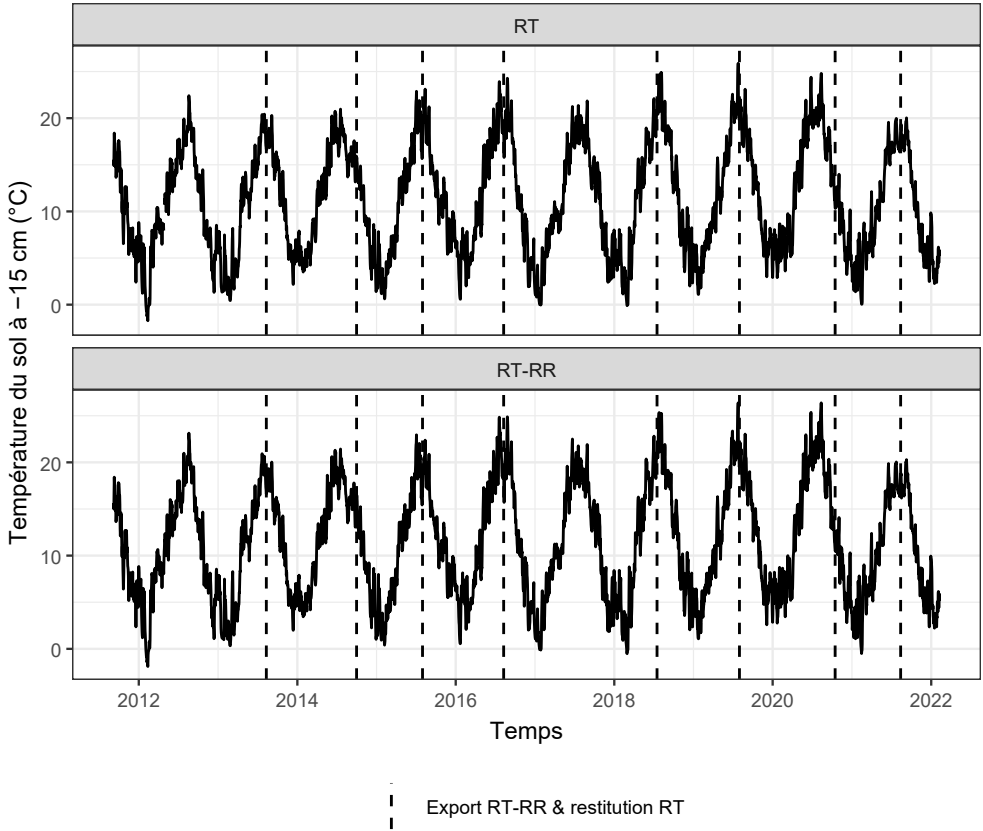
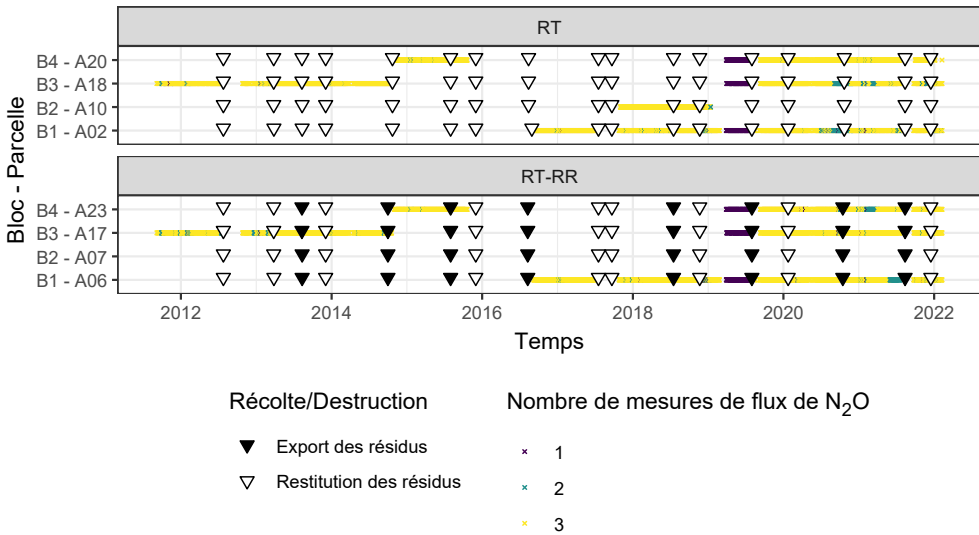


FIGURE 4.2 – Température du sol à -15 cm.

### 3.3. Les flux de $N_2O$

Le jeu de donnée analysée comprend 13 900 mesures de flux journaliers moyens par chambre pour le traitement RT et 12 775 pour le traitement RT-RR, sur une période comprise entre le 2011-09-07 et le 2022-02-08. L'effort d'échantillonnage est croissant dans le temps et particulièrement important à partir de 2019 (Figure 4.3). La parcelle du bloc 2 correspondant au traitement RT-RR n'a pas été échantillonnée. En 2016, des mesures disponibles uniquement sur RT ont été retirées du jeu de données, la comparaison avec RT-RR étant impossible.

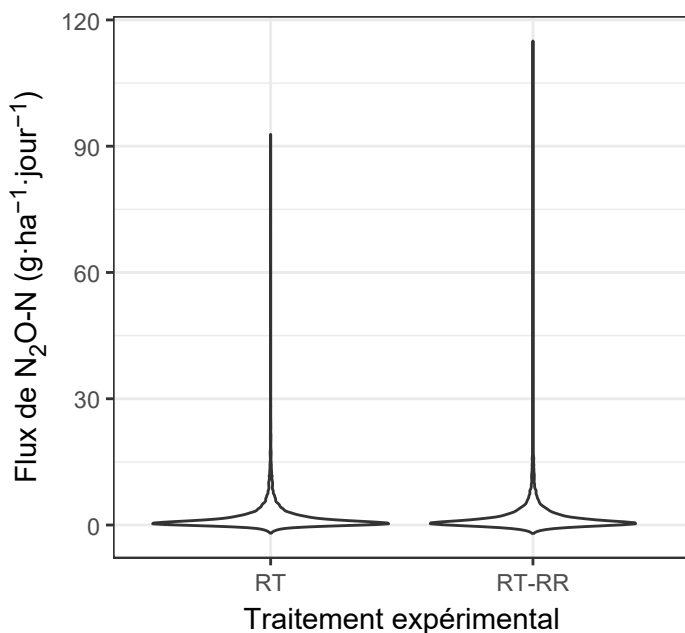


**FIGURE 4.3** – Intensité d'échantillonnage des émissions de  $N_2O$  et restitutions de biomasses entre les traitements expérimentaux RT et RT-RR.

Dans cet échantillon, le traitement expérimental RT a des flux moyen de  $1,91 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  de  $N_2O$ -N (minimum  $-1,93 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ , maximum  $92,8 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  et écart-type  $3,74 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ ). Le traitement expérimental RT-RR a des valeurs légèrement plus importantes; le flux moyen est de  $2,05 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  (minimum  $-1,99 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ , maximum  $115 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  et écart-type  $4,23 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ ). Les valeurs mesurées ont une distribution asymétrique, l'essentiel des valeurs étant proches de 0, avec une longue queue de distribution (Figure 4.4).

### 3.4. Analyse du modèle linéaire mixte

Les résidus du modèle de régression linéaire mixte sont, dans l'ensemble, distribués selon une loi normale (Figure 4.5 a). Certains résidus, largement minoritaires, sont particulièrement élevés et dévient de cette loi. Ils correspondent à des émissions très élevées qui pourraient être associées à des valeurs aberrantes. Néanmoins, il n'a pas été



**FIGURE 4.4** – Distribution des flux de  $N_2O$  mesurés sur les traitements expérimentaux RT et RT-RR

possible d'éliminer ces valeurs du jeu de données en raison, par exemple, d'une erreur de mesure; elles sont tout à fait valides. Il a donc été choisi de les conserver dans le jeu de donnée. La variance des résidus du modèle de régression linéaire mixte semble aussi raisonnablement constante, malgré une légère inflation avec l'augmentation des valeurs (Figure 4.5 b).

Les moyennes marginales estimées sont de  $1,84 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  pour RT et  $1,91 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  pour RT-RR. Leurs intervalles de confiances à 95 % respectifs sont  $[1,50; 2,19] \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  et  $[1,53; 2,29] \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ . Ces valeurs sont proches, mais inférieures aux valeurs calculées sur l'échantillon. La différence entre les moyennes marginales estimées est :  $RT - (RT-RR) = -0,065 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ . L'intervalle de confiance au niveau 95 % autour de cette différence est relativement important :  $[-0,385; 0,254] \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ . Le test d'égalité des moyennes marginales estimées ne permet pas de rejeter l'hypothèse nulle ( $p = 0,688$ ) et l'intervalle de confiance au niveau 95 % de la différence des moyennes marginales estimées contient la valeur 0. Ainsi la différence entre les moyennes marginales estimées n'est pas significative. Pour conclure à une équivalence démontrée des deux traitements, il faudrait définir un seuil d'équivalence supérieur à  $0,385 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ ; la région d'indifférence contiendrait alors l'ensemble de l'intervalle de confiance à 95 % de la différence des moyennes marginales estimées. L'utilisation des valeurs de flux de  $N_2O$  transformées

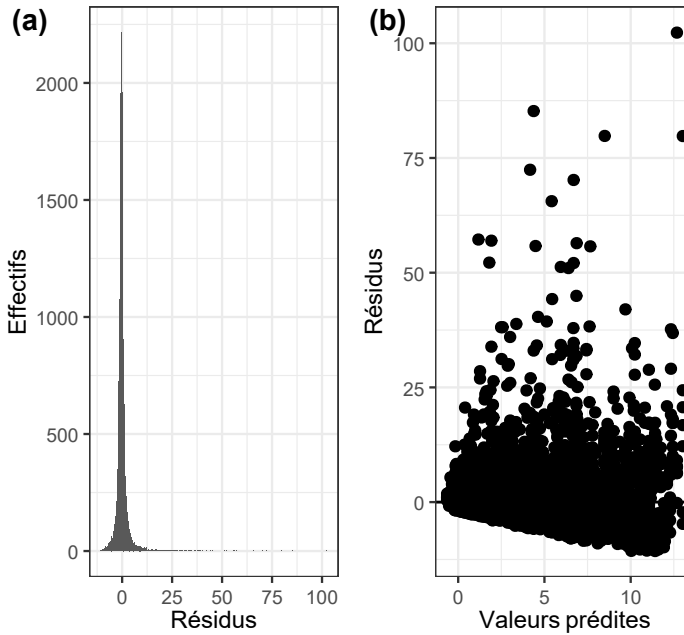


FIGURE 4.5 – Diagnostic des résidus du modèle linéaire mixte

conduit à la même conclusion, avec un intervalle de confiance autour de la différence entre les moyennes marginales estimées plus étroit. Avec la transformation, le seuil d'équivalence serait plutôt de  $0,161 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ .

## 4. Discussion

### 4.1. Absence de différence entre les traitements RT et RT-RR

L'analyse de la différence entre les moyennes marginales estimées à partir du modèle de régression linéaire mixte conduit à conserver l'hypothèse d'égalité des moyennes, que ce soit avec les valeurs de flux de N<sub>2</sub>O brutes ou transformées (Annexe 2). Néanmoins, cela ne suffit pas pour conclure à une parfaite équivalence entre les deux traitements ; il peut effectivement ne pas y avoir de différence entre les traitements ou bien, par exemple, elle est masquée la variabilité expérimentale. Dans ce cas, les tests d'équivalence sont plus adaptés pour vérifier l'égalité de deux moyennes (Makowski et al., 2018). La réalisation de ces tests requiert de définir un seuil d'équivalence. Dans le cas de la comparaison entre RT et RT-RR, un seuil d'équivalence de minimum  $0,385$  ou  $0,161 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  (cf. Annexe 2), selon la méthode employée, démontre une équivalence. Un seuil inférieur conduirait à considérer une équivalence non démontrée.

Dans le contexte de la comparaison RT – (RT-RR), une référence serait utile pour



identifier un seuil d'équivalence qui, au sein du dispositif, permettrait de caractériser l'importance en pratique de la différence. Les résultats obtenus avec la comparaison des traitements CONV et RN (Annexe 2) sont intéressants pour établir cette référence. CONV et RN se distinguent par leur niveau de fertilisation azotée minérale, variable identifiée dans la littérature (Philibert et al., 2013) et pour l'essai ACBB - grandes cultures (Chapitre 3), comme étant influente sur les émissions de  $N_2O$ . Il semble raisonnable de considérer la différence entre ces deux traitements comme une référence de non-équivalence démontrée. Leur différence est significative :  $CONV - RN = 0,919 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  et son intervalle de confiance à 95 % est  $[0,594 ; 1,24]$ . Pour considérer la différence  $CONV - RN$  comme une non-équivalence démontrée, le seuil d'équivalence doit donc être inférieur à  $0,594 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ . Cette valeur est supérieure aux seuils estimés pour la différence  $RT - (RT-RR)$ . Ainsi, tout en considérant la différence entre CONV et RN comme une non-équivalence démontrée, il est possible de définir un seuil, compris entre  $0,385$  et  $0,594 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  qualifiant la différence entre RT et  $RT-RR$  d'équivalence démontrée. Cet intervalle est remarquablement étroit : quelques dixièmes de grammes de  $N_2O-N$  à l'hectare suffisent à faire basculer une équivalence ou une non-équivalence démontrée en une équivalence non démontrée. Ce résultat semble rejoindre les conclusions de la méta-analyse d'Abalos, Rittl, et al. (2022). Dans cette dernière, la restitution des résidus de céréales et de légumineuses à graines ne conduit pas à une différence significative des émissions alors que la restitution des résidus de cultures intermédiaires conduit à une différence très significative. Cependant, il paraît également difficile de placer des seuils d'équivalence permettant de démontrer des équivalences ou des non-équivalences. Il semble donc que, en pratique, les différences entre les émissions moyennes des traitements avec restitution des résidus et celles des traitements soient faibles, qu'elles soient significatives ou non.

Les résidus restitués exclusivement sur le traitement RT ont un C/N élevé, bien au-delà du seuil de 20-30 en dessous duquel la biomasse se minéralise rapidement ; la différence entre les deux traitements est basée sur des résidus issus de cultures récoltées à maturité et dont les graines sont exportées. Bien que parfois associée à des différences significatives d'émissions (Mirzaei et al., 2022), la tendance est que cette modalité de gestion des résidus n'induit pas de différence significative d'émissions de  $N_2O$ . Par exemple Abalos, Rittl, et al. (2022) montrent que la rétention de résidus de céréales n'a pas d'effet sur les émissions de  $N_2O$  alors que celle des résidus de cultures intermédiaires et de prairies augmentent les émissions par rapport à l'exportation. Ce résultat s'explique par le fait que les céréales sont récoltées à maturité et leurs résidus comportent peu d'éléments susceptibles d'être mobilisés pour générer du  $N_2O$ . Au contraire, les cultures intermédiaires et les prairies sont détruites avant la maturité de la plante et leurs résidus sont donc plus riches en éléments susceptibles de contribuer aux émissions de  $N_2O$ . Cette différence est expliquée par la maturité des plantes dont sont issus les résidus de culture. Les céréales sont récoltées à maturité et leurs résidus comportent moins d'éléments susceptibles d'être mobilisés pour générer du  $N_2O$  ; in-

versement, les cultures intermédiaires et les prairies sont détruites avant la maturité de la plante et leurs résidus sont donc plus riches en éléments susceptibles de contribuer aux émissions de  $N_2O$ .

Enfin, la restitution des résidus de culture peut être considérée comme un apport d'azote déductible de la fertilisation azotée de la culture suivante. Cette diminution de la quantité d'azote apporté par les engrais limiterait les risques d'émissions associés aux quantités d'engrais azoté épandues (cf. Chapitre 3). Cet aspect n'est pas testé ici puisque les deux traitements expérimentaux reçoivent une quantité égale d'engrais azotés minéraux.

#### ***4.2. Importance de l'échantillonnage à proximité des restitutions de résidus***

L'échantillonnage des flux de  $N_2O$  du site ACBB d'Estrées-Mons vise à être le plus exhaustif possible. Néanmoins, pour permettre le passage des engins agricoles, il est nécessaire d'interrompre les mesures. Ces interruptions, de durées variables, entraînent la sous-représentation des jours post-travail du sol ou récolte. Il est ainsi possible que des pics d'émissions, brefs et importants, ne soient pas mesurés. Ces pics d'émissions pourraient ne pas être négligeables, par exemple, Cowan et al. (2016) ont observé des flux importants de  $N_2O$  immédiatement après un travail du sol et pendant une durée de l'ordre de la semaine. De même, Lognoul (2020) observent des flux de  $N_2O$  plus importants durant les 13 jours suivant l'incorporation de végétaux issus d'un couvert détruit avec un herbicide. Toutefois, ces exemples concernent l'incorporation de prairies (résidus issus de plantes immatures). Les restitutions d'azote sont associées sont aussi plus importantes; Cowan et al. (2016) précisent que  $93,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  d'azote ont été apportés par la destruction de la prairie. L'apport d'azote le plus élevé observé pour ACBB est de  $91 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , lors de la récolte/destruction n°5 du 2014-10-23 du traitement RT. Ajoutons que les pH des sites expérimentaux utilisés par Cowan et al. (2016) et Lognoul (2020) étaient bien plus acides ( $\sim 5$ ) que celui d'ACBB, ce qui favorise une augmentation du ratio  $N_2O/(N_2O+N_2)$  de la dénitrification. Enfin, les restitutions de résidus de cultures différenciant les deux traitements ont surtout lieu en fin d'été, un moment où le sol a peu de chance d'être gorgé d'eau et éloigné des épisodes de fertilisation. Les conditions de restitution des résidus rencontrées sur ACBB réduisent donc d'autant plus les risques de générer de forts flux de  $N_2O$ . Ainsi, il est probable que les restitutions des résidus de culture, dans le contexte des traitements RT et RT-RR, ne génèrent pas des pics d'émissions aussi importants pouvant biaiser les résultats de la comparaison entre les émissions de  $N_2O$  de RT et de RT-RR.

## 5. Conclusion

Dans les conditions expérimentales du dispositif ACBB - grandes cultures, l'export ou la restitution des résidus de culture de céréales et de pois ne modifie pas les émissions de  $N_2O$  moyennes. Dans ce cas, l'azote apporté par les résidus de culture ne contribue pas nécessairement aux émissions de  $N_2O$  ; il est tout à fait envisageable de bénéficier des autres services écosystémiques de la restitution des résidus de culture sans dégrader le bilan environnemental de cette pratique. Néanmoins cette conclusion est susceptible d'évoluer lorsque des résidus de cultures moins matures sont restitués. Cette conclusion serait utilement complétée par la comparaison de deux systèmes adaptant la fertilisation azotée à la gestion des résidus de cultures (hors cultures intermédiaires).



## **Modeling crop residue return influence on soil N<sub>2</sub>O emissions : assessment of the STICS model on contrasted cropping systems over 12 years**



## Préambule

L'objectif principal de ce chapitre est d'aborder la question de notre capacité à prédire, ici avec le modèle STICS, l'influence des résidus de culture sur les émissions de N<sub>2</sub>O (question de recherche générale 2, question de recherche spécifique 3). La comparaison du modèle standard et du modèle modifié vient également alimenter deux questions de recherche. Tout d'abord, la question de recherche spécifique 2, en fournissant une opportunité de tester l'effet de la composition des résidus sur l'amélioration des performances pour simuler les émissions post restitution. Ensuite la question de recherche spécifique 1 en mesurant ce qui reste de l'impact de l'introduction de cette amélioration à l'échelle de la succession de culture.

Nous avons mis en place des simulations à l'échelle de chaque traitement expérimental, en mettant à profit la capacité du modèle à réaliser une simulation en continu sur toute la durée de suivi à partir d'une seule initialisation. Cela permet de tenir compte d'éventuels effets cumulatifs sur le long terme. Nous avons travaillé au maximum avec le paramétrage par défaut du modèle et réalisé le travail d'évaluation sur une partie du jeu de données non utilisée pour de la calibration, de façon à évaluer le mieux possible le potentiel prédictif du modèle STICS. Le travail de calibration est ainsi resté limité à une faible nombre de paramètres pour contenir les compensations d'erreurs, avec un focus sur l'estimation du potentiel de dénitrification que nous considérons comme le principal point faible du modèle. En effet, la dénitrification est très dépendante de la disponibilité en carbone facilement disponible, dont les résidus qui se décomposent peuvent être pourvoyeurs, et cette dépendance est absente dans la version standard de STICS qui utilise un potentiel de dénitrification fixe.

L'idée générale a donc été dans un premier temps de développer une version du module N<sub>2</sub>O tenant compte du rôle de la libération de composés solubles lors de la décomposition des résidus pour moduler de façon dynamique le potentiel de dénitrification. Nous avons ensuite cherché à confronter de façon croisée i) version standard et version modifiée du modèle, ii) calibration du potentiel de dénitrification sur toute la durée de suivi ou centrée sur des périodes de 60 jours suivant les restitutions de résidus. On peut ainsi comparer des couples modèle-calibration plus ou moins orientés vers la réponse aux événements de restitution de résidus, évaluer leurs performances, et tester la compatibilité (ou l'antagonisme) entre performance à l'échelle de ces événements et à l'échelle de la succession de cultures.

Ce chapitre s'appuie sur des résultats destinés à être publiés : Belleville P., Ferchaud F., Dumont B., Heinesch B., Léonard J. Modeling crop residue return influence on soil N<sub>2</sub>O emissions: assessment of the STICS model on contrasted cropping systems over 12 years.

## Abstract

Effective mitigation of agricultural greenhouse gas emissions requires improved prediction of how management practices affect soil nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions. This study assessed the capacity of the STICS model to represent the influence of crop residue management on N<sub>2</sub>O emissions in contrasting cropping systems. Data from eight arable systems in a long-term experiment, which generated variations in the amount and composition of residues returned to soil, were used to calibrate the denitrification module of STICS and to evaluate performance on an independent dataset. Two model versions were compared: the standard one and a modified version accounting for the effect of soluble compounds released during residue decomposition on denitrification potential. Model performance was assessed both at the scale of crop successions and over 60-day periods following residue return. STICS simulated 10-year cumulative N<sub>2</sub>O emissions accurately for most systems. However, simulation of emissions linked to residue management remained inconstant, even after calibration focused on post-return periods. The modified version of the STICS model yet produced responses to residue incorporation consistent with those reported in the literature and improved simulation of certain residue return events. Its limited influence on improving performance at the crop succession scale or across all return events confirms the observed rather low sensitivity of N<sub>2</sub>O emissions to residue management on this site, which is likely to be due to inherent soil or residue properties.

## 1. Introduction

N<sub>2</sub>O is a potent greenhouse gas playing a crucial role in global warming and in stratospheric ozone depletion (Forster et al., 2021; Ravishankara et al., 2009). According to the study of Tian et al. (2020), human activities, mostly agriculture, represented around 43 % of the global N<sub>2</sub>O emissions between 2007 and 2016. Agricultural practices are potential levers to control and mitigate those emissions. Some of these practices, such as balanced mineral nitrogen fertilization, are indeed effective strategies to reduce N<sub>2</sub>O emissions (Panday et al., 2022). Other ones, such as crop residues management, are much more uncertain in their effect (Olesen et al., 2023).

Crop residues actually cover a wide spectrum of biomass types, *e.g.* non harvested aerial parts of mature grain crops (such as cereal straws, corn stem and leaves), photosynthetic apparatus of sugarbeet or potatoes, immature cover crops. They can be removed from the field to be economically valued (as bioenergy or litter for example) or returned to the soil. In the latter case, they may remain at the soil surface, possibly forming a mulch, or be incorporated into the soil. Additional processing include shredding or burning the residues. While crop residues management is an important lever for regulating soil nutrients availability, for preserving soil organic carbon (C) stocks and for soil water conservation or physical protection against erosion or heat (Blanco-



Canqui & Lal, 2009; Hiel et al., 2016; Lemtiri et al., 2016), crop residues return to the soil can also stimulate N<sub>2</sub>O emissions in specific situations, as highlighted by recent meta-analysis such as Abalos, Recous, et al. (2022) and Li et al. (2021).

Soil processes that produce, consume and emit N<sub>2</sub>O are numerous and under active research, as all the involved organisms and enzymes are not fully known yet. For example, the microbial transformation of N compounds, uses a minimum of 14 redox reactions, involving at least 8 inorganic N species and 12 processes, including nitrification and denitrification (Kuypers et al., 2018). Nitrification and denitrification are commonly identified as the main sources of N<sub>2</sub>O from agricultural soils. They are regulated by substrate availability such as soluble C and mineral N, and oxygen supply for the metabolism of microorganisms. Soil properties such as temperature, pH and water content are also involved (Butterbach-Bahl et al., 2013; Kuypers et al., 2018). Crop residues and related management affect N<sub>2</sub>O emissions by modifying both substrates availability and the edaphic conditions. Recent studies emphasize in particular the role of residue quality. For example, Abalos, Rittl, et al. (2022) and Lashermes et al. (2022) have shown that, among other factors such as C and N contents (and ratio), the fraction soluble in neutral detergent (SOL-NDS), which corresponds to sugars, proteins, lipids and pectic polysaccharides, *inter alia*, was a major predictor of N<sub>2</sub>O emissions from crop residues. However, despite an overall tendency for N<sub>2</sub>O emissions to be stimulated by the return of residues (Li et al. (2021)), especially of immature ones which have a high content in soluble components (Abalos, Rittl, et al., 2022; Lashermes et al., 2022), the variability of the response of N<sub>2</sub>O emissions to crop residues management, which is driven by the interplay of drivers, still makes predictions challenging.

Process-based agro-ecosystem models are a useful tool in that context. They represent a mathematical synthesis of our understanding of the processes at play within the agro-ecosystem; the fluxes of energy, carbon, nutrients and water, their control variables and their interactions. Therefore, they make it possible to assess the impacts of different management practices, including crop residue management, in relation to weather and soil conditions. Most ecosystem models describing the carbon and the nitrogen cycles in the soil-plant-atmosphere system consider the influence of plant residue return to the soil on the fluxes of organic matter through different transformation processes, among which the ones leading to the production or consumption of N<sub>2</sub>O. However they differ in the approach and the level of details with which they describe processes and pools at play, and in how much they are able to take into account management practices. The STICS model, for example, started as a crop model, with a strong emphasis on management practices, making it possible to describe complex crop rotations (Beaudoin et al., 2023); its N<sub>2</sub>O emissions module has only been added later on. On the contrary, the DNDC model started with a focus on soil N<sub>2</sub>O emissions, using an original anaerobic balloon approach to describe anoxia and its influence. It has been progressively improved to better describe cropping systems and practices (Gillespie et al., 2014). Within the COUP model (Jansson & Moon, 2001), the approach

used to describe the transfer of water, gas and heat in the soil is much more physically based, at the expense of more complex input parameter sets, as compared to STICS.

There has been large efforts over the recent years to compare the performance of these different agro-ecosystem models, with several intercomparison exercises, such as the “Agricultural Model Intercomparison and Improvement Project” (AgMIP) initiative and the “C and N models intercomparison and improvement to assess management options for greenhouse gas mitigation in agrosystems worldwide” (CN-MIP), more focused on N<sub>2</sub>O emissions. Contributing to the CN-MIP, Ehrhardt et al. (2018) compared 24 (model x version) pairs on a panel of cropland and grassland sites. Results showed that, despite the diversity of models, none of them consistently outperformed the others across all case studies. In addition, model ensemble approaches were identified as a possible, yet resource demanding, solution to improve the overall prediction performance. One limit of such extensive evaluation efforts, on large and diverse datasets, with several models, is their focus on global performance over whole crop cycles or crop rotation. This is necessary to keep the effort manageable and useful to predict the global contribution of cropping systems to greenhouse gas emissions. However, it does not provide information on how well models simulate the influence of crop residue return on N<sub>2</sub>O emissions for example. Nevertheless, a focus on assessing specific aspects of ecosystem functioning, which may be necessary to guide management practices or to improve a model, is usually based on more circumscribed experiments. For example, Chaves et al. (2024) evaluated the STICS model’s performance, in simulating mulch decomposition and associated N<sub>2</sub>O emissions, using a one-year *in situ* experiment with two differentiated crop residues and four rates of mulch addition. This focused experiment has made identifying model weaknesses easier by providing a wide range of variation in the studied process. The initially limited response of the model to changes in mulch quantity and quality, highlighted a shortcoming of the denitrification model, due to a lack of dependence of the denitrification rate on easily available carbon. A simple approach, using the simulated CO<sub>2</sub> flux from decomposition as a proxy for carbon availability, was proposed and considerably improved the performance of the model. However, the implication of these modifications on the model’s performance at the scale of a crop succession, with growing crops and a wider range of practices, *e.g.* fertilization, incorporation of the mulch, was not considered. Indeed, the accuracy of the modified model in simulating the global greenhouse gas emissions of the cropping system is uncertain.

To accurately predict the influence of crop residue return on N<sub>2</sub>O emissions, we have to solve the dilemma of global model evaluation, at the scale of the cropping system, versus specific model evaluation, on its ability to simulate the influence of crop residue return events. The former ensure that the global influence of the change in a practice is captured, including interaction with other management options; the later checks if the model response is in line with what is expected from crop residue return, from the perspective of the processes. Long term experiments with continuous measurement of

N<sub>2</sub>O emissions make it possible to simultaneously measure performance at large time scale (typically several years) while looking at specific events of interest at the scale of days to weeks (Olesen et al., 2023).

In this study evaluate the performance of the STICS model, with a focus on crop residue management and its consequences on N<sub>2</sub>O emissions, taking into account the global vs specific model evaluation dilemma. For that, we take advantage of the ACBB arable crop long-term experiment and its continuous N<sub>2</sub>O measurements on different cropping systems, including two systems that only differ by the quantity of crop residues returned. This experiment allows to work both at large time scale (12 years of differentiation) and at the scale of the weeks following a crop residue return event. Additionally, it provides a wide range of crop residue types and amounts, returned to the soil in different climatic years. We should be able to judge if i) the response to individual crop residue return events is well captured, ii) long term differentiation in the amount of residues returned is reproduced, iii) global emissions of the cropping systems considered and differences between their emissions levels are correct. To take into account the limits of the STICS denitrification model identified in Chaves et al. (2024) we will evaluate both the standard and a modified version of the STICS model. The later uses the SOL-NDS (soluble compounds measured in hot water and in a neutral detergent) content of crop residues, which was identified as a key control factor of N<sub>2</sub>O emissions from residues decomposition in Lashermes et al. (2022), to estimate dynamically the denitrification potential.

## **2. Material and methods**

### ***2.1. The STICS soil-crop model***

#### **2.1.1. General description**

STICS is a deterministic process-based soil-crop model spatially one-dimensional, with a vertical soil layer resolution of 1 cm, which operates at a daily time step. It represents the soil-plant system and the associated fluxes of carbon, nitrogen, heat and water submitted to the influence of climate and management practices. From defined initial conditions, it is able to simulate, in a continuous manner complex crop successions, including fallow periods. In the next sections, the organic matter decomposition and the N<sub>2</sub>O emissions within the STICS model are detailed.

#### **2.1.2. Modeling the transformation of organic matter in the soil**

Modelling of the dynamic of organic matter in STICS involves three main compartments: organic residues, *e.g.* crop residues, either at the soil surface (mulch) or incorporated, microbial biomass (zymogeneous biomass) and humified organic matter (Nicolardot et al., 2001). Residue decomposition rate is proportional to the amount of decomposable C in the residue and is modulated by the nature of the residue (through

the carbon to nitrogen, C:N, ratio), the local environmental conditions (temperature and water content) and N availability (Justes et al., 2009; Nicolardot et al., 2001). Following primary decomposition, C is either assimilated in microbial biomass or lost as CO<sub>2</sub>. The microbial biomass is also submitted to decomposition. The C released by this secondary decomposition is incorporated into the active humified organic matter or released as CO<sub>2</sub>. Mineralization and/or immobilization of nitrogen follow the dynamics of C according to the considered pool stoichiometry. Mineral N in excess feeds the mineral N pool in the soil, while for high C:N ratio crop residues, mineral N may be pulled from the soil in microbial biomass assimilation to satisfy stoichiometry constraints, leading to immobilization (Justes et al., 2009; Nicolardot et al., 2001). The parameters governing fluxes between the different compartments are either: i) dependent on the C:N ratio, this is the case for the decomposition rate of the residues and the humification rate or, ii) constant, as in the case of the decay rate of microbial biomass and the assimilation yield of residue-C by the microbial biomass. The C:N ratio of the microbial biomass also depends on the C:N ratio of the crop residues.

### 2.1.3. Modeling nitrous oxide emissions

In the STICS model, N<sub>2</sub>O is produced via the nitrification of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and the denitrification of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> following what is described as a simplified framework in Heinen (2006) and Butterbach-Bahl et al. (2013). It has similarities with the one used in other model such as DayCent (Del Grosso et al., 2001) or Ecosse (Smith et al., 2010). Nitrification and denitrification processes, and the associated N<sub>2</sub>O emissions, are simulated separately (Mary et al., 2023). Coupling of nitrification and denitrification exists through the production of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> by nitrification, which then serves as substrate for denitrification and N<sub>2</sub>O emissions associated with this pathway. STICS does not include a description of gas diffusion into the soil; the N<sub>2</sub>O produced is considered to be immediately released into the atmosphere, *i.e.* no-loss instant diffusion, which may induce time lags between simulated fluxes and observed fluxes.

Nitrification rate is considered to be proportional to NH<sub>4</sub><sup>+</sup> content, which proved to be a good approximation over the typical range of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> content in soil. It is affected by temperature, increasing until an optimum rate and then decreasing again (Benoit et al., 2015). Water filled pore space (WFPS) strongly influences the rate of nitrification as its intensity increases until field capacity is reached, then decreases because of the decline of soil aeration (Khalil et al., 2004). pH values decreasing below neutrality progressively constrain nitrification, before stopping it at a pH of 4. N<sub>2</sub>O emissions associated with the nitrification pathway are calculated as a variable fraction of the nitrification rate. That fraction remains low for WFPS values below 60 % (< 0.3 %) but strongly increase with WFPS afterwards to reach a maximum of 2.5 % of nitrified N in the top soil at 100 % WFPS, as a consequence of the resulting decline in oxygen availability (Khalil et al., 2004).

Denitrification is calculated as the product of a soil dependent potential rate, constant

in the standard version of the model, and functions expressing the effects of nitrate concentration, soil temperature and soil water content (Mary et al., 2023). Denitrification rate increases with NO<sub>3</sub><sup>-</sup> content following a Michaelis-Menten kinetics defined by its half activity constant ( $K_d$ , mass of nitrogen atoms in nitrate molecules per volume of soil) (Bessou et al., 2010), and increases with temperature up to the optimum rate of 47 °C (Benoit et al., 2015). As in the NEMIS model (Hénault & Germon, 2000), the denitrification rate is zero when WFPS is below a threshold, which is set to 62 % by default, and then increases exponentially with WFPS. N<sub>2</sub>O emissions from denitrification are calculated as a variable fraction of the denitrification rate that mainly depends on pH and WFPS. Low pH strongly inhibits N<sub>2</sub>O reduction to N<sub>2</sub> (Rochester, 2003): for pH values below 6, denitrification has N<sub>2</sub>O as main end-product. Finally, soil water content values close to saturation favor N<sub>2</sub>O reduction to N<sub>2</sub>. This is due to the development of anoxia (Vieten et al., 2008) and to the increase in the residence time of N<sub>2</sub>O into the soil associated with lower gaseous diffusion rates, increasing the likelihood to complete the transformation to dinitrogen. This effect is taken into account through a linear decrease of the denitrification end-product ratio between the threshold WFPS for the onset of denitrification and maximal soil saturation (Bessou et al., 2010).

#### **2.1.4. Limits and proposed modification of the denitrification submodel**

The STICS model use a denitrification potential ( $Dp$ ) representing a mass of nitrogen atoms per hectare, per day and per centimeter of soil (the user of STICS set this parameter in the model with its values for the entire denitrifying layer, usually 20 cm). It relates to the definition and measurements on undisturbed soil cores by Hénault & Germon (2000). In the STICS model,  $Dp$  is established for a WFPS of ~80 % (average WFPS after 24 hours of drainage of a 20 cm soil core saturated with water). In the standard version of STICS, it is thus constant during a simulation. Because it is not easily measurable and its values span over a large interval even in a limited range of contexts of study and with the same methodology of measurement (Hénault et al., 2005), calibration of  $Dp$  is often necessary when applying the model to a different soil. In addition, literature results point to a strong dependence of denitrification rate on soluble carbon availability (Surey et al., 2020), and more generally to a strong dependence of N<sub>2</sub>O emissions on soluble compounds (both carbon and nitrogen) released during decomposition of crop residues (Lashermes et al., 2022). It suggests that  $Dp$  should vary through time, in relation to changes in soluble compounds availability, driven by residue decomposition. Despite the fact that soluble compounds availability is not simulated explicitly by STICS, previous work by Chaves et al. (2024) has shown that considering the CO<sub>2</sub> flux associated to residue decomposition as a proxy of soluble carbon availability to drive denitrification allowed a strong improvement in the simulation of N<sub>2</sub>O emissions from mulches of contrasted quantity and quality. We thus build on this last result and recent finding by Lashermes et al. (2022), which show the key role of residue SOL-NDS fraction to predict N<sub>2</sub>O emissions from crop residues, to propose

an alternative version of the denitrification submodel of STICS.

For that, we propose to first estimate the mass of SOL-NDS released daily by decomposition ( $m_{SOLNDS}$ ,  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ) from the product of the mass of residue decomposed ( $m_R$ ,  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ) and the fraction of the mass of soluble compounds in the mass of residue decomposed ( $SOLNDS$ , %). We then make the hypothesis that  $Dp$  is proportional to the  $m_{SOLNDS}$ . Each soil layer is considered separately to take into account the vertical distribution of residue. We hypothesized that the slope of the relationship between  $m_{SOLNDS}$  and the denitrification potential might vary with the origin of the residue. We distinguished three classes of residue ( $i$ ): crop residue left on the soil surface (mulch), crop residue incorporated into the soil, residue from dead roots; and hypothesized that the share of nitrogen in the  $m_{SOLNDS}$  of each residue class  $i$  may differ. These coefficients  $a_{mulch}$ ,  $a_{soil}$  and  $a_{roots}$ , express the mass of N potentially denitrified for a given mass of SOL-NDS ( $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ).

Calculations are done as follows:

1. For each layer and residue class, the mass of carbon ( $m_C$ ,  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ) and nitrogen ( $m_N$ ,  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ) released daily by decomposition is directly obtained from the STICS decomposition submodel.
2. The mass of decomposed residue is then estimated as  $m_R = m_C/0.46$   $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ , with 0.46 an average proportion of carbon in crop residue. The N:C ratio of the decomposed residue  $NC_R$  is also calculated as  $m_N/m_C$ .
3.  $SOLNDS$  is estimated as a linear piecewise function of the N:C ratio, which was derived from Lashermes et al. (2022) data:  $SOLNDS = 3 + 791 \cdot NC_R$  when  $NC_R$  is below 0.06, 50.1 % when above .
4. The mass of soluble compounds released daily by decomposition for each layer and residue class is then  $m_{SOLNDS} = m_R \cdot SOLNDS/100$
5. The denitrification potential for a given soil layer is finally calculated taking into account the mass of soluble compounds of each residue class  $i$  as:  $Dp = \sum_{i=1}^n a_i \cdot m_{SOLNDS_i}$ .

Once the denitrification potential value has been obtained, the calculation of the actual denitrification rate and associated N<sub>2</sub>O emissions is done as described in the standard version of the STICS model. As for the case of the constant denitrification potential model version, calibration is needed to estimate the values of  $a_{mulch}$ ,  $a_{soil}$  and  $a_{roots}$ . In addition, we added a possible threshold on  $m_C$ , named  $m_{C_{max}}$ , above which  $Dp$  no longer depends on  $m_{SOLNDS}$ , which can be used in the calibration to evaluate if the stimulation of denitrification potential peaks at high decomposition rates.

## ***2.2. The ACBB long-term arable crop experiment***

### **2.2.1. Experimental site and treatments**

The study relies on the ACBB (Agroecosystems, Biogeochemical Cycles and Biodiversity) long-term arable crop experiment (<https://www.anaee-france.fr/en/infrastructure-services/in-natura-experimentation/estrees-mons/>) initiated in 2009. The 22-hectare field site is hosted by the French National Research Institute for Agriculture, Food and Environment (INRAE) and located in Estrées-Mons, France (49°52'25.7'' N 3°01'54.1'' E, 86-89 m above sea level, ~1 % average slope). The soil is a deep silt loam belonging to the Haplic Luvisol class according to WRB (2022). Over the 0-20 cm soil layer, average soil texture is 18.7 % clay (min. 13.6 %, max. 23.4 %), 74.4 % silt (min. 66.9 %, max. 77.8 %) and 6.9 % sand (min. 4.1 %, max. 10.8 %). At the start of the experiment (2009), the average total soil C content was 1.1% (min. 0.96 %, max. 1.3 %) and the mean pH was 8.2 (min. 8.0, max. 8.4). The climate is oceanic with continental influence, with a mean annual temperature of 11°C (min. 9.6°C, max. 12°C over 2009-2022) and mean annual rainfall and potential evaporation of 638 mm·year<sup>-1</sup> (min. 510 mm·year<sup>-1</sup>, max. 760 mm·year<sup>-1</sup>) and 742 mm·year<sup>-1</sup> (min. 656 mm·year<sup>-1</sup>, max. 864 mm·year<sup>-1</sup>), respectively. The experiment consists of 30 plots (min. 0.3 ha, max. 0.5 ha each). Six experimental treatments started in 2010 and are organized in four blocks following a complete randomized block design: conventional (CONV), reduced tillage (RT), reduced tillage and residues removal (RT-RR), reduced N (RN), reduced N and leguminous crops (RN-LEG), residues removal and perennial crops (RR-PER). The two remaining experimental treatments, organic agriculture (ORG) and organic agriculture with alfalfa (ORG-LEG), started in 2016, they were laid out in a separate 3-block complete randomized block design. The experimental treatments differ in tillage (plowing or superficial tillage), mineral nitrogen fertilization (100 % or 35 % of the recommended rate, partial or total substitution of mineral N inputs by symbiotic fixation), crop succession, chemical protection (conventional, reduced and none) and return of crop residues (straw return or exportation) (Table 5.1).

**Table 5.1** – Experimental treatments of the experimental site SOERE ACBB Estrées-Mons. CONV: conventional, RT: reduced tillage, RT-RR: reduced tillage and residues removal, RN: reduced nitrogen, RN-LEG: reduced nitrogen and leguminous crops, RR-PER: residues removal and perennial crops, ORG: organic agriculture, ORG-LEG: organic agriculture and alfalfa

Treatment	CONV	RT	RT-RR	RN	RN-LEG	RR-PER	ORG	ORG-LEG
Number of replicates	4	4	4	4	4	4	3	3
Moldboard plowing	Yes	No	No	Yes	Yes	No	Yes	Yes
Cash crop residue exportation	No	No	Yes	No	No	Yes	No	No
Mineral nitrogen (% of reference dose)	100 %	100 %	100 %	35 %	35 %	100 %	0 %	0 %
Legume frequency in crop succession	Low	Low	Low	Low	High	Low	Low	High
Perennial crops within succession	No	No	No	No	Yes	Yes	No	Yes
Chemical protection	Yes	Yes	Yes	Yes	Low	Yes	No	No



Crop successions include a wide variety of cash crops and cover crops as monoculture or mixed stand (mainly for cover crops). The cash crops are: pea (*Pisum sativum* L.), rapeseed (*Brassica napus* L.), wheat (*Triticum aestivum* L.), barley (*Hordeum vulgare* L.), maize (*Zea mays* L.), alfalfa (*Medicago sativa* L.), triticale (*X Triticosecale Wittmack*) and switchgrass (*Panicum virgatum* L.). The species used as cover crops are: mustard (*Sinapis alba* L. and *Brassica carinata* A. Braun), clover (*Trifolium alexandrinum* L. and *Trifolium repens* L.), vetch (*Vicia sativa* L., *Vicia benghalensis* L.), phacelia (*Phacelia tanacetifolia* Benth), oats (*Avena sativa* L.), lentil (*Lens culinaris* L.) and buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench).

Mineral N fertilizers used are mostly a solution of urea and ammonium nitrate (UAN). N rates are calculated according to AzoFert®, a decision support system taking into account crop N requirements and the different sources of N in the soil (Machet et al., 2017). The mineral nitrogen fertilizer applied per crop cycle, for the experimental treatments with 100 % of fertilization dose, are the following: for winter wheat, it ranges from 156 to 215 kg·ha<sup>-1</sup> of nitrogen split in two or four application dates, for rapeseed, it ranges from 190 to 220 kg·ha<sup>-1</sup> of nitrogen split in two application dates, for barley it ranges from 100 to 160 kg·ha<sup>-1</sup> of nitrogen in one or two application dates, for maize, it ranges from 117 to 160 kg·ha<sup>-1</sup> of nitrogen brought in one application date. Finally, for switchgrass, 40 kg·ha<sup>-1</sup> of nitrogen are brought at once each year, starting the third year. Leguminous crops, cover crops and all crops belonging to ORG and ORG-LEG experimental treatments do not receive mineral nitrogen fertilizer. Cover crops are systematically sown in August after cash crop harvest and before the next spring crop, and destroyed in winter (November-December), either mechanically (mowed) and/or by the frost. The cover crop residues are never exported from the field. Legume cover crops are sown in RN-LEG, ORG and ORG-LEG experimental treatments. Superficial tillage occurs several times a year in all treatments, between 2 cm and 10 cm deep, with stubble disc/tine cultivators, seedbed preparation tools, rotary or spiked harrows and hoes. All treatments but RT and RT-RR are plowed once a year, generally in autumn, at an average depth of 20 cm.

### 2.2.2. Monitoring of weather, biomass and soil variables

Daily weather data, *i.e.* air temperature, rain, Penman potential evapotranspiration and global radiation, are obtained from a meteorological station located 130 m away from the center of the experimental site and belonging to the Climatik network (<https://agroclim.inrae.fr/climatik/>, station 80557001 Mons-en-Chaussée).

For cash crops of the treatments CONV, RT, RN, RN-LEG, ORG and ORG-LEG and all cover crops, aboveground biomass is manually sampled before the harvest or destruction of the crop. Each plot is sampled at four different locations within the plot. Each sample is then split into different organs: stem, leaves and grains, which are dried, weighed and analyzed for C and N content independently. Estimation of biomass returned to the soil is done by subtracting the part exported by harvest (*e.g.* grains) from

the total aboveground biomass. For the cash crops of treatments RT-RR and RR-PER, where crop residues are exported from the field, the aboveground biomass returned to the soil is directly sampled from the biomass left on the ground after crop residues were exported.

Soil gravimetric water content, nitrate content and ammonium content are measured each year after harvest of the cash crop and at the end of winter, before mineral nitrogen fertilization, for all experimental treatments. The experimental treatments ORG and ORG-LEG have an additional sampling date in autumn. For each date and plot, six soils cores of the 0-30 cm soil layer are taken using a driller (18 mm in diameter) and mixed to form one soil sample. Samples are stored frozen upon analysis. After thawing, gravimetric water content is measured and nitrate and ammonium are extracted using a 1 M KCl solution and measured by continuous flow colorimetry. Soil nitrate and ammonium contents are calculated from nitrate and ammonium concentrations in dry soil using the mean bulk density measured (cylinder method for 0-5 cm, gamma-ray attenuation method below) over different years in the 0-30 cm soil layer for plowed experimental treatments ( $1.41 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) and for RT, RT-RR and RR-PER experimental treatments ( $1.42 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ).

### 2.2.3. Monitoring of N<sub>2</sub>O emissions

N<sub>2</sub>O emissions are measured with automatic chambers placed across sowing lines, with vegetation kept as is as long as it does not hamper the closure of the device. Otherwise, excess vegetation is cut. In the case of row crops (*i.e.* maize), chambers are placed in the inter-row. Chambers are removed during tillage and harvest, causing gaps in the continuous measurement of emissions from a few hours up to several weeks. The chambers are always closed during fertilization events and fertilizer is manually applied inside the chambers to control the amount of N added. Chambers of different surface area,  $0.16 \text{ m}^2$  or  $0.49 \text{ m}^2$ , are used depending on the crop. The depth of insertion into the soil is 5 cm to 10 cm, resulting in an headspace height of 15 cm to 20 cm, which is systematically measured. Each chamber is closed for 18 minutes, 4 times a day at 6-hour intervals: 0 h, 6 h, 12 h, and 18 h UTC. The relatively short closing time minimizes the impact of chambers presence on soil moisture conditions, *e.g.* rain is allowed to enter the chambers most of the time. During the closure period, the air from the chamber is pumped and passed sequentially through a CO<sub>2</sub> gas analyzer (LI-COR Biosciences LI-820) and a N<sub>2</sub>O gas analyzer (Thermo Fisher Scientific 46c or 46i). Estimation of the N<sub>2</sub>O flux was done as follows: the slope of concentration *vs* time was estimated using an exponential model, derived from the Fick's law of diffusion, fitted to the kinetics of gas accumulation when the kinetics were non-linear. A linear model was preferred if, either the kinetics of accumulation was very close to linearity, *i.e.* rate constant of the exponential model lower than  $0.01 \text{ min}^{-1}$ , or when the quality of fit of the exponential model was not much better than the one of the linear model, *i.e.* the ratio of the RMSE of the exponential model and the RMSE of the linear model was

above 0.975. In both cases, the concentration data from the whole 18-minute period of accumulation were used. The estimated slope of N<sub>2</sub>O concentration versus time at  $t = 0$ ,  $\frac{dC}{dt_{t=0}}$  (ppb·min<sup>-1</sup>) was then converted to the nitrogen atoms emitted as N<sub>2</sub>O (N<sub>2</sub>O-N) flux  $F$  using the coefficient 0.144 to convert m<sup>-2</sup>·min<sup>-1</sup> into ha<sup>-1</sup>·day<sup>-1</sup>,  $h$  (cm) is headspace height,  $Mm$  molar weight of N (28 g·mol<sup>-1</sup>) and  $VM$  molar volume (24.1 L·mol<sup>-1</sup> at 20 °C) Equation 5.1:

$$F = 0.144 \cdot \frac{h \cdot Mm}{VM} \frac{dC}{dt_{t=0}} \quad (5.1)$$

The root mean square error (RMSE) of N<sub>2</sub>O-N concentration varied between 2 ppb and 10 ppb, corresponding to a N<sub>2</sub>O-N flux accuracy (95% confidence interval) of  $\pm 0.3$  g·ha<sup>-1</sup>·day<sup>-1</sup> to  $\pm 1.3$  g·ha<sup>-1</sup>·day<sup>-1</sup>. The CO<sub>2</sub> concentration measurements were used to detect anomalies in the functioning of chambers, such as leaks or absence of closure. Using the average of the four measurements per day ensured that diurnal variation due to temperature and/or plant activity was taken into account. Daily emissions at the plot scale were obtained by taking the mean of the three chambers in each plot. Because of the technical constraints of the N<sub>2</sub>O measurement, the sampling intensity is variable, especially when machines have to enter the field, for soil tillage or harvest.

### ***2.3. Simulations of N<sub>2</sub>O emissions and model performance assessment***

#### **2.3.1. Simulations set-up and optimization of denitrification parameters**

For the set-up of simulations, we used the STICS model version 10.1.1 through the R packages included in the SticsRPacks version 0.6.2 (Vezy et al., 2024), either in its standard version or in the modified one which includes the changes described in Section 2.1.4. For each treatment, the crop succession is described by successive units of simulations going from sowing of crop  $n$  to the day before sowing of crop  $n + 1$ . The crop may be a cash crop or a cover crop and a bare soil may be present before emergence of the crop or after its harvest or destruction. The model is initialized only once in February 2009, one year before treatments differentiation, using observation data for variables such as soil moisture and soil mineral nitrogen content. It then runs continuously until December 2021 by managing the transition from a unit of simulation to the next through the transfer of all the needed state variables. Observed data for the different variables involved in the evaluation of simulations are obtained through the average of the available observations across replicates.

The model was used with its default parameter values except for a limited set of parameters controlling denitrification, with a double objective: i) to evaluate the model as closely as possible to the way an ordinary user would use it; ii) to avoid as much as we can error compensation during calibration. As stated in section Section 2.1.4, the denitrification potential  $Dp$  is not easily measurable and highly variable and is thus often

calibrated, which was done for the standard version of the model. In a similar way, for the modified version of the model, the parameters controlling the denitrification potential ( $a_{mulch}$ ,  $a_{soil}$ ,  $a_{roots}$  and  $m_{C_{max}}$ ) were also calibrated. In addition, we used two distinct values for the parameter  $Kd$ , which controls the response of denitrification rate to nitrate concentration, without calibrating it (again, to limit error compensation). This choice resulted from two main points. First, in the literature, values of  $Kd$  are highly variable. For example, in contexts which differ little between them and from our site, a N atom in NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) mass concentration of 88 mg·L<sup>-1</sup> is obtained with data from Hénault & Germon (2000) while a value of 1 mg·L<sup>-1</sup> can be estimated using data from Khalil et al. (2005). Second, preliminary tests indicated that the default value in STICS (148 mg·L<sup>-1</sup>, which comes from Bessou et al. (2010) ) strongly limited the response to residue return while that was not the case with a much smaller value. We thus decided to run the model with the two contrasted value of  $Kd$  previously mentioned: 1 mg·L<sup>-1</sup> and 88 mg·L<sup>-1</sup>. The combination of these two values of  $Kd$  and two sets of denitrification parameters (standard and modified version of STICS) result in four model-parameter variants for calibration. Finally, model performance can be evaluated globally, at the scale of the entire crop succession, or more specifically, over shorter periods following crop residue return. For defining the objective function of calibration, which has to be minimized, we thus used two contrasted performance measures. The first one is the root mean square error on the cumulative sum of daily emissions over the total duration of measurement ( $RMSE_{\sum all}$ ). While it still allows to consider the dynamics of emissions, using a cumulative sum strongly drives optimization towards obtaining good cumulative values at the scale of the crop succession. For the second one, we calculate the root mean square error on daily emissions over each 60 days periods following crop residue return ( $RMSE_{60d}$ ) and take the average value of all periods considered. That way, we focus the assessment of model performance on the time when crop residue decomposition may have the greatest influence on emissions. Periods with less than 40 % of the days sampled for N<sub>2</sub>O emissions and a maximum delay between crop residue return and the 1<sup>st</sup> N<sub>2</sub>O emission sample of 37 days were discarded due to sampling considered inadequate. A grand total of 78 periods were used and are divided between the experimental treatments as follows: 11 for CONV, 13 for RT, 12 for RT-RR, 11 for RN, 10 for RN-LEG, 8 for RR-PER, 7 for ORG and 6 for ORG-LEG. The resulting full optimization plan, combining four model-parameter variants and two objective functions, is described in Table 5.2.

**Table 5.2** – Optimization plan. RP = Return Period, FP = Full Period.

Model-parameter set	Kd	STICS version	Objective to minimize	Optimized parameter(s)
1	1	Standard	$RMSE_{\sum all}$	$Dp$
2	1	Standard	$RMSE_{60d}$	$Dp$

Chapitre 5. Modeling crop residue return influence on soil N<sub>2</sub>O emissions :  
assessment of the STICS model on contrasted cropping systems over 12 years

Model- parameter set	Kd	STICS version	Objective to minimize	Optimized parameter(s)
3	1	Modified	$RMSE_{\sum all}$	$C_{max}, a_{roots}, a_{soil}, a_{mulch}$
4	1	Modified	$RMSE_{60d}$	$C_{max}, a_{roots}, a_{soil}, a_{mulch}$
5	88	Standard	$RMSE_{\sum all}$	$Dp$
6	88	Standard	$RMSE_{60d}$	$Dp$
7	88	Modified	$RMSE_{\sum all}$	$C_{max}, a_{roots}, a_{soil}, a_{mulch}$
8	88	Modified	$RMSE_{60d}$	$C_{max}, a_{roots}, a_{soil}, a_{mulch}$

Parameter optimization was done using data from the CONV experimental treatment to keep the other treatments for model evaluation. The global optimization algorithm DIviding RECTangles (DIRECT) (Jones et al., 1993), as implemented in the R interface to NLOpt (Johnson, 2008), was used for its capacity to efficiently balance local search for better precision of the estimation and global search to manage local minima.

### 2.3.2. Checking the model behavior and assessing its performance

Following the calibration of denitrification parameters, we have set up a numerical experiment to check if the changes made to the denitrification submodel of STICS, using the SOL-NDS released during decomposition, had the expected effect on simulated N<sub>2</sub>O emissions. For that, we reproduced the incubation experiment described in Lashermes et al. (2022). They showed, in the original publication, a strong and non-linear dependence of N<sub>2</sub>O emissions on the residue SOL-NDS fraction. To mimic this experiment we have set a 8 cm depth soil having the same properties than the surface soil of the CONV treatment. We then defined 60-days-simulation setups corresponding to the 8 model-parameter sets from table Table 5.2, with soil temperature maintained at 15°C and soil moisture kept at field capacity (0.255 g·g<sup>-1</sup>). The corresponding WFPS was 72 %, which means that denitrification was always active as the threshold for onset of denitrification in STICS is 62 %. For each of these simulation setups we explored the effect of incorporating residues having different SOL-NDS fractions (~10-50 %), which were obtained from crop residue with C:N ratio values between 15 and 130. As in the original experiment, a dry mass of 4 t·ha<sup>-1</sup> of crop residues was incorporated in the first 4 cm of the soil only. The output of this numerical experiment is a plot of cumulative emissions of N<sub>2</sub>O over the 60 days against the crop residue SOL-NDS fraction, as in Lashermes et al. (2022).

Evaluation of model performance was done using data not used for calibration, *i.e.* from all treatments other than the CONV. This evaluation dataset confronts the model to contrasted management practices, including differences in fertilization levels, crop succession and use of legumes, soil tillage and residue management, while keeping weather conditions and initial soil properties identical to those used in calibration. A first step in the evaluation is focused on key available variables that influence N<sub>2</sub>O

emissions or qualifies crop residue return: i) soil mineral nitrogen content (ammonium and nitrate) of the 0-30 cm soil layer; ii) gravimetric soil water content over the 0-30 cm soil layer; iii) aboveground biomass (dry matter) returned to the soil after crop harvest or destruction. In a second step we focus on N<sub>2</sub>O emissions, both at the scale of the entire crop succession and at the scale of the 60 days periods following crop residue return. In both evaluation steps we use a combination of visual representations (scatter plots, comparison of time series) and quantitative indicators such as  $RMSE_{\sum all}$  and  $RMSE_{60d}$  or the RMSE of daily emissions over the total duration of measurements ( $RMSE_{all}$ ).

## 2.4. Software

All computations are done with R version 4.5.1 (R Core Team, 2021). Plots are made using ggplot2 version 3.5.2 (Wickham, 2016) and data is processed using the collection of packages from the Tidyverse version 2.0.0 (Wickham et al., 2019).

# 3. Results

## 3.1. Denitrification sub-model calibration

### 3.1.1. Parameter values

The best sets of parameters identified by the algorithm DIRECT for each case of the optimization plan (Table 5.2) are listed in Table 5.3, as well as the values of RMSE used as objective functions ( $RMSE_{\sum all}$  and  $RMSE_{60d}$ ) and the RMSE of daily emissions over the total duration of measurement ( $RMSE_{all}$ ).

**Table 5.3** – Values of the parameters that minimize the objective on the calibration dataset, based on the experimental treatment CONV, and related N<sub>2</sub>O-N RMSE

Model-parameter set	1	2	3	4	5	6	7	8
$Dp$ (kg·ha <sup>-1</sup> ·cm <sup>-1</sup> ·day <sup>-1</sup> )	0.000975	0.000975	NA	NA	0.00268	0.00104	NA	NA
$m_{Cmax}$ (kg·ha <sup>-1</sup> ·cm <sup>-1</sup> ·day <sup>-1</sup> )	NA	NA	6.31	5.03	NA	NA	5.63	6.6
$a_{roots}$ (kg·kg <sup>-1</sup> )	NA	NA	0.00206	0.000686	NA	NA	0.000223	0.000162
$a_{soil}$ (kg·kg <sup>-1</sup> )	NA	NA	0.0309	0.304	NA	NA	0.222	0.999
$a_{mulch}$ (kg·kg <sup>-1</sup> )	NA	NA	0.0185	0.000688	NA	NA	0.0258	0.00214
$RMSE_{\sum all}$ (kg·ha <sup>-1</sup> )	0.283	0.283	0.235	0.585	0.264	0.298	0.218	0.695
$RMSE_{all}$ (kg·ha <sup>-1</sup> ·day <sup>-1</sup> )	0.004	0.004	0.00402	0.00479	0.00401	0.004	0.00415	0.00589
$RMSE_{60d}$ (kg·ha <sup>-1</sup> ·day <sup>-1</sup> )	0.00295	0.00295	0.00283	0.00258	0.00295	0.0029	0.00284	0.00272

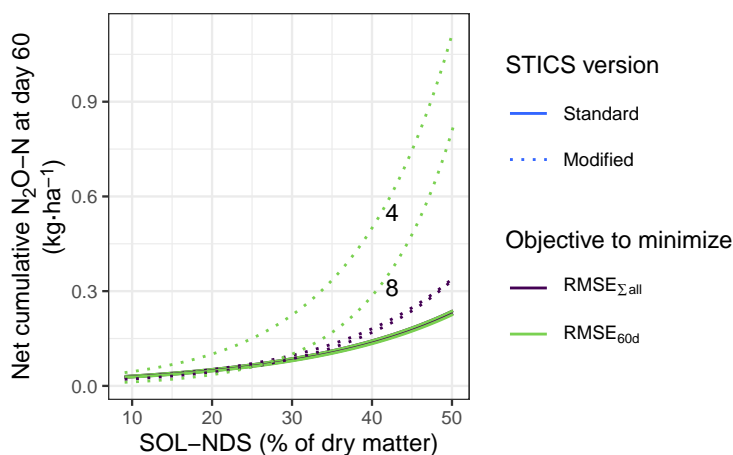
For the standard version of STICS,  $Dp$  differs only for model-parameter set 5, which is the closest to a typical use of STICS (high  $Kd$  value, optimized with  $RMSE_{\sum all}$ ). The estimated value of  $Dp$  is  $0.0027 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ , while it remains close to  $0.001 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  of soil in all other cases (1, 2, 6). In these other cases, either  $Kd = 1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and/or the optimization criteria is the  $RMSE_{60d}$ . For the modified model, we always have  $a_{soil} > a_{mulch} > a_{roots}$ , with  $a_{roots}$  systematically negligible. Except for model-parameter set 3,  $a_{soil}$  strongly dominates over  $a_{mulch}$ . Values of  $m_{C_{max}}$  are quite homogeneous and range from 5.0 to  $6.6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ .

The values obtained for each RMSE-based indicator are quite homogeneous across model-parameter sets: min. 4 and max.  $6 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  at the scale of the entire crop succession ( $RMSE_{all}$ , with the standard model performing consistently better), and min. 2.6, max.  $3 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  at the scale of the 60 days periods following crop residue return ( $RMSE_{60d}$ , with best results obtained with model-parameter set 4, the most oriented toward integrating the effect of crop residue return). Variations are a bit more pronounced on  $RMSE_{\sum all}$ , with a range of  $220\text{-}690 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ , especially with the modified model which achieves both the better performance when the objective function is  $RMSE_{\sum all}$  and the worse performance when the objective function is  $RMSE_{60d}$ .

### 3.1.2. Test of model behavior

Results from the numerical experiment emulating the incubation study described in Lashermes et al. (2022) are synthesized in Figure 5.1, which can be compared to the Figure 6 in the original study. In all cases involving the standard model, the response of N<sub>2</sub>O emissions to the residue SOL-NDS fraction shows little variations and remains weak compared to the response observed in Lashermes et al. (2022). When the modified version of the model is used, that response is stronger, especially for the model-parameter set 4 and when the residue SOL-NDS fraction passes 30-40 %. This is consistent with the response observed in the original experimental study, despite the different soil and WFPS level. It indicates that the modifications done to the model have the expected effect, despite their limited effect on reducing the RMSE during calibration, even at the scale of crop residue return periods.





**Figure 5.1** – Simulation of soil incubations reflecting the effect of the modification of the denitrification on N<sub>2</sub>O emissions. Regression lines for each optimized model-parameter set are presented. Lines corresponding to model-parameter sets 4 and 8 are labelled accordingly.

### 3.1.3. N<sub>2</sub>O emissions following crop residue return

The optimization dataset includes eleven 60-day periods following crop residue return. They enable the analysis of calibration results focusing on the response to these events. As already shown before, the average RMSE over these periods varies little between simulations from the height model-parameter sets (min. 2.5 to max. 3 g·ha<sup>-1</sup>·day<sup>-1</sup>). Following calibration, the dynamics of observed and simulated N<sub>2</sub>O emissions can be visually sorted into four categories (Figure 5.2). Although the simulations are not very different from each other, a closer analysis gives more insights.

In six out of eleven periods after crop residue return, the observed N<sub>2</sub>O-N emissions are low, with most daily emissions below 0.005 kg·ha<sup>-1</sup>·day<sup>-1</sup>. STICS successfully simulates those, regardless the model-parameter set (Figure 5.2 a), which means that model modifications still induce an adequate absence of response in these cases.

In two out of eleven periods after crop residue return, all model-parameter sets overestimate the N<sub>2</sub>O emissions (Figure 5.2 b). In these periods, simulated N<sub>2</sub>O emissions from denitrification represented, on average and across parameter sets, between 7 % and 10 % of the emissions. In these low-denitrification periods, the modifications of the model have small influence and are not likely to change the outputs of simulations. These two situations also have the highest overestimation of the returned mass of dry matter, +3.4 t·ha<sup>-1</sup> and +5.1 t·ha<sup>-1</sup>, which, despite the high C:N ratio of the wheat residues returned (Table 8.3), may have resulted in overestimating the amount of mineral nitrogen released during decomposition and made available for nitrification and subsequent N<sub>2</sub>O emissions.

For two other periods after crop residues return, the observed N<sub>2</sub>O emissions are

very high in the second quarter of the period while the model does not simulate this peak, regardless the model-parameter set (Figure 5.2 c). The absence of observations at the start of those periods, due to the removal of the automatic chambers for plowing, does not allow to check if the simulated peak within the first few days of the period is valid or not. Despite similar observed and simulated behavior, the two situations in this group strongly differ. One of them corresponds to the destruction of a pea ( $3.7 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  observed, close to the simulated value of  $3.3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) which was not harvested and was mowed at maturity, in relatively dry conditions (WFPS below 60 % for 54 days out of 60). The other one corresponds to the harvest of a fertilized grain maize, with WFPS remaining above 60 % during the entire period. The returned biomass represents  $7.9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  (simulated and observed). These return events add  $\sim 60 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  of N when decomposing, they are among the most important residue-related-N inputs, but remains behind the  $86 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  brought in a previous return of maize residues. We remain unsure of the reasons behind this observed peak of emissions.

Finally, there is one period following the destruction of a mustard cover crop in moist conditions where the modified version of the model performs well to simulate the prolonged increase in N<sub>2</sub>O emissions (Figure 5.2 d). It occurs only when the model is calibrated on  $RMSE_{60d}$ , with much better results for model-parameter set 4 where  $Kd = 1$ . On the opposite, the standard version of the model never reacts to that crop residue return event.

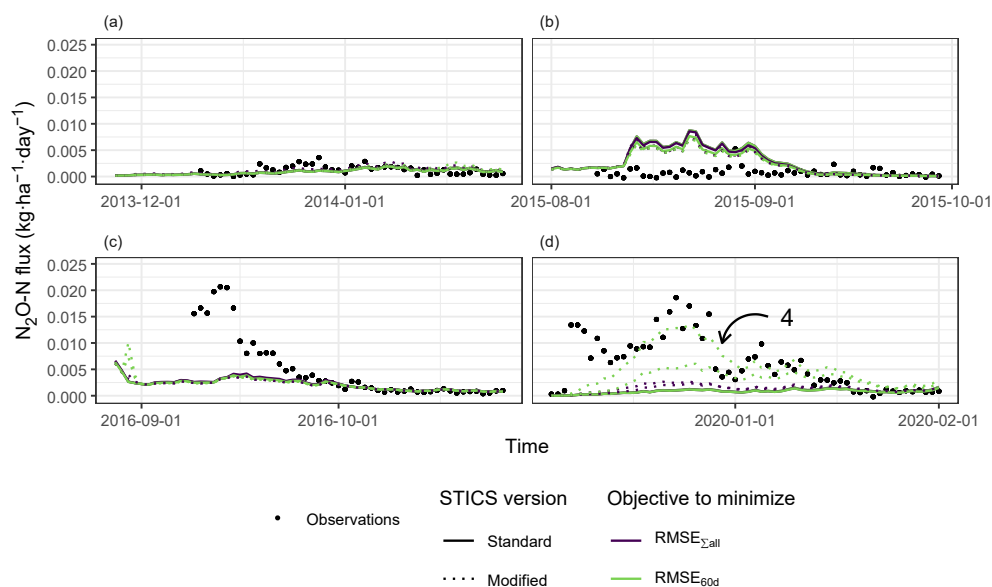
#### **3.1.4. N<sub>2</sub>O emissions at the scale of the whole crop succession**

When simulation outputs are compared for cumulative emissions over the whole duration of measurements (Figure 5.3), they tend to closely follow observed values with very little differentiation between model-parameter sets. Model-parameter sets 4 and 8, which correspond to the modified model calibrated on  $RMSE_{60d}$ , stand out slightly, with a tendency to overestimate cumulative N<sub>2</sub>O emissions. These model-parameter sets produced the best simulation of N<sub>2</sub>O emissions during the 60 days following the return of mustard crop residue, discussed in the previous section.

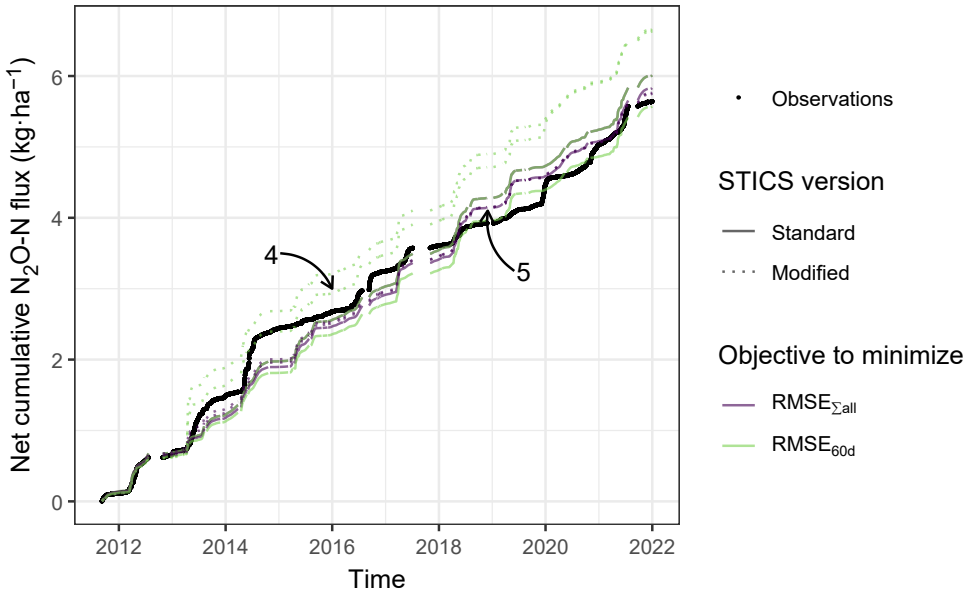
### **3.2. Performance on the evaluation dataset**

#### **3.2.1. Control variables**

Simulated vs observed values for key variables that characterize crop residue return, *e.g.* biomass returned to the soil, or influence N<sub>2</sub>O emissions, *e.g.* soil moisture and mineral nitrogen content, are presented in Figure 5.4. The scatter plots of the calibration and the evaluation overlap each other showing similar model performance on both datasets; the maximum difference in average RMSE was  $0.06 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  for the returned dry matter biomass, 0.03 % for gravimetric soil water content, 0.04 and  $0.4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  for ammonium and nitrate respectively. It was expected, given that these variables were not calibrated and show that the proposed modification do not unexpectedly affect other



**Figure 5.2** – Types of simulation and observation dynamics, encountered in the calibration dataset (CONV), of daily N<sub>2</sub>O fluxes 60 days from crop residue return (a) low simulated and observed N<sub>2</sub>O emissions; (b) high simulated but low observed of N<sub>2</sub>O emissions; (c) low simulated but high observed; (d) simulated emissions matching observation using the modified version of the model, the line corresponding to the model-parameter set n°4 is labelled. Each line corresponds to a model-parameter set obtained after optimization.



**Figure 5.3** – Cumulative  $N_2O$  emissions over the entire simulated period using the calibration dataset (CONV) for all parameter sets. Curves corresponding to the parameter sets selected for evaluation are labeled.

aspects of the model.

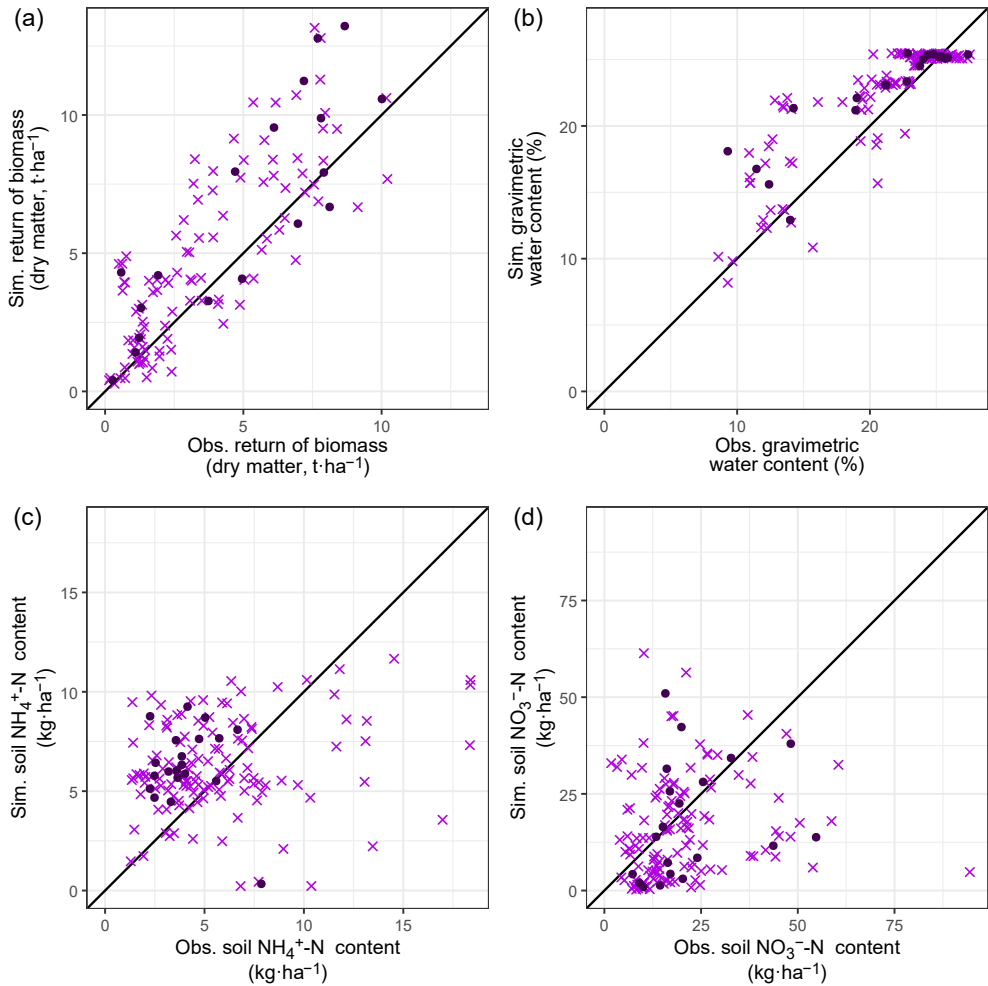
The simulated values correspond from model-parameter set 5, which is the closest to the standard version and use of STICS, are commented in details as a representative example of the entire model-parameter sets. That choice was guided by the observed absence of any significant differentiation between model-parameter sets for these control variables:

The returned dry matter biomass (Figure 5.4 a) is well simulated over the large range observed ( $0-10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), although there is a tendency to overestimation. This is expected because total biomass itself tends to be overestimated as biotic stresses are not simulated by the model. Simulation performance varies with the experimental treatment. Larger RMSE are observed for treatments CONV (the one used as calibration dataset for  $N_2O$  emissions), RT and ORG, with values of  $2.54 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ ,  $2.87 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  and  $2.68 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  respectively, the lower value being  $1.36 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  for treatment RR-PER.

Simulation performance for gravimetric soil water content (0-30 cm) is similar across experimental treatments, including CONV. There is a tendency to overestimation for low values (Figure 5.4 b) with increased accuracy near field capacity. Average RMSE ranges between 2.6 % and 3.2 %, the maximum value being again obtained for the treatment CONV used as the calibration dataset for  $N_2O$  emissions.

Simulation performance for the ammonium content of the 0-30 cm soil layer is poor,

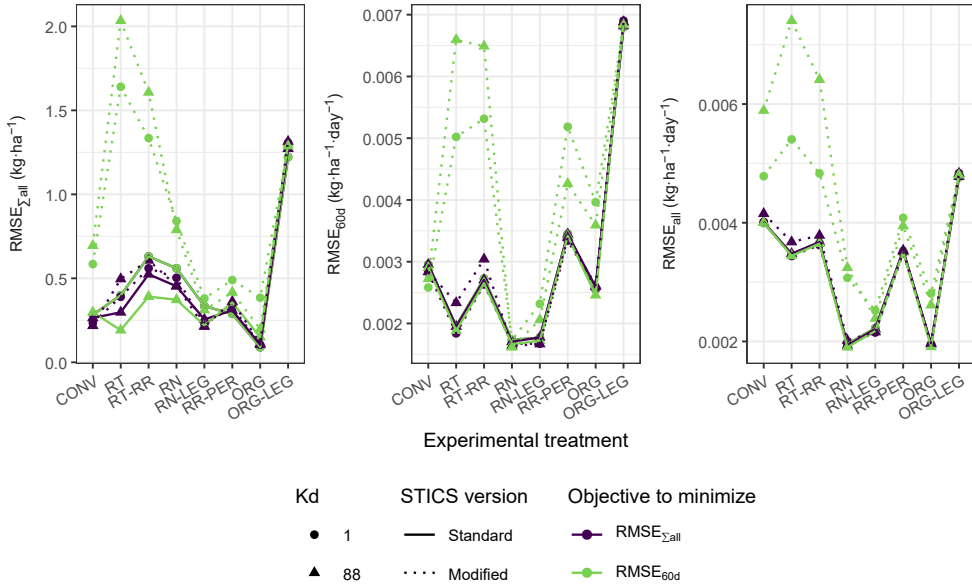
with a large dispersion and a tendency to overestimation (Figure 5.4 c). The average RMSE ranges from 2.72 kg·ha<sup>-1</sup> to 4.77 kg·ha<sup>-1</sup>. We get similar results for nitrate content, although there is no bias towards under- or over-estimation but a somewhat higher dispersion; the range of average RMSE is from 8.48 kg·ha<sup>-1</sup> to 27.7 kg·ha<sup>-1</sup>, depending on the treatment. The assessment of the simulated mineral nitrogen content is constrained by the small range of the observed values.



**Figure 5.4** – Simulated (Sim) and observed (Obs) values of variables implied in the simulation of N<sub>2</sub>O emissions. Simulated values are obtained with the model-parameter set 5. Points are simulations and observations of the calibration dataset and crosses are simulations and observations of the evaluation dataset. The straight line represents the 1:1 line.

### 3.2.2. N<sub>2</sub>O emissions

On the basis of RMSE values (Figure 5.5), whether calculated at the scale of the whole duration of measurement or averaged over 60-days periods following residue return only, differentiation between model-parameter sets remains somewhat limited, as observed for calibration. The model-parameter sets using the modified version of the model and the  $RMSE_{60d}$  optimization criteria (4 and 8) tend to have higher RMSE than the other parameter-sets across the experimental treatments and especially for the experimental treatments RT and RT-RR. Evaluation's RMSE are not necessary worse than those of calibration. One exception is the experimental treatment ORG that has higher  $RMSE_{\sum all}$  and  $RMSE_{60d}$  than the other experimental treatments. However, within this limited range of variation, the performance-ranking of model-parameter sets change compared to calibration, with a tendency to get the best results with the standard version of the model (Figure 5.5).



**Figure 5.5** – Comparison of the RMSE across experimental treatments and model-parameter sets.

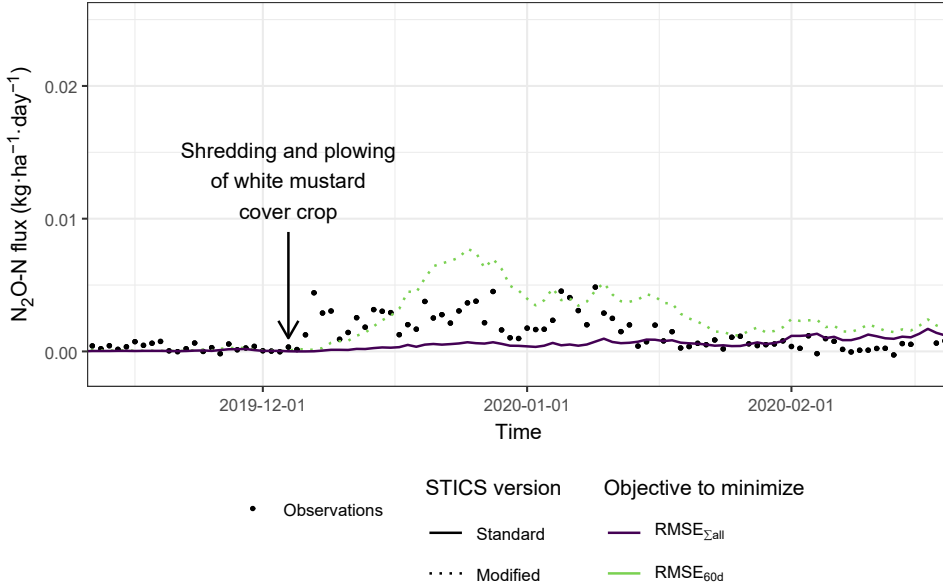
That global overview of performance hides some interesting features, in particular regarding the mustard crop residue return event discussed in the calibration section (Figure 5.2 d). A similar event is present in the evaluation dataset, for the treatment RN where fertilization is reduced to 1/3 of the conventional input. The biomass returned to the soil is slightly lower (0.97 t·ha<sup>-1</sup> vs 1.10 t·ha<sup>-1</sup>), and its C:N ratio a bit higher (11.6 vs 9.6). The observed and simulated dynamics of N<sub>2</sub>O emissions is shown in Figure 5.6, which starts before crop residue return to make the related N<sub>2</sub>O emissions more visible.

Simulation results are only shown for the most contrasted model-parameters sets, the 5 and the 4, which respectively correspond to the most standard use of STICS and to the most oriented towards performance for simulating the effect of crop residue return. The observed increase in N<sub>2</sub>O emissions reaches lower levels and is more spread out than in the CONV treatment used in calibration. Again, the standard model does not react to the shredding of the white mustard cover crop. On the contrary, the modified model responds in the expected way, with the correct amplitude. It thus predicts well both the behavior of N<sub>2</sub>O emissions after crop residue return and how it is affected by the reduction in fertilization. It is interesting to notice that while model behavior is clearly better for the modified model in this case, this is not reflected by the RMSE which remains lower for the standard model.

Observed and simulated cumulative sum of daily N<sub>2</sub>O emissions over the whole period of measurement (from 5 to 10 years depending on the treatment) are shown in Figure 5.7 for the different treatments. Again, simulation results are only shown for the most contrasted model-parameters sets, 4 and 5. Globally, performance of simulation at the scale of the crop succession, on cumulative values, are rather good except for treatment ORG-LEG where observed emissions are strongly underestimated. Performance is also quite similar between treatment CONV, which was used for calibration, and the other treatments constituting the evaluation set. Regarding treatment ORG-LEG, most of the divergence between observed and simulated values occurs between mid-2017 and mid-2018, particularly during one event in 2018 where the observed prolonged emission peak (for which we double checked raw data) is not rendered by the model. This event occurred in a maize crop which followed a rapeseed crop that had too much competition from weeds to be maintained, itself following an alfalfa destroyed by plowing in summer. The fact that simulations from both model-parameter sets perfectly overlap may be an indication that denitrification is not or very little active in the model on that treatment, preventing differentiation between the standard and modified model. We tried to calibrate the model on treatment ORG-LEG rather than on CONV, it did not improve how that event was simulated, neither with model-parameter set 4 or 5. That suggests that either the model lacks key processes at play, or these processes are associated to denitrification and not active. Globally, little differentiation is observed between model-parameter sets 4 and 5. However, the model-parameter set 4 which corresponds to the modified model version tends to always over-estimate observed values and to yield slightly higher emissions than model-parameter set 5, which gives consistently better predictions of cumulative emissions.

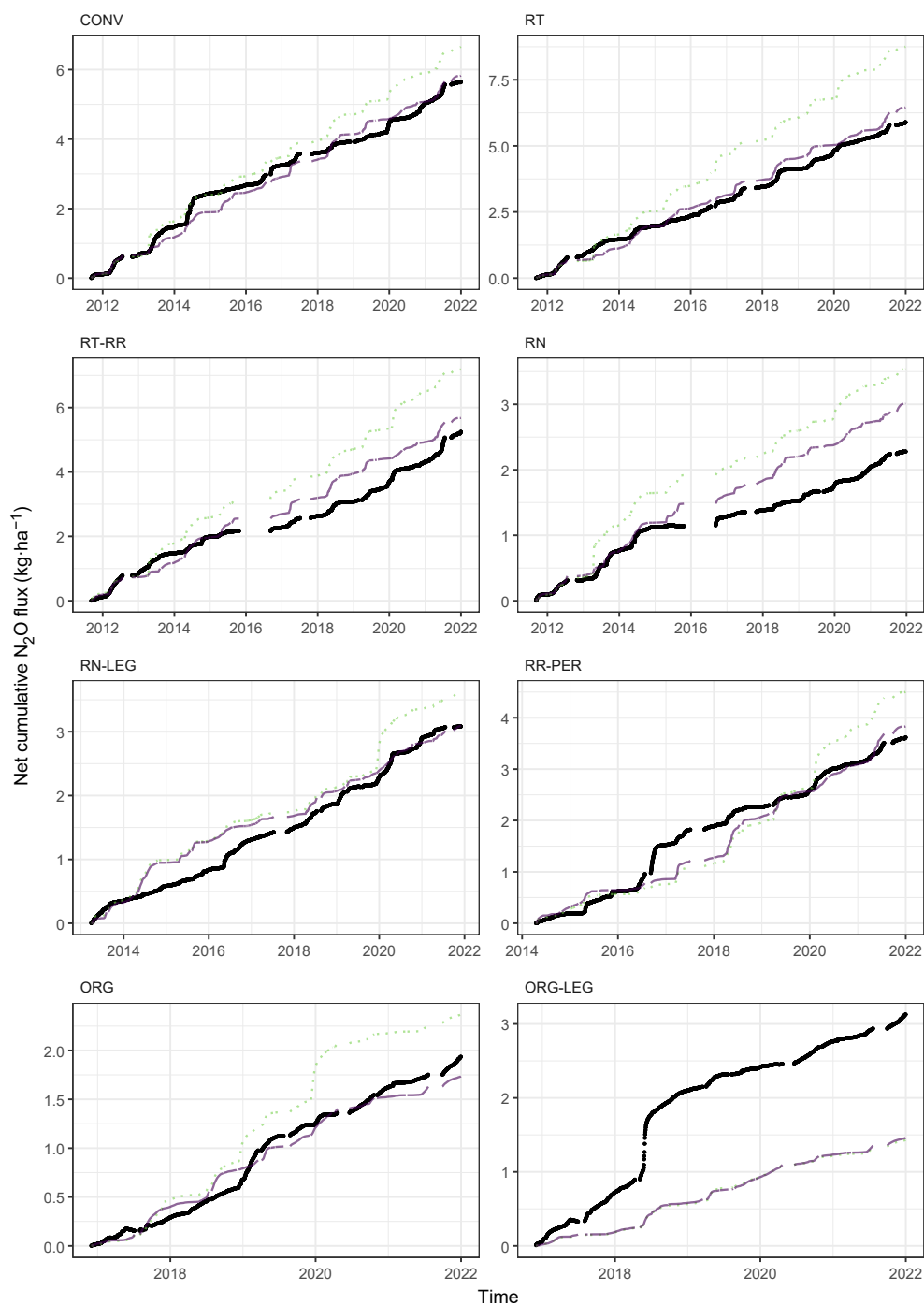
Finally, it is interesting to highlight that the model, especially its standard version (model-parameter set 5), performs quite well at rendering the effect of the treatments, whether it is the strong reduction in N<sub>2</sub>O emissions in RN compared to CONV (fertilization effect), the relative absence of differentiation between RT and RT-RR (residue removal effect) and CONV and RT (soil tillage effect). Good performance in simulating the treatments RN-LEG, RR-PER and ORG are also very encouraging as these

treatments strongly differ from the conventional one (partial or total substitution of N fixed by legumes to mineral fertilization for RN-LEG and ORG; presence of a perennial crop during the first 6 years of the succession for RR-PER).



**Figure 5.6** – Simulation and observation dynamics of daily  $N_2O$  emissions in one period of 60 days from crop residue return of the experimental treatments RN and RN-LEG. Black dots are observed  $N_2O-N$  fluxes, green dotted lines are simulated fluxes with the modified version of the model (model-parameter set 4) and purple solid lines are simulated with the standard version of the model (model-parameter set 5).





**Figure 5.7** – Simulated cumulative N<sub>2</sub>O emissions for all experimental treatments using the parameter sets n°4 (green dotted line) and n°5 (purple solid line). Observations are represented with black dots.

## 4. Discussion

In this study, we focused on evaluating the performance of the STICS model on crop residue management and how it influences  $\text{N}_2\text{O}$  emissions, keeping sight of the model performance at the crop succession scale and the comparison of cropping systems. The question of whether these objectives are conflicting or not lurks in the background. The answer may be critical when assessing the weight of specific management on long term  $\text{N}_2\text{O}$  emissions such as exporting crop residues for bioenergy or trying to maximize biomass return to the soil to stimulate soil carbon storage. Additionally, previous studies have shown that accurately simulating the effect of decomposing mulch on  $\text{N}_2\text{O}$  emissions with STICS requires implementing a method that considers how denitrification is fueled by easily available substrates, particularly carbon (Chaves et al., 2024). We thus considered both the standard version of the STICS model and a modified version which tries to overcome that limit.

### ***4.1. Performance simulating crop biomass, soil water and soil mineral nitrogen content***

As a prerequisite for assessing  $\text{N}_2\text{O}$  emissions, STICS was evaluated on its capacity to predict how much biomass is returned to the soil (which in turn depends on prediction of crop biomass and yield), soil water content and soil mineral nitrogen content (ammonium and nitrate) in the first 30 cm of the soil. Despite a few cases of overestimation of biomass returned to the soil and more dispersion associated to the prediction of mineral nitrogen in the soil, results were satisfactory, especially if we consider that the model was used without calibration targeting these variables. The order of magnitude of relative RMSE for each variable falls in the same range as the one from Coucheney et al. (2015), and the ranking in prediction performance is also the same: the soil water content is better simulated than the biomass, itself being better simulated than the soil mineral nitrogen. Mineral nitrogen is sampled at harvest and at the end of winter, away from fertilization, when soil nitrogen content is low. It reduces the range of observed values upon which to evaluate the simulations, especially for ammonium. As shown in Coucheney et al. (2015) through comparison to other studies involving also other models than STICS, such levels of prediction error are typical of model use without or with very limited calibration, while lower error levels can be reached only when calibration involves the variables concerned, and they are probably not a major cause of any weaker performance in the prediction of  $\text{N}_2\text{O}$  emissions.

### ***4.2. Performance for simulating $\text{N}_2\text{O}$ emissions at the scale of crop successions***

The RMSE of daily  $\text{N}_2\text{O}$  emissions were of the same order of magnitude for the evaluation set and for the calibration set, with an average value around  $4 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$  of  $\text{N}_2\text{O-N}$ , despite variations between treatments in the evaluation set. Jiang et al. (2021)

calibrated and evaluated the DNDC model on Canadian crop successions over 4 years and. They report much higher RMSE values of N<sub>2</sub>O-N ( $12\text{--}92\text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ ) because of the occurrence of very high fluxes, yet, relative RMSE was in the range 169–204 %, which compares well to the average 266 % in the present study. Similar levels of relative RMSE for daily emissions are also reported in He et al. (2019) for example. These large values highlight the difficulty in predicting daily variations in N<sub>2</sub>O emissions, while relative RMSE on cumulative emission is generally much lower (Jiang et al. (2021)).

STICS was quite accurate simulating the change in cumulative emissions, compared to the CONV treatment, for treatments not included in the calibration dataset. That is: the very limited effect of no plowing (RT vs CONV) or crop residue removal (RT-RR vs RT), the strong decrease in N<sub>2</sub>O emissions with fertilization reduction (RN vs CONV), and more interestingly the amplitude of the reduction in N<sub>2</sub>O emissions that accompanies partial (RN-LEG vs CONV) or total (ORG) substitution of legume fixed N to mineral fertilization. This ability of the STICS model to get the order of magnitude of N<sub>2</sub>O emissions and rank adequately contrasted experimental treatments was also highlighted in Autret et al. (2020). STICS correctly simulated the highest N<sub>2</sub>O emissions associated to an experimental treatment representing an integrated farming system with additional organic fertilizers applications. It also simulated the observed absence of difference between experimental treatments without fertilization, managed as integrated farming, or receiving only organic fertilizers inputs. One notable exception, in the present work, was the experimental treatment ORG-LEG; the model underestimated N<sub>2</sub>O emissions during the first 1.5 years of measurement, an alfalfa crop followed by an underdeveloped rapeseed which was destroyed before its physiological maturity. It was unable to simulate a major N<sub>2</sub>O emission peak during the following maize crop. That led to a strong underestimation of emissions over the crop succession, despite an accurate simulation of the N<sub>2</sub>O emissions trend over the following 3.5 years. Despite this, STICS appears sufficiently accurate to evaluate and compare different cropping systems.

Prediction of cumulative N<sub>2</sub>O emissions at the crop succession scale were consistently (slightly) better with the standard version of the STICS model, for which only *Dp* was calibrated using the CONV treatment. Values obtained for the *Dp* were small, the maximum value (model-parameter set 5) being  $0.0027\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  for the 0–20 cm soil layer. For comparison, *Dp* values of  $0.033\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  (Bessou et al., 2010; Peyrard et al., 2017) and  $0.100\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  (Peyrard et al., 2017) were used on the same experimental site. In both of these studies, the focus of simulations was the few months following fertilization. In Peyrard et al. (2017), large overestimation of emissions were observed beyond 1–2 months after fertilization. They were mainly induced by the denitrification submodel of STICS while emissions associated to the nitrification submodel remained low and close to the observations. As in the present work calibration was done either at the scale of the whole crop succession,

or during periods following crop residue return which are a long way from fertilization, it may be the case that denitrification potential was pulled towards low values during calibration to avoid overestimation of N<sub>2</sub>O emissions away from fertilization. Bessou et al. (2010), also observed, during the first year of measurement, that N<sub>2</sub>O emissions associated with the nitrification submodel of STICS closely followed the dynamics of observed emissions during the 20 days following fertilization. The soil remained dry during that period due to the absence of rainfall. Thus, significant denitrification was unlikely to occur, which supports the reliability of STICS's prediction of nitrification-associated N<sub>2</sub>O emissions. Moreover, in both mentioned studies, the detailed monitoring of ammonium fate near the soil surface after fertilization indicates that the nitrification was well simulated. Because of that confidence in the nitrification module of STICS, including the associated N<sub>2</sub>O emissions, and because simultaneous calibration of nitrification parameters and denitrification parameters would have resulted in strong error compensation between the two, calibration was here limited to denitrification parameters, despite the fact that about 90 % of N<sub>2</sub>O emissions simulated by STICS originate from nitrification. Such a low contribution of denitrification is expected on a very well drained soil, and probably explains that observed levels of N<sub>2</sub>O-N emissions (~0.6 kg·ha<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup> on the CONV treatment) are in the lower range of N<sub>2</sub>O emissions from arable lands (Rees et al., 2013), in combination with the high pH (8.2) which favors reduction of N<sub>2</sub>O into N<sub>2</sub> (Hénault et al., 2019). That likely small contribution of denitrification to N<sub>2</sub>O emissions and the low contrast between emissions levels associated to the different treatments, contrary to Fuß et al. (2011) for example, probably explain the limited difference between the model-parameter sets tested, and especially differences between the standard and modified model version. The room for modulating model response through denitrification-related parameters was indeed greatly reduced.

### ***4.3. Performance for reflecting the influence of crop residue return events on N<sub>2</sub>O emissions***

Although half as much biomass was returned to the soil, the observed cumulative N<sub>2</sub>O emissions at the crop succession scale were identical for experimental treatments RT-RR (crop residue exported) and RT (crop residue return). The STICS model adequately simulated this similarity, yet it does not guarantee that the influence of crop residue return events on N<sub>2</sub>O emissions is correctly accounted for.

Before testing STICS specifically on this aspect, we proposed an alternative version of its denitrification submodel taking into account how denitrification and the subsequent N<sub>2</sub>O emissions are fueled by SOL-NDS. Without adding complexity to the approach of Chaves et al. (2024), we build on recent results showing the key role of SOL-NDS, released during crop residues decomposition, on N<sub>2</sub>O emissions (Lashermes et al., 2022) and estimate the mass of SOL-NDS released with the rate of decomposition and the C:N ratio of the crop residue. We also assume that there is a linear dependence

between the availability of these soluble compounds and denitrification rate, as it has been shown for soluble carbon for example (Burford & Bremner, 1975).

Two main contrasting conclusions could be derived from crossing the comparison of STICS simulations with the standard or modified version of the denitrification submodel and calibration/evaluation either on the whole duration of measurement or 60-days periods following crop residue return events. First, the two model versions only marginally differ when considering the whole crop succession ( $RMSE_{all}$ ) or only the periods following crop residue return ( $RMSE_{60d}$ ). RMSE values were in both cases of the same order of magnitude ( $\sim 3\text{--}4 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  in calibration,  $\sim 1\text{--}7 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  in evaluation). Second, despite that limited differentiation, only the modified version of the model has reproduced adequately i) the N<sub>2</sub>O emissions in response to changes in residue's SOL-NDS fraction, as observed in the incubation experiment of Lashermes et al. (2022) and ii) the pattern and amplitude of N<sub>2</sub>O emissions when the mustard cover crop was returned to the soil, at the end of year 2019, adapting the prediction to the fertilization level. In this last case, while the pattern of model response was clearly better for the modified version of STICS, RMSE values were still lower for the standard version. It raises the question of how to better assess adequate vs inadequate model behavior in calibration procedures to complement integrated statistical criteria such as the RMSE. It is also worth noting that the new model did not induce any additional stimulation of N<sub>2</sub>O emissions following crop residue return, compared to the standard model, when there was none observed. The marginal gain observed on average with the modified model is probably due to a combination of factors: low denitrification activity on the experimental site while the model modifications only affect denitrification, dominance of mature cereal which are less likely to trigger N<sub>2</sub>O emissions (Abalos, Rittl, et al., 2022). Another possible factor is the inability to properly account for improved patterns of emissions in calibration, well illustrated by the 2019 crop residue return event, where a smaller RMSE was obtained with the standard model while the modified version seemed better reflect observations.

Nevertheless, the improved behavior observed for specific situations, with the modified model, highlights the limitations of the standard one when simulating N<sub>2</sub>O emissions response to crop residue management. It would have remained hidden if an integrative performance criteria was used alone, even at the scale of relatively short periods following residue return. Moreover, modification of the denitrification model made by Chaves et al. (2024), in the same spirit than the ones tested here, were critical to get the order of magnitude of N<sub>2</sub>O emissions in all treatments. This, in a radically different situation than our, where contrasted N<sub>2</sub>O response to crop residue return was favored due to crop residue forming a thick mulch, strong variations in the quantity returned and contrasted quality of crop residues as well as a low pH increasing the N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>) ratio of denitrification. Despite the mentioned limitations, the modifications introduced in the model seem to go in the right direction and might be useful to better represent the effect of crop residue return on N<sub>2</sub>O emissions.

Finally, in the modified model, we hypothesized that stimulating the effect of crop residue return on the  $Dp$  may vary with the crop residue components (aboveground organs of the plant or roots) and if they are incorporated into the soil or if they remain at the soil surface (*i.e.* the  $a_i$  factors). Calibration has systematically given more weight to the aboveground part of crop residue incorporated into the soil by tillage and very little weight to the influence of roots. Regarding roots ( $a_{roots}$ ), the limited influence may be related to the simulated root biomass and C:N ratio being correlated to those of the aboveground biomass (Beaudoin et al., 2023; Johnson et al., 2007). Thus, it is possible that considering roots separately does not add additional variability compared to the aboveground part of the plant, which limits the possibility to explain additional variance. Available elements are not sufficient to draw definitive conclusions about  $a_{mulch}$ . Due to the tillage, crop residues spend only a few weeks, at most, on the soil surface which is a lot less than the time spent incorporated into the soil. It might greatly reduce the possibility for the mulch to contribute to the denitrification and subsequent N<sub>2</sub>O emissions. While a simpler model could probably be used on the site, evaluation on a larger dataset with more contrasted conditions would be needed to really test the need for distinction between residue at the soil surface or incorporated.

## Conclusion

The following conclusions can be drawn from a cropping system management perspective: 1) the potential of the STICS model for the global evaluation and comparison of contrasted cropping system was confirmed for cumulative N<sub>2</sub>O emissions, even with a very limited calibration, here restricted to the soil denitrification potential. Prediction of daily emissions remains a challenge as for other models. 2) The proposed model modifications, linking the crop residues SOL-NDS fraction and the denitrification potential, introduced to better account for the effect of crop residue return on N<sub>2</sub>O emissions, bear promises. They brought clear qualitative improvement in the response to some crop residue return events. However, they require more extensive testing on contrasted datasets, as well as methods that combine quantitative and qualitative performance measurement more effectively. 3) Combined assessments of simulations at large time scale, *e.g.* crop succession, and shorter periods after specific events *e.g.* crop residue return, fertilization and tillage, should be encouraged. They give more confidence in the reliability of the model as good results at the large time scale are less likely to result from error compensation. Overall this practice should help identifying sustainable crop managements having a significant impact at the cropping system scale.

## Acknowledgements

We would like to thank **Eric Gréhan** who conducted the N<sub>2</sub>O emission measurements from the start of the experiment until 2022, and the entire ACBB Arable crop site team: **Guillaume Vitte**, the site-manager of the long-term field experiment since 2016, for managing routine measurements and data entry into the information system and answering questions about the technical itinerary. **Jérôme Duval**, developer and manager of the data storage system, for his help in extracting and formatting the data. **Frédéric Bornet** who managed the setup of the ACBB arable crop long-term experiment and co-developed the associated infrastructure for data acquisition and storage. **Frédéric Mahu**, **Nicolas Collanges**, **Caroline Dominiarczyk** and **Anita Teixeira** as well as all students and short-term contractors for their ongoing contribution to the collection of plant and soil data. We further thank all associated colleagues from the experimental unit in Estrées-Mons, in particular **Jean-Luc Sauvage**, **Eric Hanocq**, **Stephanie Arnault** and **Sébastien Darras** for their consistent long-term and high-quality assistance and expertise dedicated to our experimental research site.

## Author contributions: CRediT

**Belleville Paul:** Conceptualization, Methodology, Software, Validation, Formal analysis, Investigation, Data Curation, Writing - Original Draft, Writing - Review & Editing, Visualization.

**Ferchaud Fabien:** Conceptualization, Methodology, Software, Validation, Investigation, Resources, Data Curation, Writing - Review & Editing.

**Dumont Benjamin:** Conceptualization, Writing - Review & Editing, Supervision, Project administration, Funding acquisition.

**Heinesch Bernard:** Writing - Review & Editing, Supervision, Project administration.

**Léonard Joël:** Conceptualization, Methodology, Software, Validation, Formal analysis, Investigation, Ressources, Writing - Original Draft, Writing - Review & Editing, Supervision, Project administration, Funding acquisition.

## Funding sources

This study was part of the EJPSoil  $\Sigma$ ommit project, which has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation program under grant agreement N°862695. It benefited from all support directed toward the ACBB arable crop long-term experiment since 2010. The authors are specifically grateful for support by the French Agence Nationale de la Recherche ANR-11-INBS-0001 AnaEE France, ANR-22-SOIL-0002 (TRUESOIL) and ANR-22-PEXF-0005 (CrosyeN). The

work has been conducted as part of a PhD funded by INRAE (France) and the University of Liège (Belgium).



# 6

---

## Discussion générale



## 1. Rappel des objectifs et des questions de recherche

L'objectif de cette thèse était d'évaluer l'influence des résidus de culture et de leur gestion sur les émissions de  $N_2O$ . Elle cherche à répondre aux deux questions principales suivantes en mobilisant à la fois des données expérimentales et un modèle de culture mécaniste :

1. Quelle est l'influence des résidus de culture et de leur gestion sur les émissions de  $N_2O$ ?
2. Dans quelle mesure est-il possible de prédire cette influence?

Ces questions se déclinent en questions spécifiques, auxquelles les Chapitre 3, Chapitre 4 et Chapitre 5 apportent des éléments de réponse :

1. Quel poids les résidus de culture et leur gestion ont-ils dans la variance des émissions de  $N_2O$ , par rapport à d'autres variables de contrôle (autres pratiques, climat)?
2. À travers quelles propriétés des résidus de culture ou de leur gestion cette influence se manifeste-elle?
3. Quel est le niveau de performance de modèles de prédiction des émissions de  $N_2O$ , avec un focus sur l'effet des résidus de culture et de leur gestion, de l'échelle de l'événement à celle de la succession de culture?

Ainsi, les données du dispositif expérimental de long terme ACBB - grandes cultures et le modèle STICS ont été mobilisés pour l'analyse des flux de  $N_2O$ , avec trois approches complémentaires :

- L'exploitation de l'ensemble des données expérimentales (les huit traitements) en utilisant une approche type "fouille des données" pour mesurer l'effet des résidus de culture et de leur gestion,
- L'exploitation des données expérimentales des deux modalités se différenciant uniquement par la quantité de résidus restitués qui permet de tester spécifiquement l'effet quantité et,
- L'évaluation du modèle STICS sur sa capacité à simuler les émissions de  $N_2O$  à l'échelle de la succession de cultures et des périodes de quelques semaines suivant la restitution des résidus de culture, pour évaluer notre capacité à comprendre et à prédire l'influence de ces derniers.

Chaque chapitre apporte des éléments en lien avec ces deux questions de recherche principales en mobilisant des outils d'analyse variés et le dispositif expérimental ACBB. Ils en valorisent le panel de situations réalistes de gestion des résidus de culture induit par les traitements contrastés et les successions culturales pour en tirer des conclusions ayant un sens à l'échelle du système de culture.

## **2. L'importance relative des résidus de culture et de leur gestion sur les émissions de N<sub>2</sub>O**

### ***2.1. Un rôle secondaire des résidus de culture sur les émissions dans le contexte d'étude***

La littérature comporte de nombreuses études visant à estimer les émissions de N<sub>2</sub>O à partir de variables pédoclimatiques ou caractérisant le système de culture. Cependant, elles sont plus rarement concentrées sur la prise en compte des résidus de culture et de leur gestion. Par exemple, Philibert et al. (2013) et Saha et al. (2021) ne font pas explicitement apparaître les résidus de culture et Joshi et al. (2022) se concentrent sur les cultures intermédiaires. Abalos, Recous, et al. (2022) et Abalos, Rittl, et al. (2022) traitent spécifiquement des résidus de culture, mais ne classent pas leur contribution aux émissions par rapport à d'autres variables. Enfin, certains travaux, à l'image de Lashermes et al. (2022), Janz et al. (2022), Chaves et al. (2024) et Chaves et al. (2021), montrent un effet prononcé des résidus et de leur gestion, mais ne les replacent pas dans un contexte de succession de culture réaliste. Ce travail contribue à combler ce manque, en étudiant l'effet spécifique des résidus de culture à l'échelle de systèmes de culture et en cherchant à le hiérarchiser par rapport à l'effet d'autres pratiques comme la fertilisation ou l'effet de facteurs climatiques par exemple.

Une première approche a consisté à travailler sur les cumuls d'émissions à l'échelle de périodes de restitution (Chapitre 3), qui a permis de prendre explicitement en compte les résidus de culture par la quantité restituée (masse de matière sèche, de carbone, d'azote), leur composition chimique (ratio C/N) et leur localisation (temps passé en surface sous la forme de mulch, incorporé superficiellement ou enfouis par un labour), tout en considérant l'apport d'azote par la fertilisation et les conditions pédoclimatiques (température et humidité du sol). Plusieurs modèles statistiques ont été mobilisés, dont les propriétés différentes autorisaient l'exploration de relations de natures variées : linéaires ou pas, présence potentielle d'effets de seuils, *etc.* Les algorithmes choisis auraient ainsi pu conduire à des différences sensibles en termes niveaux de performance ou d'influence des variables explicatives. Pourtant, tous les modèles sont arrivés à des conclusions similaires : dans le cadre des systèmes de grandes cultures étudiés, les émissions de N<sub>2</sub>O sont surtout liées à la quantité d'azote apportée par la fertilisation. Les résidus et leur gestion ont un rôle secondaire, qui semble plutôt déterminé par le ratio C/N des résidus que par la quantité de biomasse restituée. Le travail du sol, malgré l'influence qu'il exerce sur la localisation des résidus et donc les conditions auxquelles ceux-ci sont exposés, n'a pas été identifié comme une variable importante ici.

Ensuite, la comparaison des traitements RT et RT-RN (Chapitre 4), qui se différencient uniquement par les quantités de résidus restitués, conforte les résultats du Chapitre 3. La comparaison est ici effectuée à l'échelle de l'ensemble de la succession culturale. Le résultat principal est que l'exportation ou la restitution systématique des

pailles de céréales et de pois ne génère pas de différence significative dans les émissions de  $N_2O$  moyennes à l'échelle de la succession de cultures. Ceci malgré une variation d'environ un facteur deux des quantités de biomasse aérienne restituées. Les résidus de culture considérés dans cette étude sont en grande majorité des pailles sèches (avec un C/N élevé) issues de plantes récoltées à maturité physiologique. Ce résultat est donc cohérent avec les conclusions des modèles du Chapitre 3 et la littérature (Abalos, Rittl, et al., 2022), qui mettent en avant l'effet dominant du C/N en comparaison de celui de la quantité restituée. Ce résultat suggère que, dans les systèmes de grandes cultures conventionnels, la gestion des résidus des cultures de céréales n'a pas d'influence notable sur les émissions de  $N_2O$ .

Le travail de simulation des émissions avec le modèle STICS (Chapitre 5) vient conforter les résultats précédents en permettant de montrer que cet effet limité des résidus de culture à l'échelle de la succession s'explique, par la façon dont les résidus influencent les émissions, les conditions environnementales sur le site, et n'est pas le simple fruit d'une faiblesse de l'analyse liée à une absence de variables clés ou un manque de puissance des tests par exemple. Avec une calibration limitée à très peu de paramètres du module de dénitrification, le modèle de culture STICS permet de simuler raisonnablement les émissions cumulées de  $N_2O$  et l'effet des traitements expérimentaux sur ces émissions cumulées. Des améliorations de formalisme ont été introduites en s'appuyant sur les travaux de Lashermes et al. (2022). Leur objectif est de mieux prendre en compte la stimulation de la dénitrification par la décomposition des résidus, au-delà des effets de minéralisation/immobilisation d'azote déjà existant dans le modèle. Le test du modèle modifié, sur des situations propices à un effet fort des résidus, montre, comme attendu, une amélioration de la simulation des flux des expérimentations en incubation, issues de Lashermes et al. (2022), et de l'épisode de restitution de moutarde sur ACBB. Une modification conceptuellement proche avait, dans un contexte différent, abouti à une amélioration très importante de la prédiction des émissions associées la restitution de résidus sous la forme de mulchs (Chaves et al., 2024). Pourtant, la modification de formalisme n'a finalement qu'un effet limité sur les émissions à de  $N_2O$  à l'échelle de la succession de culture, ce qui suggère que la faible influence des résidus de culture et de leur gestion est bien un trait de fonctionnement associé aux caractéristiques des systèmes étudiés et du site.

## ***2.2. Limites associées aux contraintes de mesure***

Les pics d'émissions de  $N_2O$  peuvent survenir dans les heures suivant un évènement déclencheur, ne durer que quelques jours, tout en contribuant significativement aux émissions annuelles. Dans ce contexte, la fréquence d'échantillonnage, en particulier à proximité des évènements déclencheurs est un enjeu important pour éviter de sous-estimer les émissions (Barton et al., 2015) ou de sous-échantillonner des types d'évènement par exemple. Les chambres de mesure automatiques facilitent cela, notamment pour capter les pics d'émissions à proximité des évènements de fertilisation azotée.

Néanmoins, la manutention lourde nécessaire à leur retrait et à leur installation, est un frein à l'échantillonnage des flux immédiatement après des interventions de récolte ou de travail du sol, essentiels pour décrire la gestion des résidus de culture.

Les résidus de culture sont en effet majoritairement gérés, c'est-à-dire restitués, broyés, retirés, *etc.* par des interventions nécessitant le retrait des chambres, interrompant ainsi la mesure. Parfois les interventions se succèdent et il n'est pas envisageable d'installer et de retirer l'ensemble du dispositif de mesure après chaque intervention. Ainsi, l'échantillonnage des flux est souvent interrompu dans les jours ou semaines suivant les interventions de gestion des résidus de culture, qui nous intéressent dans ce travail. Ceci est potentiellement problématique dans la mesure où il peut s'agir de périodes durant lesquelles les flux sont stimulés; que ce soit à cause de la restitution elle-même, de la modification de la localisation des résidus dans le sol ou des conditions environnementales dans le sol. Les travaux de Lognoul (2020) comparent une parcelle dans laquelle la végétation en place est détruite par un herbicide puis incorporée dans la partie superficielle du sol à une parcelle couverte par un mélange prairial. Un flux de N<sub>2</sub>O plus important a été mesuré dans les heures qui ont suivi l'incorporation de la biomasse et celui-ci s'est étalé sur 13 jours. Pour ACBB, la moyenne des délais de reprise des mesures après une restitution de résidus de culture est de 15 jours. Il est ainsi possible qu'une partie de la stimulation des émissions associée à la restitution des résidus de culture n'ai pas été échantillonnée. Néanmoins, certaines dynamiques d'émissions mesurées sans délais important entre la restitution des résidus et la reprise des mesures viennent nuancer le poids de cette limite. Premièrement, les modifications de dynamique des flux ne coïncident que rarement avec le moment de la restitution elle-même. Les récoltes, principales sources de restitutions de résidus, ont lieu en dehors des périodes pluvieuses et les résidus restent parfois en surface ce qui limite leur accès aux décomposeurs. Ces conditions ne sont pas favorables aux émissions de N<sub>2</sub>O. Ensuite, les modifications de la dynamique des flux semblent durer suffisamment longtemps et ce même pour des résidus à faible C/N (environ deux mois dans le cas des résidus du couvert de moutarde). Il est peu probable que l'absence initiale de mesure manque cet événement. De façon plus générale, les résidus restitués étant majoritairement à fort C/N, la décomposition nécessite plusieurs mois ce qui limite l'impact de l'absence possible de mesures dans les jours suivant la restitution.

### ***2.3. Frontières du domaine de validité des résultats***

Le dispositif ACBB mobilisé explore une large gamme de systèmes de cultures céréaliers et de résidus de culture. Les huit traitements expérimentaux représentent chacun un système de culture, caractérisé par sa succession de cultures et ses modalités de travail du sol et de gestion des résidus, de fertilisation azotée, d'utilisation de produits phytosanitaires. La gamme de systèmes explorée reflète la diversité des systèmes de culture céréaliers rencontrés dans le nord de la France, en incluant des systèmes alterna-

tifs avec les traitements expérimentaux RN, ORG et ORG-LEG, malgré une faible présence régionale. Que ce soit en quantité ou en type de composition chimique, la gamme explorée pour les résidus de cultures restitués est large. Les modalités de gestion sont également réalistes : par exemple, la quantité de paille restituée est cohérente avec le niveau de fertilisation ou l'année climatique. Le système d'information complet et mis à jour de l'essai permet d'obtenir des données précises, par exemple sur la nature exacte des biomasses restituées, les quantités, la composition. Il permet de construire des variables élaborées (par exemple temps passé par un résidu à une profondeur donnée), et en repartant de la donnée brute et grâce aux métadonnées disponibles, de corriger de potentielles erreurs et de revenir sur des décisions passées si nécessaire. La durée d'observation permet de s'affranchir de l'effet "année" souvent préjudiciable aux expérimentations plus courtes. Les données de  $N_2O$  exploitées couvrent ainsi une dizaine d'années, limitant les risques de biaiser les résultats à cause d'une année exceptionnellement sèche ou humide par exemple, ou de l'occurrence d'événements climatiques. Les Figures 4.1 et 4.2 illustrent bien cela.

Néanmoins, certains facteurs ayant potentiellement un fort impact sur les émissions de  $N_2O$  ne varient pas ou peu et limitent la généralisation des résultats obtenus à d'autres contextes. En particulier, le sol bien drainé et l'absence d'irrigation par exemple ne permettent pas d'explorer des régimes hydriques induisant de forts taux de saturation prolongés. Ces derniers pouvant stimuler la dénitrification et donc potentiellement amplifier l'influence de la décomposition des résidus de culture. Les résidus issus de plantes à maturité physiologique constituent par ailleurs l'essentiel de la masse de biomasse restituée sur le dispositif, et les résidus passent relativement peu de temps à la surface du sol, ce qui peut ne pas être vrai pour d'autres systèmes de culture, et impacter les résultats du fait de l'importance de la composition des résidus que nous avons mise en évidence et de l'effet potentiel des mulchs (Schmatz et al., 2020). Enfin, le pH du sol est élevé ( $>8$ ), ce qui favorise la réduction du  $N_2O$  en  $N_2$ . De ce fait, même avec une dénitrification active et stimulée par la décomposition des résidus de culture, l'effet sur les émissions de  $N_2O$  de ces résidus de culture pourrait être limité. Un pH plus faible pourrait conduire à un effet plus visible des résidus. Un travail exploratoire avec le modèle STICS (cf. Note 1) suggère toutefois que la réduction du pH ne changerait pas significativement les conclusions du travail, à savoir la faible influence des résidus de culture dans les systèmes étudiés.

**i** Note 1 : Et si ACBB avait un sol plus acide ?

Le dispositif expérimental sur lequel s'appuie la thèse a un pH du sol élevé ( $>8$ ). Avec un tel niveau de pH, lorsque des conditions anaérobies apparaissent, la dénitrification est intense, mais presque complète ; elle produit peu de  $N_2O$ . Il est donc possible que le fort pH sur le site d'étude masque l'effet des résidus de

culture sur les émissions de  $N_2O$ , via la réduction en  $N_2$  du  $N_2O$  produit. Pour répondre à cette interrogation, nous avons réalisé des simulations des systèmes de culture d'ACBB - grandes cultures avec le modèle STICS en réduisant le pH du sol (cf. Annexe 4). Les résultats obtenus montrent bien une augmentation dans la fraction de l'azote dénitrifié restant sous forme de  $N_2O$ . Néanmoins, la baisse de pH réduit aussi fortement la nitrification, et de ce fait à la fois les émissions de  $N_2O$  associées à la nitrification et la disponibilité en nitrate pour la dénitrification. Finalement, le flux moyen journalier de  $N_2O$  et les émissions de  $N_2O$  cumulées s'en trouvent diminuées. Il est ainsi plausible que des résultats similaires à ceux obtenus sur l'influence des résidus de culture sur l'essai ACBB d'Estrées-Mons soient observés si les successions de culture et les itinéraires techniques associés étaient mis en place sur des sols plus acides. Cependant, si le modèle considère le nitrate produit par la minéralisation de la matière organique, il ne simule pas de libération directe de nitrate lors de la destruction d'un couvert végétal. Or, en particulier dans le cas de plantes immatures, la teneur en nitrate de la plante peut ne pas être négligeable (Lashermes et al., 2022). Le nitrate libéré lors de la destruction pourrait constituer un substrat pour la dénitrification et donc induire une stimulation des émissions associée à la restitution des résidus de culture.

### **3. Prédiction des émissions de $N_2O$ et de l'influence des résidus de culture sur ces dernières**

#### ***3.1. Des performances qui restent limitées mais convergent entre différentes approches prédictives***

La seconde question de recherche traversant la thèse portait sur notre capacité à prédire les émissions de  $N_2O$  et l'influence des résidus de culture et de leur gestion sur celles-ci. Au fil de la thèse, différents types de modèles produisant des estimations des flux de  $N_2O$  ont été utilisés. Les modèles se distinguaient par leur nature (statistiques, mécanistes), leur capacité à rendre compte de relations non-linéaires et de seuils, la résolution temporelle (cumuls d'émissions sur plusieurs semaines à plusieurs mois pour les périodes de restitution, pas de temps journalier pour STICS) et les variables considérées. Les modèles utilisant de l'apprentissage automatique ont été utilisés pour identifier et hiérarchiser les facteurs de contrôle des émissions de  $N_2O$ , dont ceux associés à la restitution des résidus de culture. Le modèle mécaniste STICS a été utilisé dans une optique de compréhension et de prédiction des émissions de  $N_2O$ , et plus particulièrement de leur dynamique tout au long de la succession de cultures.

Toutes les approches utilisées produisent des estimations d'émissions de  $N_2O$  très similaires à l'échelle de la succession de culture (cf. Annexe 5), malgré des échelles de prédiction différentes (résolution temporelle "cycle de restitution" vs "journalière")



et une liberté plus ou moins grande dans le nombre ou le choix des paramètres optimisés. Néanmoins, la part de variance des émissions non expliquée reste importante et du même ordre de grandeur ; les différents modèles utilisés ne rendent compte que d'une fraction de la variabilité des flux. Autrement dit, une large part des fluctuations reste inexpliquée par les modèles, en particulier les pics d'émissions les plus intenses (Chapitre 3, Chapitre 5). Cette difficulté accompagne l'étude des flux de  $\text{N}_2\text{O}$  depuis des années (Groffman et al., 2009 ; Hénault et al., 2012). L'adaptation des critères d'évaluation du modèle, pour tenir compte par exemple des limites des comparaisons réalisées jour-pour-jour, que Myrriotis et al. (2016) ont tenté de dépasser, ne change pas fondamentalement cet état de fait. Dans le cadre de la thèse, nous avons utilisé des outils de prédiction à des échelles temporelles variées ("période de restitution" dans Chapitre 3, mesures groupées par semaine dans Chapitre 4, échelle journalière avec STICS) sans que cela affecte significativement les performances en prédiction ou la variance expliquée. L'adaptation de certains formalismes du modèle STICS, pour mieux prendre en compte l'effet des résidus de culture, conduit à la même constatation : malgré de nettes améliorations ponctuelles pour certains épisodes de restitution, elle n'apporte pas d'amélioration notable à l'échelle globale de la succession.

La similitude de qualité des prédictions obtenue avec différentes approches prédictives est positive du point de vue de la convergence des résultats et de leur stabilité. Elle renforce la confiance dans les interprétations des résultats. Elle laisse aussi penser que l'amélioration des prédictions des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  est moins dépendante de l'algorithme ou du modèle utilisé pour la prédiction, que du choix des variables à inclure dans le modèle. Par exemple, certaines variables peuvent avoir un effet en lien avec l'échelle d'observation comme mentionné par Milne et al. (2011), et certaines variables pertinentes ne sont pas toujours disponibles.

### ***3.2. Vers la notion de valeur nutritive des résidus***

Dans le contexte de ce travail, les résidus de culture et leur gestion n'ont qu'une influence relativement faible sur les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ , en particulier à l'échelle du système de culture (Chapitres 3 et 4). Pour autant, à l'occasion de certains épisodes spécifiques, ils modifient fortement la dynamique des flux (Chapitre 5). Pouvoir s'assurer de la capacité d'un modèle à simuler correctement ces épisodes est un prérequis pour représenter certains types de restitutions de biomasse et de gestion. C'est également une condition nécessaire à l'étude, à travers la modélisation, de scénarios de gestion des résidus de culture et leur effet sur les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ .

Dans les successions de cultures étudiées, la quantité d'azote restituée lors d'un retour de résidu peut être identique entre une restitution d'un résidu à haut C/N et celle d'un résidu à faible C/N. Cela s'explique par le faible rendement en matière sèche des plantes produisant des résidus à faible C/N et le haut rendement en matière sèche des plantes produisant des résidus à haut C/N. Par exemple, sur RT 2018-07-17, environ  $8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  de

matière sèche sont restituées. La quantité d'azote apportée par les résidus est comprise entre 55 et 60 kg·ha<sup>-1</sup>, pour un C/N des résidus compris entre 58 et 65. En comparaison, la restitution du couvert de moutarde le 2019-12-04 pour ~ 1 t·ha<sup>-1</sup> de matière sèche, apporte entre 34 et 54 kg·ha<sup>-1</sup> d'N (C/N de 9 à 11). Les quantités d'azote apportées par les résidus sont proches. Pourtant, la destruction de la moutarde a un effet très net de stimulation des flux de N<sub>2</sub>O (Chapitres 3 et 5). Ce fort effet du C/N de la biomasse restituée et l'insuffisance de la quantité d'azote considérée seule, vont dans le sens des résultats récents évoqués dans Olesen et al. (2023). Ils sont par ailleurs contradictoires avec l'approche Rang 1 de l'IPCC (Hergoualc'h et al., 2019), pour laquelle l'influence des résidus est considérée de façon similaire à celle de la fertilisation : via un facteur d'émission appliqué à la quantité d'azote restituée.

Un résidu de culture ayant un C/N élevé a tendance à provoquer l'immobilisation de l'azote dans la biomasse microbienne (Justes et al., 2009 ; Nicolardot et al., 2001). Ce phénomène limite la disponibilité en azote minéral pour la nitrification et la dénitrification. Il pourrait expliquer au moins en partie la stimulation des émissions des N<sub>2</sub>O par les couverts à faible C/N, par rapport aux couverts à fort C/N, à quantité d'azote restituée identique. Cependant, STICS dans sa version standard est capable de simuler l'influence de la composition chimique d'un résidu de culture sur la minéralisation/organisation de l'azote (Beaudoin et al., 2023), sans que l'on observe de différence entre ces deux situations contrastées en termes d'émissions de N<sub>2</sub>O. Les résultats obtenus par Lashermes et al. (2022) et Abalos, Rittl, et al. (2022) mettent en avant le rôle clé des composés solubles libérés lors de la décomposition sur les flux de N<sub>2</sub>O. L'intégration simplifiée de cette influence dans une version modifiée du modèle STICS (cf. Chapitre 5) restitue correctement l'épisode de restitution de moutarde évoqué dans le paragraphe précédent et ce, pour deux niveaux de fertilisation minérale très contrastés. Ces éléments orientent la prise en compte de l'effet des résidus vers ce que l'on pourrait appeler une "valeur nutritive" de ces derniers, proche du concept de "digestibilité" employé pour qualifier les fourrages. Cette notion pourrait améliorer la capacité des modèles à prédire l'influence de la composition chimique des résidus sur les émissions de N<sub>2</sub>O au-delà de ce qu'il est possible d'obtenir avec le ratio C/N et ses limitations.

## 4. Perspectives pour de futures recherches

Le travail conduit, et ses limites, ouvre plusieurs perspectives pour de futurs travaux. Parmi celles-ci les suivantes paraissent particulièrement pertinentes.

L'utilisation d'un seul site d'étude reste une limite pour généraliser l'évaluation de l'influence des résidus de culture et de leur gestion à d'autres contextes. Conduire ce type d'évaluation de l'influence des résidus à l'échelle de la succession de culture sur un ensemble de sites contrastés (du point de vue des systèmes et de leur gestion, du sol et du climat) serait pertinent, notamment pour aider dans les pratiques de gestion des résidus. Cela reste cependant difficile compte tenu de la nécessité de disposer à la fois

de mesures de flux sur de longue durée, et d'une description des itinéraires techniques et des mesures permettant de qualifier précisément les restitutions. Les sites ICOS mesurant le  $N_2O$  pourraient être de bons candidats pour mener à bien cette évaluation, tout comme les autres sites, en prairie temporaire et prairie permanente du réseau ACBB.

L'évaluation du modèle STICS bénéficierait, elle aussi, de la diversification des sites expérimentaux pour vérifier la pertinence des modifications suggérées ici. Un travail d'évaluation étendu à des sites contrastés permettrait d'évaluer la robustesse des modifications introduites. L'évaluation de modifications proches, menées dans un contexte très différent au Brésil constituent une première évaluation en ce sens. Cette évaluation serait aussi une piste de travail qui pourrait trouver sa place dans le projet ALAMOD en cours, où STICS sera évalué sur un panel de sites, sur des simulations en lien avec les cycles du carbone et de l'azote.

Le rôle de la composition des résidus pourrait être exploré de façon plus systématique, parallèlement au travail d'amélioration du modèle STICS. Ce travail dessinerait plus précisément les processus stimulés par les produits de la décomposition. Il explorerait aussi l'intérêt de la notion de qualité nutritionnelle des résidus, en lien avec les travaux conduits sur la qualité des aliments pour la nutrition animale par exemple.

Enfin, ce travail pourrait être placé dans une évaluation du bilan des émissions de gaz à effet de serre. En ce sens, il serait utile de réaliser une évaluation de l'influence des résidus de culture et de leurs modalités de gestion sur le stockage de carbone. Cette dernière est en cours et les résultats préliminaires, auquel cette thèse a contribué, concernant le dispositif ACBB ont été présentés dans Valentin et al. (2024).



## Conclusion générale



Ce travail de thèse a évalué l'influence des résidus de culture et de leur gestion sur les émissions de  $N_2O$ . Les données de l'essai de longue durée ACBB - grandes cultures et le modèle STICS ont été mobilisés pour répondre aux questions suivantes : (i) Quelle est l'importance de la quantité et de la composition biochimique des résidus de culture et de leur gestion dans la prédiction de la quantité de  $N_2O$  émise suite à leur restitution ? et (ii) Dans quelle mesure est-il possible de prédire les émissions de  $N_2O$  et l'effet des résidus de culture sur ces dernières ?

D'abord, l'influence des résidus de culture sur les émissions de  $N_2O$  à l'échelle de "cycles de restitution" a été jugée relativement faible par rapport à d'autres variables, et plus particulièrement la fertilisation azotée. Le ratio C/N de la biomasse restituée s'est démarqué comme représentant l'effet des résidus sur les émissions. Un faible C/N ayant pour effet d'augmenter ces dernières (Chapitre 3). Ensuite, la comparaison des effets de la restitution des résidus de céréales et de pois sur les émissions de  $N_2O$  aboutie à considérer les émissions moyennes comme n'étant pas influencées par la gestion des résidus dans ce contexte (Chapitre 4). Enfin, le modèle STICS, bien que capable de reproduire les effets des traitements expérimentaux sur les émissions de  $N_2O$ , bénéficierait d'une adaptation de son formalisme représentant la relation entre la composition en éléments solubles des résidus et les émissions de  $N_2O$ .

Les différentes approches utilisées aboutissent aux conclusions suivantes. Dans les systèmes de cultures étudiés, les résidus de culture et leur gestion ont une influence faible sur les émissions de  $N_2O$ . Cette influence s'exerce par leur ratio C/N et, probablement par leur composition en éléments solubles rapidement accessibles aux microorganismes lors de la destruction des plantes avant leur maturité physiologique. L'absence d'effet majeur des résidus et de leur gestion sur les émissions de  $N_2O$  dans les systèmes de culture céréaliers suggère qu'il est possible de gérer les résidus pour répondre à d'autres enjeux tels que la protection des sols, le stockage de carbone, la bioéconomie, *etc.* sans introduire des conséquences négatives associées aux émissions  $N_2O$ . Une meilleure prise en compte de l'apport nutritif, notamment par la notion d'accessibilité des composés carbonés et azotés qui constituent les restitutions de biomasses est une piste prometteuse pour améliorer la capacité des modèles comme STICS à simuler les émissions de  $N_2O$  du sol. Cette thèse montre l'intérêt des dispositifs de suivi de long termes pour évaluer les modèles sur le court et le long terme en rendant possible les comparaisons d'échelles. Elle montre aussi l'importance du système d'information et de sa gestion rigoureuse qui garantit la qualité des données disponibles. Ce travail serait utilement suivi de l'analyse des autres dispositifs membres du réseau ACBB pour compléter la diversité des systèmes de culture en incluant notamment des systèmes prairiaux.

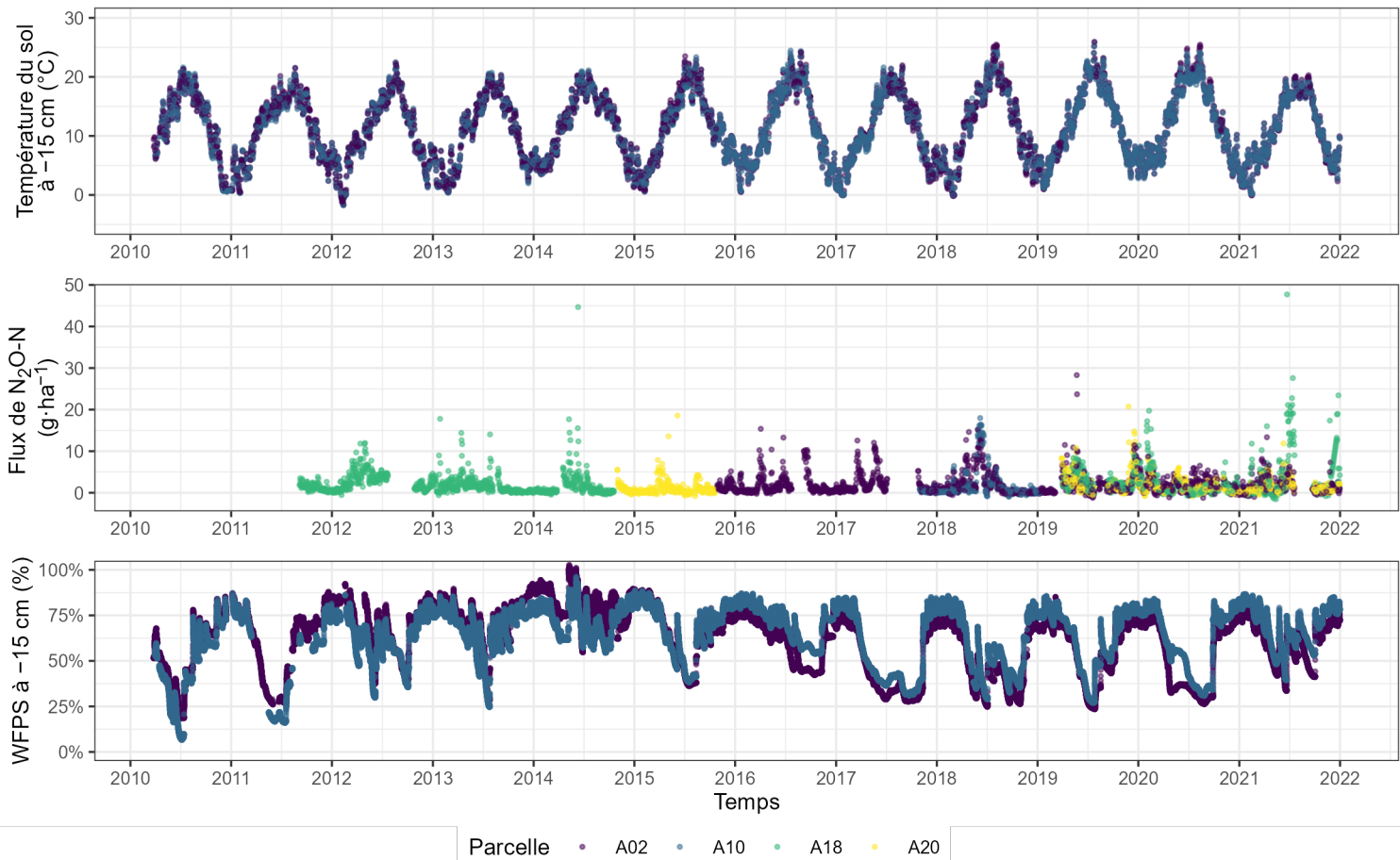




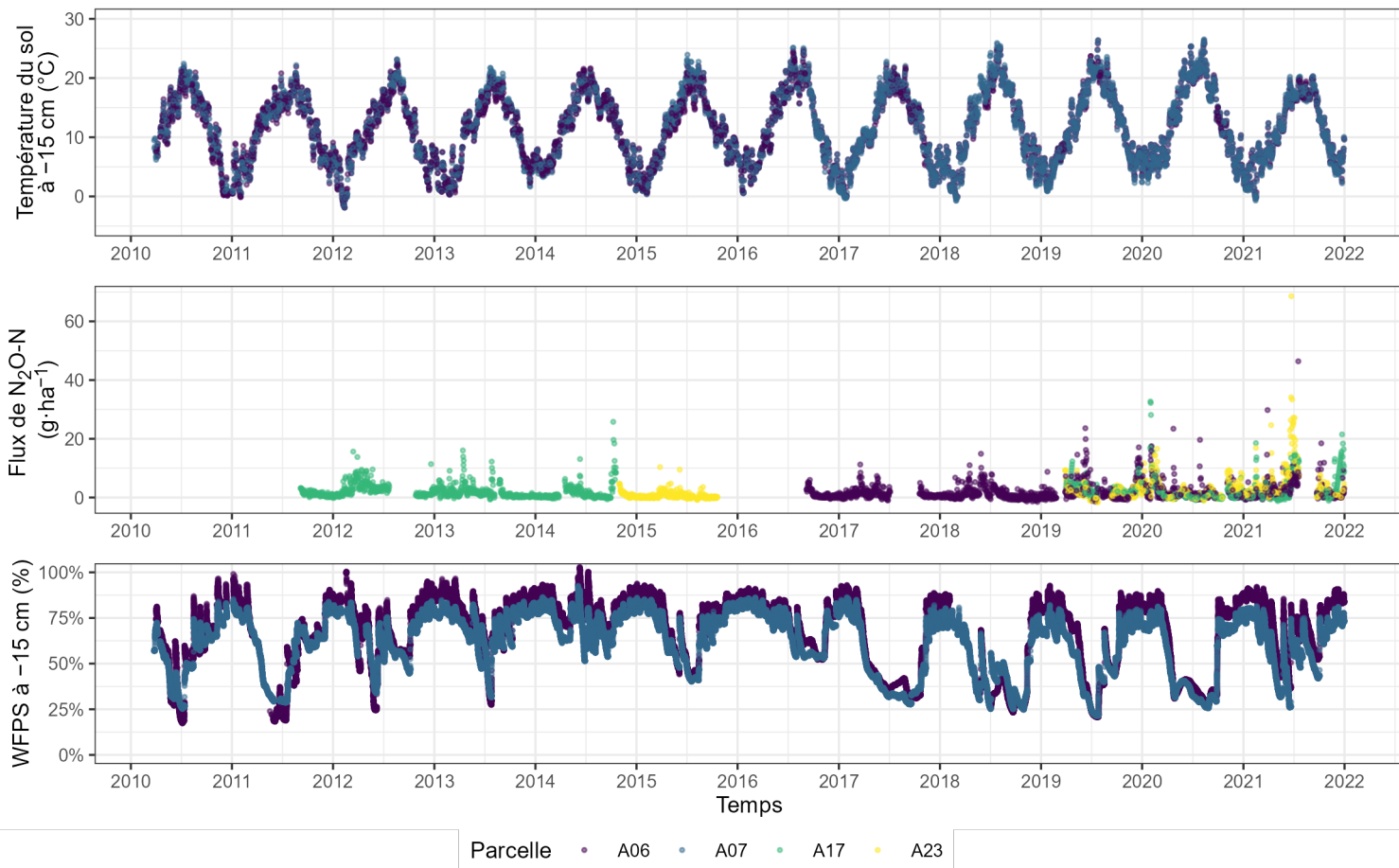




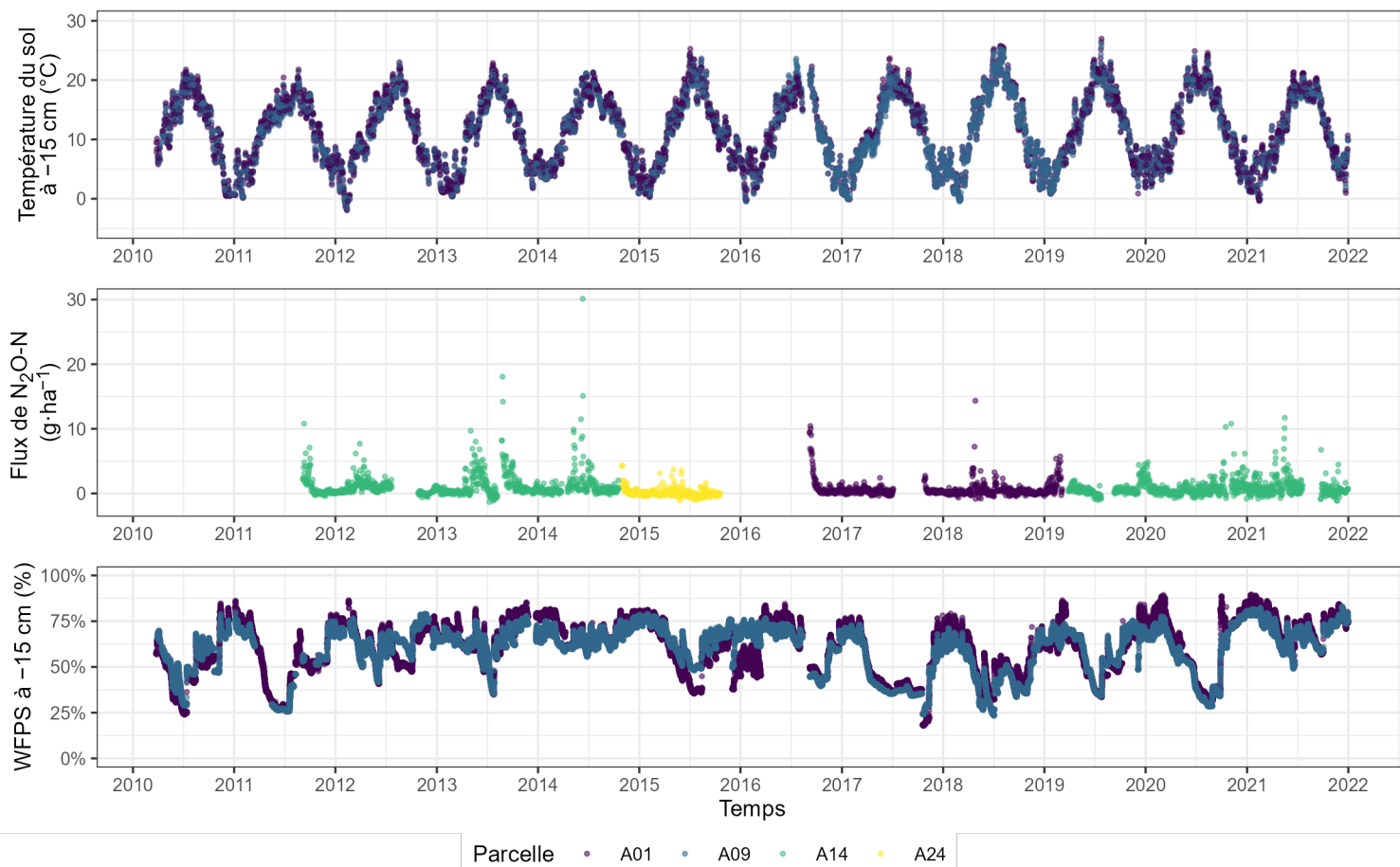
## **1. Flux de N<sub>2</sub>O, WFPS et température du sol mesurés sur les traitements expérimentaux**



**FIGURE 8.1** – Flux de  $N_2O$ , WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement RT.



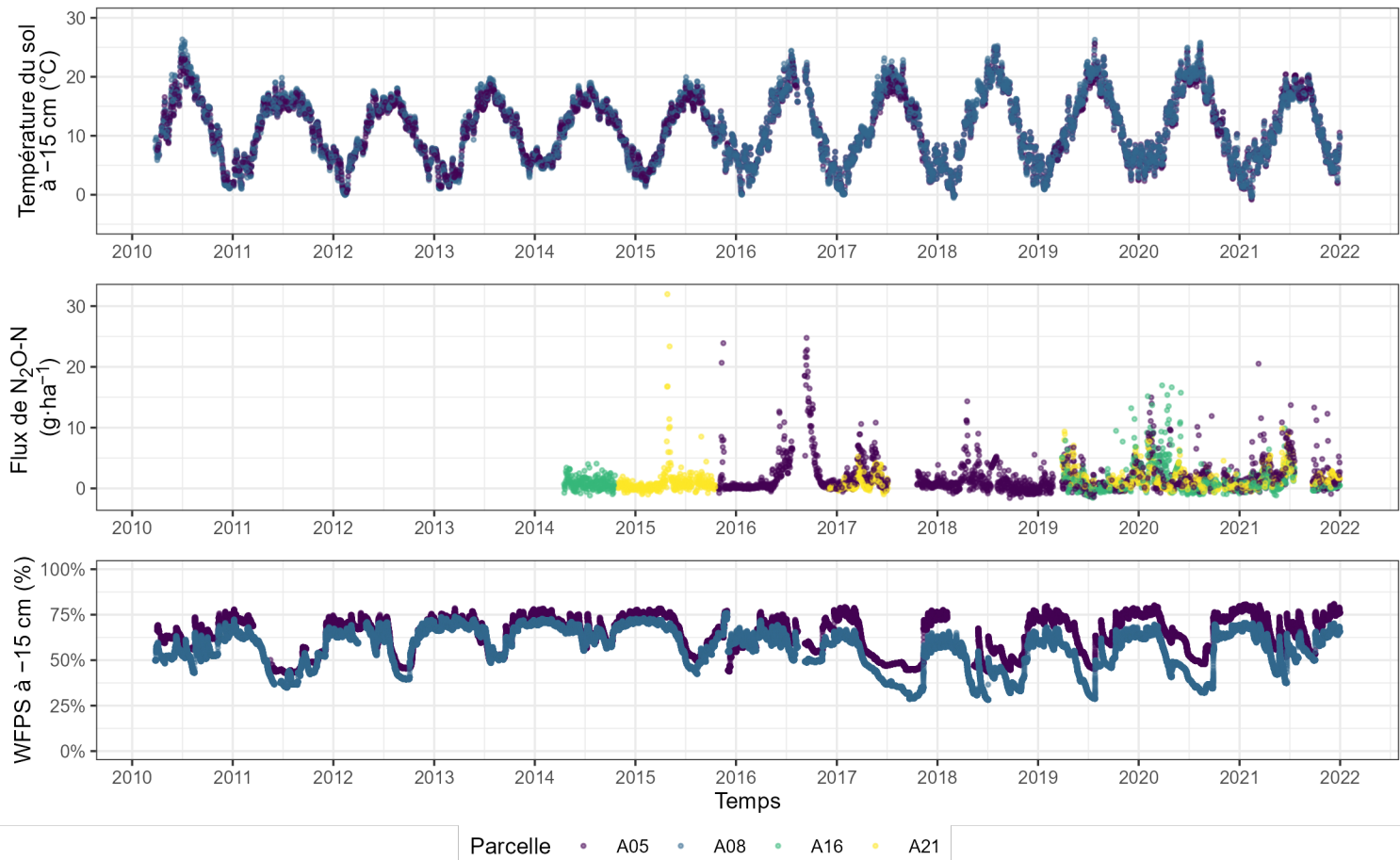
**FIGURE 8.2** – Flux de N<sub>2</sub>O, WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement RT-RR.



**FIGURE 8.3** – Flux de N<sub>2</sub>O, WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement RN.

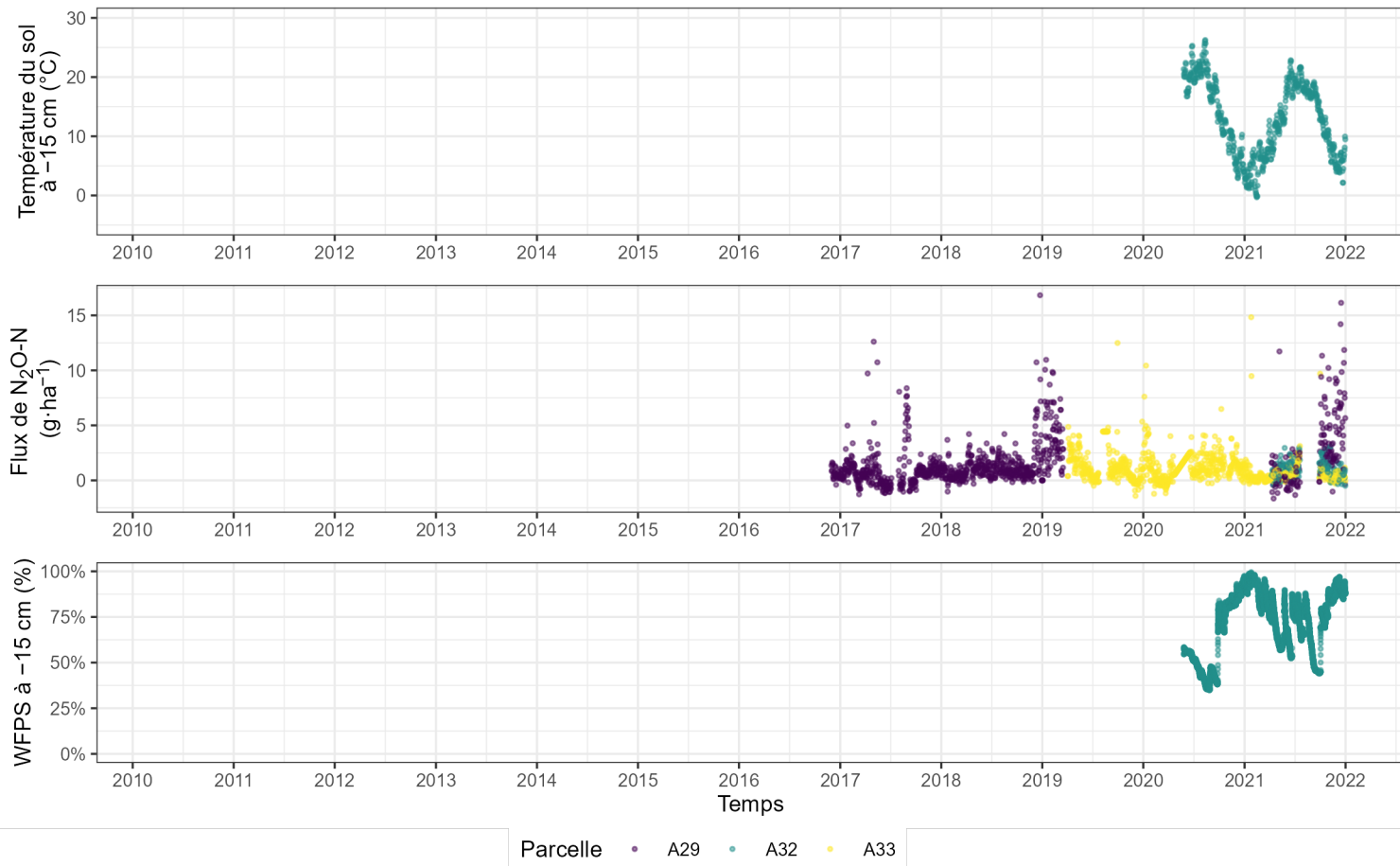


**FIGURE 8.4** – Flux de  $\text{N}_2\text{O}$ , WFPS et température du sol à –15 cm mesurés dans les parcelles du traitement RN-LEG.

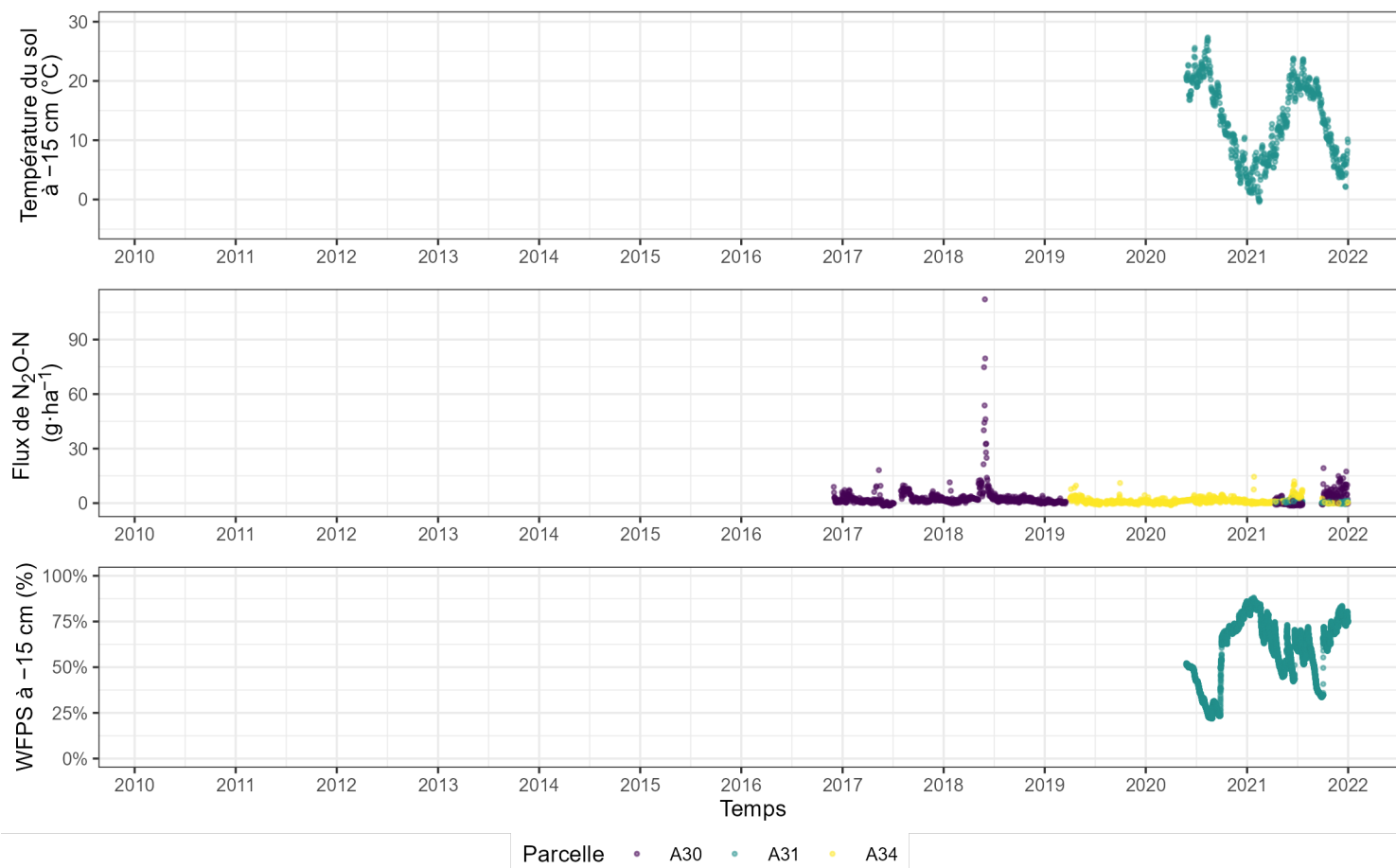


**FIGURE 8.5** – Flux de N<sub>2</sub>O, WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement RR-PER.





**FIGURE 8.6** – Flux de  $\text{N}_2\text{O}$ , WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement ORG.



**FIGURE 8.7** – Flux de  $N_2O$ , WFPS et température du sol à -15 cm mesurés dans les parcelles du traitement ORG-LEG.

## 2. Variations et extensions de la comparaison RT vs RT-RR

### 2.1. RT vs RT-RR avec transformation de la variable prédite

Les résidus du modèle linéaire mixte du Chapitre 4 ne satisfont pas tout à fait les hypothèses de normalité et d'homoscédasticité. Par mesure de sécurité, une transformation de la variable prédite conduisant au respect des hypothèses a été testée pour vérifier si les conclusions restaient inchangées. La méthode de transformation doit pouvoir s'accomoder de valeurs négatives et de valeurs égales à 0 tout en étant compatible avec le package `emmeans` utilisé pour l'analyse. La transformation Box-Cox avec valeurs négative autorisées est implémentée dans le package `emmeans`. Les paramètres de la transformation sont estimés avec la fonction `car::powerTransform` avec l'argument `family = "bcnPower"`. Cette transformation consiste à d'abord estimer les paramètres  $\alpha$  et  $\beta$  à partir de l'échantillon. L'estimation est réalisée avec l'approche du maximum de vraisemblance pour sélectionner une transformation distribuant les valeurs selon un loi normale tout en stabilisant la variance (Fox & Weisberg, 2019).

Chaque valeur  $y$  de l'échantillon est transformée en une valeur  $v$  en utilisant l'Équation 8.1 puis l'Équation 8.2 :

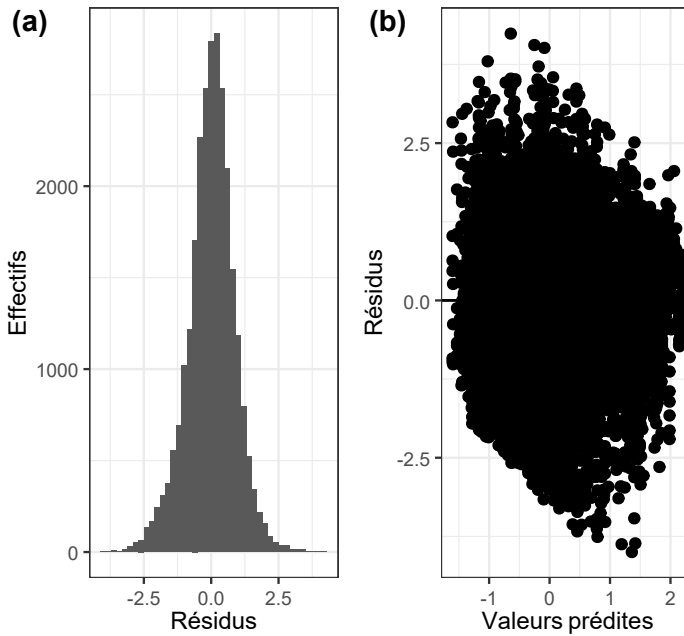
$$z = 0.5 \times \left( y + \sqrt{y^2 + \beta^2} \right) \quad (8.1)$$

$$v = \begin{cases} \frac{z^\alpha - 1}{\alpha} & \text{si } \alpha \neq 0 \\ \log(z) & \text{si } \alpha = 0 \end{cases} \quad (8.2)$$

Cette échelle transformée est utilisée pour réaliser les tests de comparaison de moyennes. Une conversion vers l'échelle originale est réalisée pour comparer les moyennes marginales estimées avec les moyennes des échantillons par traitement.

La transformation permet d'obtenir un modèle dont les résidus satisfont incontestablement les hypothèses de normalité (Figure 8.8 a) et d'homoscédasticité (Figure 8.8 b).

Le test d'égalité des moyennes ne permet pas de rejeter l'hypothèse nulle ( $p = 0,385$ ) et l'intervalle de confiance à 95 % autour de la différence des moyennes  $[-0,057; 0,148]$ , échelle transformée) contient la valeur 0. La conclusion est identique à celle obtenue sans transformation de la variable. Convertit dans l'échelle d'origine, l'écart entre les deux moyennes marginales estimées est  $RT - (RT-RR) = 0,05 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  avec un intervalle de confiance à 95 % de  $[-0,062; 0,161] \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ . La différence estimée est proche, en valeur absolue, de celle obtenue avec les valeurs non transformées. En revanche elle a le signe opposé et son intervalle de confiance est plus étroit. Ces éléments appuient le fait de considérer comme équivalentes les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  moyennes des traitements RT et RT-RR.



**FIGURE 8.8** – Diagnostic des résidus du modèle linéaire mixte élaboré sur la variable transformée

Les moyennes marginales estimées pour le modèle élaboré avec les valeurs transformées sont plus faibles que celles obtenues avec l'échantillon :  $1,28 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  pour RT et  $1,21 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  pour RT-RR. Ceci n'est pas un problème en soit et peut être lié à une correction du déséquilibre entre les effectifs de l'échantillon de chaque traitement.

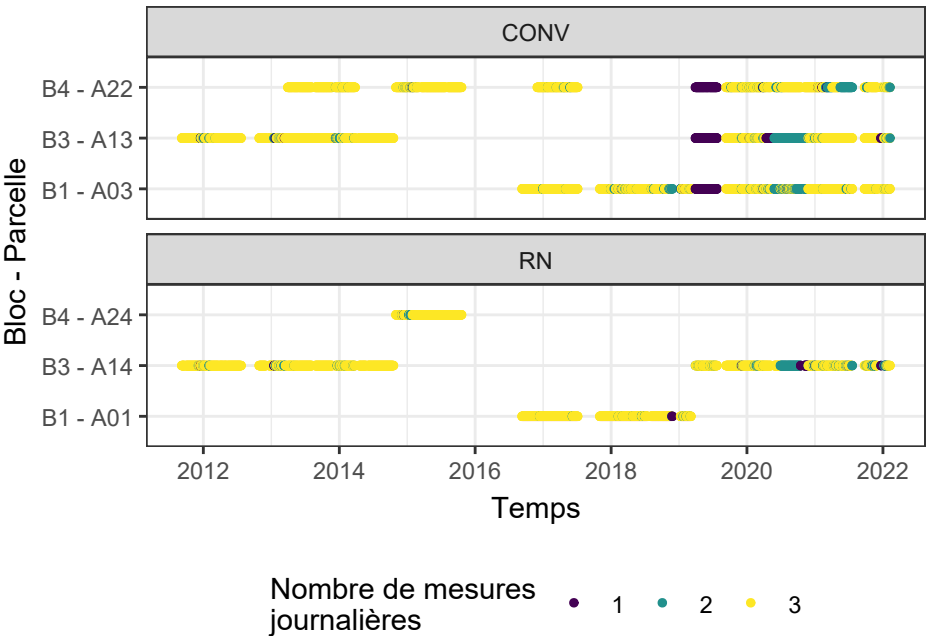
## 2.2. Comparaison des traitements CONV et RN

Nous concluons que la différence entre les moyennes des traitements RT et RT-RR ne conduit pas à une différence significative dans les émissions de N<sub>2</sub>O. Néanmoins, cela n'est pas suffisant pour considérer les moyennes des traitements RT et RT-RR comme étant égales. Pour cela, il est nécessaire de définir une région d'indifférence. Les bornes de cette région sont définies arbitrairement. Dans le cadre de cette étude, elles s'appuient sur une différence de moyenne considérée comme significative pour l'essai ACBB observée en comparant les traitements CONV et RN avec la même méthode employée pour comparer RT et RT-RR. La Table 8.1 rassemble les statistiques descriptives des échantillons de mesure de N<sub>2</sub>O des traitements CONV et RN.

**TABLE 8.1** – Statistiques descriptives de l'échantillon de mesures de N<sub>2</sub>O des traitements CONV et RN. Minimum, moyenne, maximum et écart-type sont exprimés en g·ha<sup>-1</sup>·jour<sup>-1</sup> de N<sub>2</sub>O-N

Traitement	Effectif	Minimum	Moyenne	Maximum	Ecart-type
CONV	13 670	-1,93	1,95	104	3,96
RN	8 146	-1,96	0,799	53,6	1,85

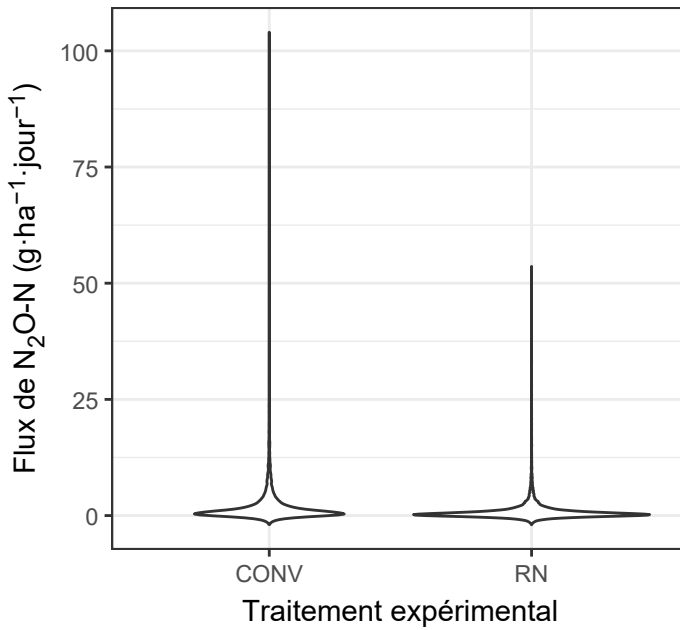
La Figure 8.9 représente l'évolution de l'effort d'échantillonnage des traitements CONV et RN. La Figure 8.10 représente la distribution des valeurs des échantillons de flux de N<sub>2</sub>O des traitements CONV et RN.



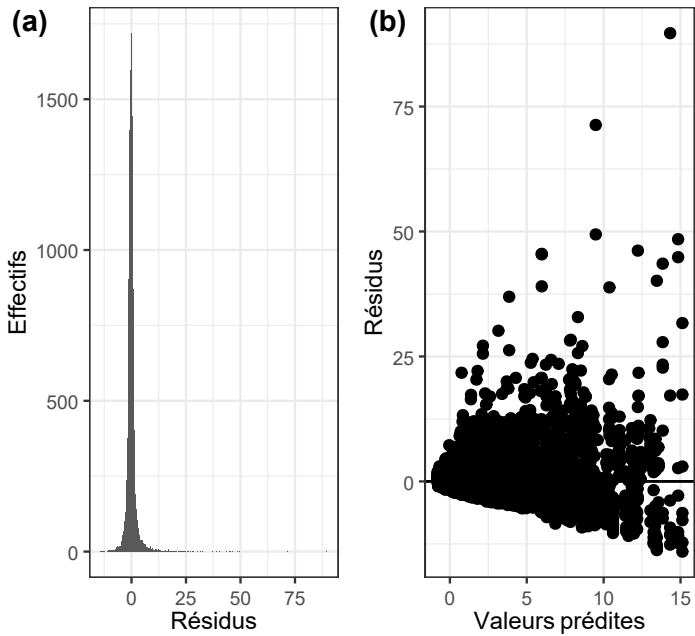
**FIGURE 8.9** – Échantillonnage des émissions de N<sub>2</sub>O et restitutions de biomasses entre les traitements expérimentaux CONV et RN.

Les résidus du modèle construit avec les traitements CONV et RN ont des propriétés similaires d'après la Figure 8.11.

L'estimation des moyennes marginales est présentée dans la Table 8.2.



**FIGURE 8.10** – Distribution des flux de  $\text{N}_2\text{O}$  mesurés sur les traitements expérimentaux CONV et RN



**FIGURE 8.11** – Diagnostic des résidus du modèle linéaire mixte

**TABLE 8.2** – Moyennes marginales estimées, leur écart-type et les bornes des intervalles de confiance à 95 % associés pour les traitements CONV et RN.

Traitement	Moyenne marginale estimée	Ecart-type	Borne inférieure	Borne supérieure
CONV	1,73	0,142	1,45	2,01
RN	0,811	0,161	0,496	1,13

La différence CONV - RN est significative ( $p < 0,0001$ ) et estimée à  $0,919 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$  de  $\text{N}_2\text{O-N}$ . L'intervalle de confiance à 95 % correspondant est  $[0,594; 1,24]$ . Pour considérer ces deux traitements comme n'étant pas équivalents, il faut définir un seuil d'équivalence maximum de  $0,594 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jour}^{-1}$ . Dans le cas contraire, bien que significative, la différence de moyenne serait jugée négligeable en pratique. Dans le cadre du dispositif expérimental, cette différence de flux est obtenue en mettant en œuvre le principal levier identifié dans la littérature pour réduire les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  : la réduction de la fertilisation. Ainsi, cette différence de moyenne entre CONV et RN représente une estimation de la différence significative, au risque de 5 %, maximale possible obtenue sur le dispositif expérimental.

### 3. Biochemical composition of crop residues returned

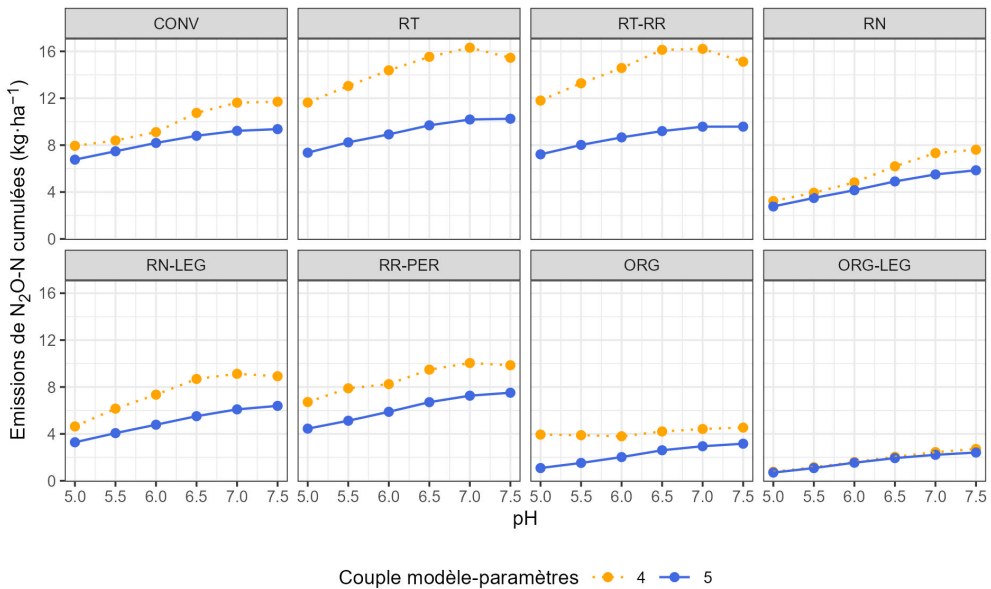
**Table 8.3** – Properties of the biomass returned (observed dry matter, carbon and nitrogen, kg·ha<sup>-1</sup>), average (avg) and standard deviation (sd) for the experimental treatment CONV. <sup>1</sup>denote the biomass return represented in the corresponding panel of Figure 5.2.

Fig. panel	Date	Plant	n	Dry matter - avg	Dry matter - sd	Carbon - avg	Carbon - sd	Nitrogen - avg	Nitrogen - sd	C:N - avg	C:N - sd
a	2012-12-12	Other	5	1.26×10 <sup>3</sup>	175	500	83.9	22.1	4.43	22.7	1.4
a	2013-08-11	Barley	5	6.63×10 <sup>3</sup>	821	2.92×10 <sup>3</sup>	337	33.1	8.44	91.2	14.2
a <sup>1</sup>	2013-11-27	Other	4	1.15×10 <sup>3</sup>	246	482	107	26.2	6.29	18.7	3.24
a <sup>1</sup>	2013-11-27	Oat	4	83.2	49.5	35.3	21.1	1.99	1.07	17.9	3.46
a	2014-10-23	Maize	5	9.89×10 <sup>3</sup>	464	4.55×10 <sup>3</sup>	220	86.3	15.1	53.8	7.96
b <sup>1</sup>	2015-08-01	Wheat	5	5.72×10 <sup>3</sup>	1.04×10 <sup>3</sup>	2.54×10 <sup>3</sup>	468	26.5	5.86	96.9	9.73
a	2015-11-30	White mustard	4	583	126	250	55.9	10.5	1.08	23.6	3.55
c <sup>1</sup>	2016-08-28	Spring pea	4	3.74×10 <sup>3</sup>	1.27×10 <sup>3</sup>	1.69×10 <sup>3</sup>	567	63.3	42.5	30.2	7.41
b	2018-07-17	Wheat	4	7.69×10 <sup>3</sup>	629	3.48×10 <sup>3</sup>	286	51	6.07	68.5	2.86
a	2019-08-01	Barley	4	4.7×10 <sup>3</sup>	539	2.12×10 <sup>3</sup>	242	34.9	2.99	60.8	5.16
d <sup>1</sup>	2019-12-04	White mustard	4	1.1×10 <sup>3</sup>	273	441	111	46.1	9.47	9.5	0.691
c	2020-10-22	Maize	4	7.91×10 <sup>3</sup>	503	3.71×10 <sup>3</sup>	239	61.6	4.97	60.4	5.57
c	2020-10-22	Other	4	1.33	2.37	0.526	0.937	0.0377	0.0673	NA	NA



## 4. Simulations d'un sol plus acide avec le modèle STICS

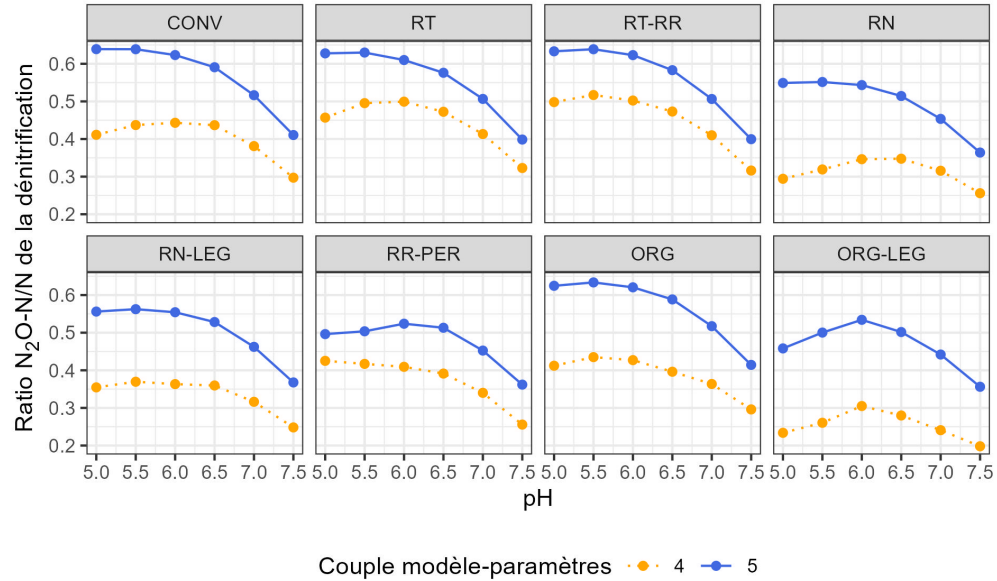
Les couples modèle-paramètres déterminés dans le Chapitre 5 sont utilisés pour réaliser des simulations d'émissions de  $N_2O$  pour des valeurs de pH comprises entre 5 et 7,5. Les résultats des simulations sont comparés selon le cumul des émissions de  $N_2O$  de la nitrification et de la dénitrification ainsi que la moyenne journalière du ratio entre la quantité d'azote émise sous forme de  $N_2O$  issue de la dénitrification et la quantité d'azote mobilisée par la dénitrification.



**FIGURE 8.12** – Simulations des émissions de  $N_2O$  cumulées entre mars 2009 et décembre 2021 à différents pH.

A l'échelle de la succession des cultures des systèmes simulés, entre mars 2009 et décembre 2021, les émissions de  $N_2O$  tendent à diminuer avec l'acidification malgré une augmentation du ratio  $N_2O/N$  de la dénitrification : une diminution du pH s'accompagne d'une diminution du flux moyen journalier de  $N_2O$  et des émissions de  $N_2O$  cumulées, pour tous les traitements et tous les couples modèle-paramètres. La quantité d'azote dénitrifié cumulée diminue avec le pH. Cette diminution est faible pour le couple modèle-paramètre 5 et importante pour le couple modèle-paramètre 4. Le ratio  $N_2O/N$  de la dénitrification tend à augmenter avec l'acidification, la dénitrification produit plus de  $N_2O$ . La dynamique de cette augmentation est variable entre traitements et couples modèle-paramètre. Les émissions de RT-RR ne se distinguent pas de celles de RT avec l'acidification suggérant que l'absence d'effet observé dans le Chapitre 5

est valide dans des situations au pH plus faible.

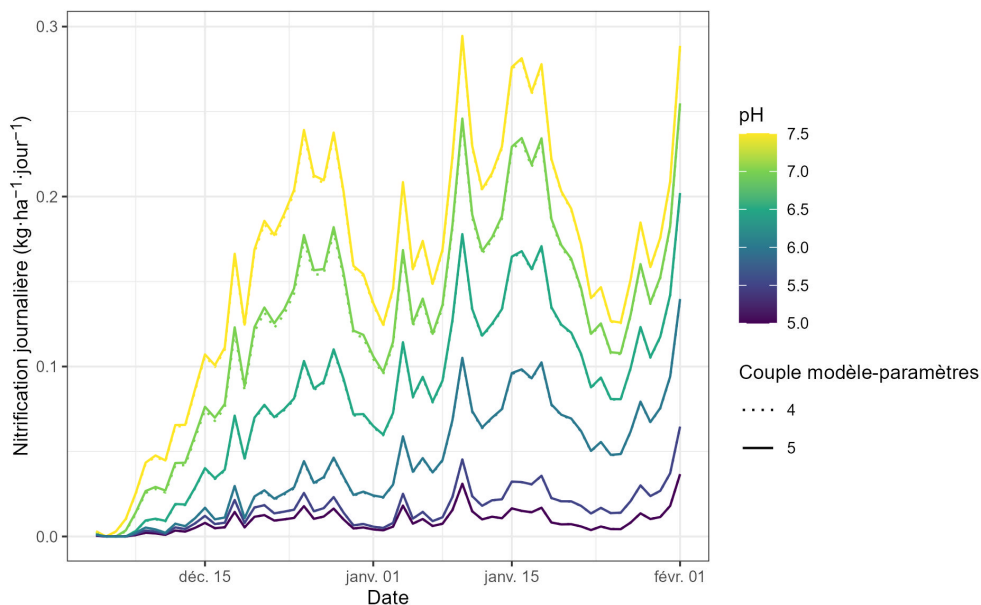


**FIGURE 8.13** – Simulations du ratio  $N_2O/N$  de la dénitrification à différents pH.

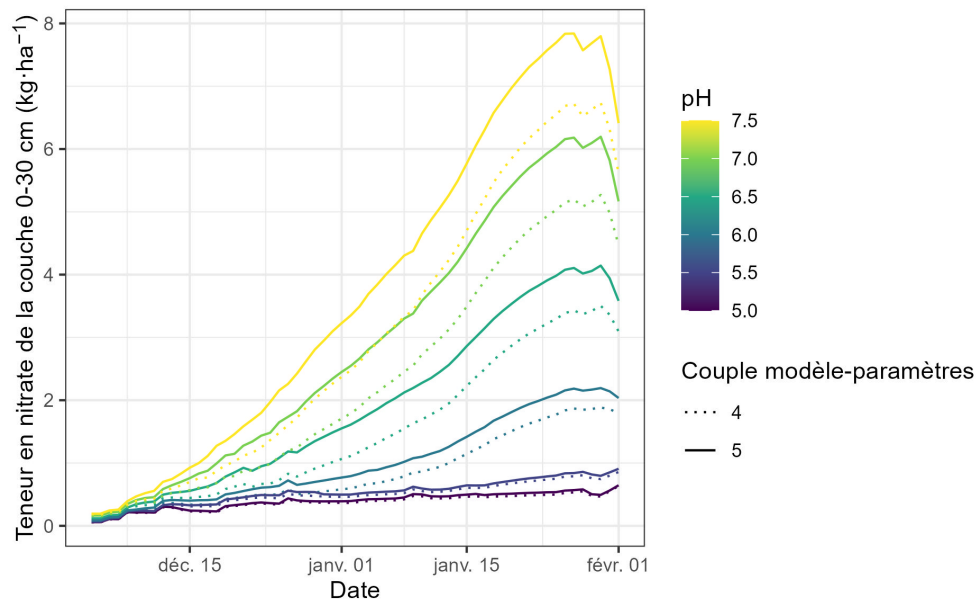
La tendance globale de l'acidification à réduire les émissions de  $N_2O$  se retrouve dans les 60 jours qui suivent la restitution de la moutarde du traitement CONV (Figure 8.14). Ceci peut paraître surprenant mais s'explique par un fort ralentissement de la nitrification avec l'acidification qui, de fait, diminue la présence de nitrate potentiellement utilisé pour la dénitrification (Figure 8.15). Ainsi, il est possible que des résultats similaires à ceux obtenus sur l'essai ACBB d'Estrées-Mons soient observés si la succession de culture et son itinéraire technique était employé sur des sols plus acides.

## 5. Simulations des émissions cumulées par traitement sur la période 2010-2021

De juillet 2010 à décembre 2021 pour les traitements CONV, RT, RT-RR, RN, et RN-LEG et de novembre 2015 à novembre/décembre 2021 pour les traitements RR-PER, ORG et ORG-LEG, il est possible de comparer les cumuls des émissions de  $N_2O$  obtenus à partir des modèles élaborés dans le Chapitre 3 et des simulations STICS du Chapitre 5. Les résultats des estimations des émissions de  $N_2O$  cumulées sont présentées dans Table 8.4 et ramenées sur une échelle commune dans Figure 8.16.



**FIGURE 8.14** – Quantité d’azote nitrifiée par jour après la restitution d’un couvert de moutarde du traitement CONV à différents niveaux de pH.



**FIGURE 8.15** – Nitrification journalière simulée après restitution d’un couvert de moutarde du traitement expérimental CONV à différents niveaux de pH.

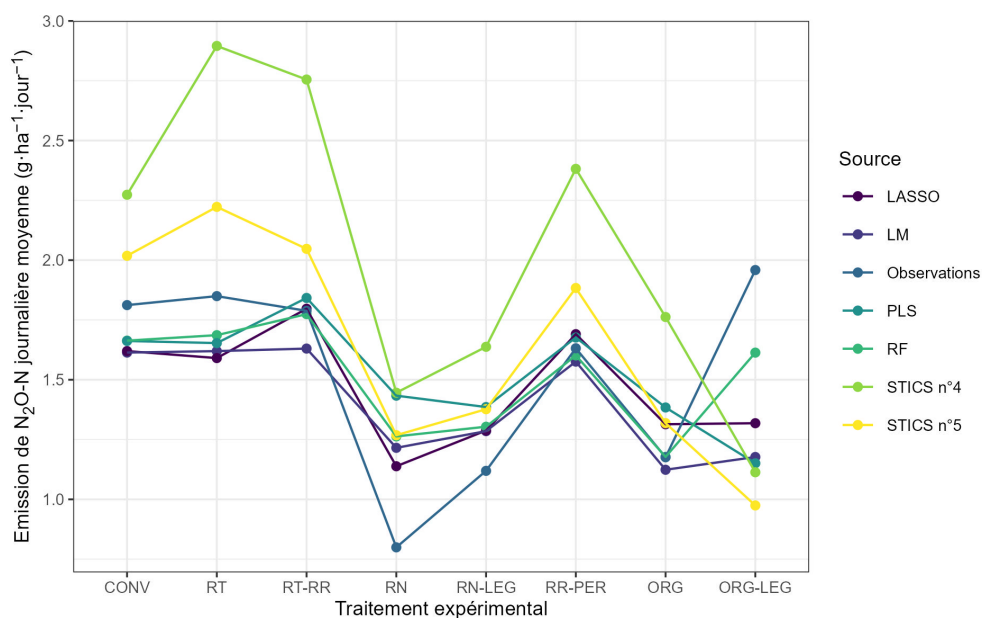
**TABLE 8.4** – Emissions de N<sub>2</sub>O-N (g·ha<sup>-1</sup>) estimées avec les modèles linéaire (LM), forêt aléatoire (RF), partial least squares (PLS), LASSO et STICS. moy = moyenne, et = écart-type, n°4 et n°5 correspondent aux couples model-paramètres du Chapitre 5.

Traitement expéri- mental	Début	Fin	LM (moy)	LM (et)	LASSO (moy)	LASSO (et)	RF (moy)	RF (et)	PLS (moy)	PLS (et)	STICS n°4	STICS n°5
CONV	2010- 07-19	2021- 12-06	6.71e+03	36.2	6.74e+03	112	6.92e+03	251	6.91e+03	147	9.45e+03	8.39e+03
RT	2010- 07-19	2021- 12-15	6.75e+03	52.3	6.63e+03	98.4	7.03e+03	135	6.89e+03	53.5	1.21e+04	9.26e+03
RT-RR	2010- 07-19	2021- 12-15	6.79e+03	61.3	7.49e+03	105	7.39e+03	332	7.68e+03	259	1.15e+04	8.53e+03
RN	2010- 07-19	2021- 12-06	5.05e+03	18	4.73e+03	202	5.25e+03	201	5.96e+03	17.5	6.01e+03	5.27e+03
RN- LEG	2010- 07-19	2021- 12-07	5.34e+03	42.3	5.36e+03	14.2	5.42e+03	218	5.76e+03	46	6.81e+03	5.73e+03
RR- PER	2015- 11-05	2021- 12-15	3.52e+03	42.5	3.77e+03	126	3.58e+03	205	3.74e+03	32.9	5.32e+03	4.2e+03
ORG	2015- 11-30	2021- 08-11	2.34e+03	14.2	2.73e+03	48.7	2.45e+03	32.8	2.88e+03	22.2	3.67e+03	2.74e+03
ORG- LEG	2015- 11-30	2021- 08-11	2.45e+03	13.9	2.74e+03	23.9	3.36e+03	24.4	2.4e+03	7.71	2.32e+03	2.03e+03

Les estimations des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  cumulées sont relativement similaires entre les méthodes. Les méthodes statistiques sont très homogènes avec des écarts entre méthodes, pour un même traitement, de quelques centaines de grammes de  $\text{N}_2\text{O}$ -N. L'écart est plus prononcé, de l'ordre du kilogramme de  $\text{N}_2\text{O}$ -N, entre les méthodes statistiques et les prédictions de STICS. Le couple modèle-paramètres STICS n°4 est le plus éloigné des autres méthodes. Les méthodes statistiques et STICS se différencient plus sur les traitements CONV et RT et sont très similaires sur les autres. De manière générale, STICS estime des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  plus importantes que les modèles statistiques. La forte différence entre les modèles STICS n°4 était attendue du fait des performances du modèle à la surestimation des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  (cf. Chapitre 5). Il est intéressant de remarquer que, malgré des approches radicalement différentes, les modèles proposent des estimations relativement similaires entre traitements ce qui renforce la confiance dans la robustesse des résultats.

La Figure 8.16 représente les émissions journalière moyennes obtenues à partir des différents modèles ainsi que les observations. Malgré la tendance du modèle STICS à surestimer les émissions, la convergence des modèles est très forte : les mêmes tendances sont observées pour la prédiction de l'effet des traitements. La seule exception est le traitement ORG-LEG pour lequel tous les modèles à l'exception de RF prédisent des émissions inférieures au traitement CONV, alors que les observations tendent à montrer que les émissions sont similaires. Cette propriété du modèle RF est intéressante car le modèle a utilisé les mêmes variables que LASSO et PLS par exemple. Tous les modèles, sous-estiment l'effet d'atténuation des émissions lié à la réduction de la fertilisation azotée. Il est intéressant de remarquer que, pour le traitement RN, les modèles simulent bien des émissions moins importantes que celles du traitement CONV, sans descendre aussi fortement que le suggèrent les observations. Pour le traitement ORG-LEG, la situation est inversée, les modèles tendent à sur-estimer l'atténuation.

Les écarts d'émissions au sein des couples (RN ; RN-LEG) et (ORG ; ORG-LEG) simulés par les modèles sont moins importants que ceux observés. L'augmentation des émissions en présence de légumineuses, par rapport à un système sans légumineuses et sans compensation de l'azote apporté par la fixation biologique a déjà été observé (Peyrard et al., 2016). Il n'est pas nécessairement liée à la fixation biologique de l'azote (Zhong et al., 2009), par ailleurs, l'IPCC a retiré la fixation biologique de l'azote du calcul des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  en raison du manque de preuves concernant la significativité de la contribution (Hergoualc'h et al., 2019). Rochette & Janzen (2005) suggèrent que les exsudats racinaire et la décomposition des résidus de légumineuses peuvent être à l'origine de cet écart mais aucune de ces études n'a identifié clairement les facteurs responsables de ces observations. L'effet des résidus a été pris en compte dans cette étude et pourtant l'écart persiste. De plus, le modèle STICS est capable de représenter l'augmentation des émissions en lien avec la présence des légumineuses pour le couple (RN : RN-LEG) mais pas pour le couple (ORG ; ORG-LEG). Cela questionne la prise en compte de l'influence des légumineuses dans les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ .



**FIGURE 8.16** – Emissions de N<sub>2</sub>O-N journalières moyennes estimées par les différents modèles statistiques et mécanistes

# References

- Abalos, D., Recous, S., Butterbach-Bahl, K., De Notaris, C., Rittl, T. F., Topp, C. F. E., Petersen, S. O., Hansen, S., Bleken, M. A., Rees, R. M., & Olesen, J. E. (2022). A Review and Meta-Analysis of Mitigation Measures for Nitrous Oxide Emissions from Crop Residues. *Science of The Total Environment*, 828, 154388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154388>
- Abalos, D., Rittl, T. F., Recous, S., Thiébeau, P., Topp, C. F. E., van Groenigen, K. J., Butterbach-Bahl, K., Thorman, R. E., Smith, K. E., Ahuja, I., Olesen, J. E., Bleken, M. A., Rees, R. M., & Hansen, S. (2022). Predicting Field N<sub>2</sub>O Emissions from Crop Residues Based on Their Biochemical Composition : A Meta-Analytical Approach. *Science of The Total Environment*, 812, 152532. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152532>
- Adouani, N., Limousy, L., Lendormi, T., & Sire, O. (2014). N<sub>2</sub>O and NO Emissions during Wastewater Denitrification Step : Influence of Temperature on the Biological Process. *Comptes Rendus. Chimie*, 18(1), 15-22. <https://doi.org/10.1016/j.crci.2014.11.005>
- Apley, D. W., & Zhu, J. (2020). Visualizing the Effects of Predictor Variables in Black Box Supervised Learning Models. *Journal of the Royal Statistical Society Series B : Statistical Methodology*, 82(4), 1059-1086. <https://doi.org/10.1111/rssb.12377>
- Autret, B., Mary, B., Strullu, L., Chlebowski, F., Mäder, P., Mayer, J., Olesen, J. E., & Beaudoin, N. (2020). Long-Term Modelling of Crop Yield, Nitrogen Losses and GHG Balance in Organic Cropping Systems. *Science of The Total Environment*, 710, 134597. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134597>
- Baggs, E. M., Rees, R. M., Smith, K. a., & Vinten, A. j. a. (2000). Nitrous Oxide Emission from Soils after Incorporating Crop Residues. *Soil Use and Management*, 16(2), 82-87. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2000.tb00179.x>
- Ball, B. C., Horgan, G. W., Clayton, H., & Parker, J. P. (1997). Spatial Variability of Nitrous Oxide Fluxes and Controlling Soil and Topographic Properties. *Journal of Environmental Quality*, 26(5), 1399-1409. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600050029x>
- Baral, K. R., Lærke, P. E., & Petersen, S. O. (2019). Nitrous Oxide Emissions from Cropping Systems Producing Biomass for Future Bio-Refineries. *Agriculture, Eco-*

- systems & Environment*, 283, 106576. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106576>
- Barton, L., Wolf, B., Rowlings, D., Scheer, C., Kiese, R., Grace, P., Stefanova, K., & Butterbach-Bahl, K. (2015). Sampling Frequency Affects Estimates of Annual Nitrous Oxide Fluxes. *Scientific Reports*, 5(1), 15912. <https://doi.org/10.1038/srep15912>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using Lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Beaudoin, N., Lecharpentier, P., Ripoche-Wachter, D., Strullu, L., Mary, B., Léonard, J., Launay, M., & Justes, É. (2023). *Stics Soil Crop Model Conceptual Framework, Equations and Uses*. Quae.
- Benoit, M., Garnier, J., & Billen, G. (2015). Temperature Dependence of Nitrous Oxide Production of a Luvisolic Soil in Batch Experiments. *Process Biochemistry*, 50(1), 79-85. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2014.10.013>
- Besson, S., Almeida, M. G., & Silveira, C. M. (2022). Nitrite Reduction in Bacteria : A Comprehensive View of Nitrite Reductases. *Coordination Chemistry Reviews*, 464, 214560. <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2022.214560>
- Bessou, C., Mary, B., Léonard, J., Roussel, M., Gréhan, E., & Gabrielle, B. (2010). Modelling Soil Compaction Impacts on Nitrous Oxide Emissions in Arable Fields. *European Journal of Soil Science*, 61(3), 348-363. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01243.x>
- Biecek, P. (2018). DALEX : Explainers for Complex Predictive Models in R. *Journal of Machine Learning Research*, 19(84), 1-5. <https://doi.org/10.48550/arXiv.1806.08915>
- Biecek, P., & Burzykowski, T. (2021). *Explanatory Model Analysis*. Chapman and Hall/CRC.
- Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2009). Crop Residue Removal Impacts on Soil Productivity and Environmental Quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28(3), 139-163. <https://doi.org/10.1080/07352680902776507>
- Bouwman, A. F., Boumans, L. J. M., & Batjes, N. H. (2002). Emissions of N<sub>2</sub>O and NO from Fertilized Fields : Summary of Available Measurement Data. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4), 6-1-6-13. <https://doi.org/10.1029/2001GB001811>
- Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM). (2004). *Carte Géologique 1/50 000 Vecteur Harmonisée de La Somme* [Cartes Géologiques].
- Burford, J. R., & Bremner, J. M. (1975). Relationships between the Denitrification Capacities of Soils and Total, Water-Soluble and Readily Decomposable Soil Organic Matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 7(6), 389-394. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(75\)90055-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(75)90055-3)
- Burgin, A. J., & Loecke, T. D. (2023). The Biogeochemical Redox Paradox : How Can We Make a Foundational Concept More Predictive of Biogeochemical State Changes ? *Biogeochemistry*, 164(2), 349-370. <https://doi.org/10.1007/s10533-023->



- 01036-9
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2013). Nitrous Oxide Emissions from Soils : How Well Do We Understand the Processes and Their Controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 368(1621), 20130122. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>
- Caranto, J. D., & Lancaster, K. M. (2017). Nitric Oxide Is an Obligate Bacterial Nitrification Intermediate Produced by Hydroxylamine Oxidoreductase. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(31), 8217-8222. <https://doi.org/10.1073/pnas.1704504114>
- Caranto, J. D., Vilbert, A. C., & Lancaster, K. M. (2016). Nitrosomonas Europaea Cytochrome P460 Is a Direct Link between Nitrification and Nitrous Oxide Emission. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(51), 14704-14709. <https://doi.org/10.1073/pnas.1611051113>
- Carlson, H. K., Lui, L. M., Price, M. N., Kazakov, A. E., Carr, A. V., Kuehl, J. V., Owens, T. K., Nielsen, T., Arkin, A. P., & Deutschbauer, A. M. (2020). Selective Carbon Sources Influence the End Products of Microbial Nitrate Respiration. *The ISME Journal*, 14(8), 2034-2045. <https://doi.org/10.1038/s41396-020-0666-7>
- Carter, M. S., Sørensen, P., Petersen, S. O., Ma, X., & Ambus, P. (2014). Effects of Green Manure Storage and Incorporation Methods on Nitrogen Release and N<sub>2</sub>O Emissions after Soil Application. *Biology and Fertility of Soils*, 50(8), 1233-1246. <https://doi.org/10.1007/s00374-014-0936-5>
- Castellano-Hinojosa, A., Le Cocq, K., Charteris, A. F., Abadie, M., Chadwick, D. R., Clark, I. M., González-López, J., Bedmar, E. J., & Cardenas, L. M. (2021). Relative Contributions of Bacteria and Fungi to Nitrous Oxide Emissions Following Nitrate Application in Soils Representing Different Land Uses. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 159, 105199. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2021.105199>
- Chadwick, D. R., Cardenas, L. M., Misselbrook, T. H., Smith, K. A., Rees, R. M., Watson, C. J., McGeough, K. L., Williams, J. R., Cloy, J. M., Thorman, R. E., & Dhanoa, M. S. (2014). Optimizing Chamber Methods for Measuring Nitrous Oxide Emissions from Plot-Based Agricultural Experiments. *European Journal of Soil Science*, 65(2), 295-307. <https://doi.org/10.1111/ejss.12117>
- Charteris, A. F., Chadwick, D. R., Thorman, R. E., Vallejo, A., De Klein, C. A. M., Rochette, P., & Cárdenas, L. M. (2020). Global Research Alliance N<sub>2</sub>O Chamber Methodology Guidelines : Recommendations for Deployment and Accounting for Sources of Variability. *Journal of Environmental Quality*, 49(5), 1092-1109. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20126>
- Chaves, B., Léonard, J., Ferchaud, F., Schmatz, R., Recous, S., & Giacomini, S. J. (2024). Modelling Decomposition of Crop Residue Mulches and the Associated N<sub>2</sub>O Emissions in a No-till System in Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 240, 106065. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106065>

- Chaves, B., Redin, M., Giacomini, S. J., Schmatz, R., Léonard, J., Ferchaud, F., & Recous, S. (2021). The Combination of Residue Quality, Residue Placement and Soil Mineral N Content Drives C and N Dynamics by Modifying N Availability to Microbial Decomposers. *Soil Biology and Biochemistry*, 163, 108434. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108434>
- Chen, H., Li, X., Hu, F., & Shi, W. (2013). Soil Nitrous Oxide Emissions Following Crop Residue Addition : A Meta-Analysis. *Global Change Biology*, 19(10), 2956-2964. <https://doi.org/10.1111/gcb.12274>
- Chen, J., & Strous, M. (2013). Denitrification and Aerobic Respiration, Hybrid Electron Transport Chains and Co-Evolution. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics*, 1827(2), 136-144. <https://doi.org/10.1016/j.bbambio.2012.10.002>
- Cherubin, M. R., Oliveira, D. M. da S., Feigl, B. J., Pimentel, L. G., Lisboa, I. P., Gmach, M. R., Varanda, L. L., Morais, M. C., Satiro, L. S., Popin, G. V., Paiva, S. R. de, Santos, A. K. B. dos, Vasconcelos, A. L. S. de, Melo, P. L. A. de, Cerri, C. E. P., Cerri, C. C., Cherubin, M. R., Oliveira, D. M. da S., Feigl, B. J., Pimentel, L. G., Lisboa, I. P., Gmach, M. R., Varanda, L. L., Morais, M. C., Satiro, L. S., Popin, G. V., Paiva, S. R. de, Santos, A. K. B. dos, Vasconcelos, A. L. S. de, Melo, P. L. A. de, Cerri, C. E. P., & Cerri, C. C. (2018). Crop Residue Harvest for Bioenergy Production and Its Implications on Soil Functioning and Plant Growth : A Review. *Scientia Agricola*, 75(3), 255-272. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2016-0459>
- Clay, D. E., Alverson, R., Johnson, J. M. F., Karlen, D. L., Clay, S. A., Wang, M. Q., Bruggeman, S., & Westhoff, S. (2019). Crop Residue Management Challenges : A Special Issue Overview. *Agronomy Journal*, 111(1), 1-3. <https://doi.org/10.2134/agronj2018.10.0657>
- Congreves, K. A., Brown, S. E., Németh, D. D., Dunfield, K. E., & Wagner-Riddle, C. (2017). Differences in Field-Scale N<sub>2</sub>O Flux Linked to Crop Residue Removal under Two Tillage Systems in Cold Climates. *GCB Bioenergy*, 9(4), 666-680. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12354>
- Coucheney, E., Buis, S., Launay, M., Constantin, J., Mary, B., García de Cortázar-Atauri, I., Ripoche, D., Beaudoin, N., Ruget, F., Andrianarisoa, K. S., Le Bas, C., Justes, E., & Léonard, J. (2015). Accuracy, Robustness and Behavior of the STICS Soil–Crop Model for Plant, Water and Nitrogen Outputs : Evaluation over a Wide Range of Agro-Environmental Conditions in France. *Environmental Modelling & Software*, 64, 177-190. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11.024>
- Cowan, N. J., Levy, P. E., Famulari, D., Anderson, M., Drewer, J., Carozzi, M., Reay, D. S., & Skiba, U. M. (2016). The Influence of Tillage on N<sub>2</sub>O Fluxes from an Intensively Managed Grazed Grassland in Scotland. *Biogeosciences*, 13(16), 4811-4821. <https://doi.org/10.5194/bg-13-4811-2016>
- Crutzen, P. J. (1970). The Influence of Nitrogen Oxides on the Atmospheric Ozone Content. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 96(408), 320-325. <https://doi.org/10.1002/qj.49709640815>

- Cui, P., Chen, Z., Fan, F., Yin, C., Song, A., Li, T., Zhang, H., & Liang, Y. (2023). Soil Texture Is an Easily Overlooked Factor Affecting the Temperature Sensitivity of N<sub>2</sub>O Emissions. *Science of The Total Environment*, 862, 160648. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160648>
- Davidson, E. A. (2009). The Contribution of Manure and Fertilizer Nitrogen to Atmospheric Nitrous Oxide since 1860. *Nature Geoscience*, 2(9), 659-662. <https://doi.org/10.1038/ngeo608>
- Del Grosso, S. J., Ogle, S. M., Nevison, C., Gurung, R., Parton, W. J., Wagner-Riddle, C., Smith, W., Winiwarter, W., Grant, B., Tenuta, M., Marx, E., Spencer, S., & Williams, S. (2022). A Gap in Nitrous Oxide Emission Reporting Complicates Long-Term Climate Mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(31), e2200354119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2200354119>
- Del Grosso, S. J., Parton, W. J., Mosier, A. R., Hartman, M. D., Brenner, J., Ojima, D. S., & Schimel, D. S. (2001). Simulated Interaction of Carbon Dynamics and Nitrogen Trace Gas Fluxes Using the DAYCENT Model. In M. J. Shaffer, L. Ma, & S. Hansen (Éds.), *Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management* (p. 303-332). Lewis Publishers.
- Del Grosso, S. J., Smith, W., Kraus, D., Massad, R. S., Vogeler, I., & Fuchs, K. (2020). Approaches and Concepts of Modelling Denitrification : Increased Process Understanding Using Observational Data Can Reduce Uncertainties. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 47, 37-45. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.07.003>
- Delannoy, D., Maury, O., & Décome, J. (2022). *CLIMATIK : Système d'information Pour Les Données Du Réseau Agroclimatique INRAE*. Recherche Data Gouv. <https://doi.org/10.57745/AJNXEN>
- Dietl, A., Ferousi, C., Maalcke, W. J., Menzel, A., de Vries, S., Keltjens, J. T., Jetten, M. S. M., Kartal, B., & Barends, T. R. M. (2015). The Inner Workings of the Hydrazine Synthase Multiprotein Complex. *Nature*, 527(7578), 394-397. <https://doi.org/10.1038/nature15517>
- Dlamini, J. C., Chadwick, D. R., Hawkins, J. M. B., Martinez, J., Scholefield, D., Ma, Y., & Cárdenas, L. M. (2020). Evaluating the Potential of Different Carbon Sources to Promote Denitrification. *The Journal of Agricultural Science*, 158(3), 194-205. <https://doi.org/10.1017/S0021859620000520>
- DNDC - *Scientific Basis and Processes - Version 9.5*. (2017). Institute for the Study of Earth, Oceans, and Space University of New Hampshire, Durham, NH 03824, USA.
- Dorau, K., Uteau, D., Hövels, M. P., Peth, S., & Mansfeldt, T. (2022). Soil Aeration and Redox Potential as Function of Pore Connectivity Unravelling by X-ray Microtomography Imaging. *European Journal of Soil Science*, 73(1), e13165. <https://doi.org/10.1111/ejss.13165>
- Dueri, S., Léonard, J., Chlebowski, F., Rosso, P., Berg-Mohnicke, M., Nendel, C., Eh-

- rhardt, F., & Martre, P. (2023). Sources of Uncertainty in Simulating Crop N<sub>2</sub>O Emissions under Contrasting Environmental Conditions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 340, 109619. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109619>
- Ehrhardt, F., Soussana, J.-F., Bellocchi, G., Grace, P., McAuliffe, R., Recous, S., Sándor, R., Smith, P., Snow, V., De Antoni Migliorati, M., Basso, B., Bhatia, A., Brilli, L., Doltra, J., Dorich, C. D., Doro, L., Fitton, N., Giacomini, S. J., Grant, B., Harrison, M. T., Jones, S. K., Kirschbaum, M. U. F., Klumpp, K., Laville, P., Léonard, J., Liebig, M., Lieffering, M., Martin, R., Massad, R. S., Meier, E., Merbold, L., Moore, A. D., Myrgiotis, V., Newton, P., Pattey, E., Rolinski, S., Sharp, J., Smith, W. N., Wu, L., & Zhang, Q. (2018). Assessing Uncertainties in Crop and Pasture Ensemble Model Simulations of Productivity and N<sub>2</sub>O Emissions. *Global Change Biology*, 24(2). <https://doi.org/10.1111/gcb.13965>
- Elliott, L. F., & Papendick, R. I. (1986). Crop Residue Management for Improved Soil Productivity. *Biological Agriculture & Horticulture*.
- Essich, L., Nkebiwe, P. M., Schneider, M., & Ruser, R. (2020). Is Crop Residue Removal to Reduce N<sub>2</sub>O Emissions Driven by Quality or Quantity? A Field Study and Meta-Analysis. *Agriculture*, 10(11), 546. <https://doi.org/10.3390/agriculture10110546>
- Ferchaud, F., Peyrard, C., Léonard, J., Gréhan, E., & Mary, B. (2020). Large Variations in N<sub>2</sub>O Fluxes from Bioenergy Crops According to Management Practices and Crop Type. *Atmosphere*, 11(6), 675. <https://doi.org/10.3390/atmos11060675>
- Fiorini, A., Maris, S. C., Abalos, D., Amaducci, S., & Tabaglio, V. (2020). Combining No-till with Rye (*Secale Cereale* L.) Cover Crop Mitigates Nitrous Oxide Emissions without Decreasing Yield. *Soil and Tillage Research*, 196, 104442. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104442>
- Fontaine, S., Abbadie, L., Aubert, M., Barot, S., Bloor, J. M. G., Derrien, D., Duchene, O., Gross, N., Henneron, L., Le Roux, X., Loeuille, N., Michel, J., Recous, S., Wipf, D., & Alvarez, G. (2024). Plant–Soil Synchrony in Nutrient Cycles : Learning from Ecosystems to Design Sustainable Agrosystems. *Global Change Biology*, 30(1), e17034. <https://doi.org/10.1111/gcb.17034>
- Forster, P., Storelvmo, T., Armour, K., Collins, W. D., Dufresne, J.-L., Frame, D., Lunt, D. J., Mauritsen, T., Palmer, M. D., Watanabe, M., Wild, M., & Zhang, H. (2021). The Earth’s Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, E. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou (Éds.), *Climate Change 2021 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (p. 923-1054). Cambridge University Press.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression* (3<sup>e</sup> éd.). Sage.
- France, A. (2024). ACBB - Agroécosystèmes, Cycles Bio-géochimiques et Biodiver-

- sité. In *AnaEE France*. <https://www.anaee-france.fr/service/acbb/>.
- Friedman, J., Tibshirani, R., & Hastie, T. (2010). Regularization Paths for Generalized Linear Models via Coordinate Descent. *Journal of Statistical Software*, 33(1), 1-22. <https://doi.org/10.18637/jss.v033.i01>
- Furon, A. C., Wagner-Riddle, C., Smith, C. R., & Warland, J. S. (2008). Wavelet Analysis of Wintertime and Spring Thaw CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O Fluxes from Agricultural Fields. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148(8), 1305-1317. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.03.006>
- Fuß, R., Ruth, B., Schilling, R., Scherb, H., & Munch, J. C. (2011). Pulse Emissions of N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from an Arable Field Depending on Fertilization and Tillage Practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144(1), 61-68. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.07.020>
- Gabbriellini, M., Allegrezza, M., Ragaglini, G., Manco, A., Vitale, L., & Perego, A. (2024). A Review of the Main Process-Based Approaches for Modeling N<sub>2</sub>O Emissions from Agricultural Soils. *Horticulturae*, 10(1), 98. <https://doi.org/10.3390/horticulturae10010098>
- Garnier, J., Casquin, A., Mercier, B., Martinez, A., Gréhan, E., Azougui, A., Bosc, S., Pomet, A., Billen, G., & Mary, B. (2024). Six Years of Nitrous Oxide Emissions from Temperate Cropping Systems under Real-Farm Rotational Management. *Agricultural and Forest Meteorology*, 354, 110085. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2024.110085>
- Ge, X., Xie, D., Mulder, J., & Duan, L. (2024). Reevaluating the Drivers of Fertilizer-Induced N<sub>2</sub>O Emission : Insights from Interpretable Machine Learning. *Environmental Science & Technology*, 58(35), 15672-15680. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c04574>
- Gilhespy, S. L., Anthony, S., Cardenas, L. M., Chadwick, D. R., del Prado, A., Li, C., Misselbrook, T., Rees, R. M., Salas, W., Sanz-Cobena, A., Smith, P., Tilston, E. L., Topp, C. F. E., Vetter, S., & Yeluripati, J. B. (2014). First 20 Years of DNDC (DeNitrification DeComposition) : Model Evolution. *Ecological Modelling*, 292, 51-62. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.09.004>
- Giltrap, D. L., Yeluripati, J., Smith, P., Fitton, N., Smith, W., Grant, B., Dorich, C. D., Deng, J., Topp, C. F., Abdalla, M., Liáng, L. L., & Snow, V. (2020). Global Research Alliance N<sub>2</sub>O Chamber Methodology Guidelines : Summary of Modeling Approaches. *Journal of Environmental Quality*, 49(5), 1168-1185. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20119>
- Govaerts, B., Fuentes, M., Mezzalama, M., Nicol, J. M., Deckers, J., Etchevers, J. D., Figueroa-Sandoval, B., & Sayre, K. D. (2007). Infiltration, Soil Moisture, Root Rot and Nematode Populations after 12 Years of Different Tillage, Residue and Crop Rotation Managements. *Soil and Tillage Research*, 94(1), 209-219. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.07.013>
- Grace, P. R., van der Weerden, T. J., Rowlings, D. W., Scheer, C., Brunk, C., Kiese, R.,

- Butterbach-Bahl, K., Rees, R. M., Robertson, G. P., & Skiba, U. M. (2020). Global Research Alliance N<sub>2</sub>O Chamber Methodology Guidelines : Considerations for Automated Flux Measurement. *Journal of Environmental Quality*, 49(5), 1126-1140. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20124>
- Groemping, U. (2006). Relative Importance for Linear Regression in R : The Package Relaimpo. *Journal of Statistical Software*, 17(1), 1-27. <https://doi.org/10.18637/jss.v017.i01>
- Groffman, P. M., Butterbach-Bahl, K., Fulweiler, R. W., Gold, A. J., Morse, J. L., Stander, E. K., Tague, C., Tonitto, C., & Vidon, P. (2009). Challenges to Incorporating Spatially and Temporally Explicit Phenomena (Hotspots and Hot Moments) in Denitrification Models. *Biogeochemistry*, 93(1-2), 49-77. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9277-5>
- Gu, J., Nicoullaud, B., Rochette, P., Grossel, A., Hénault, C., Cellier, P., & Richard, G. (2013). A Regional Experiment Suggests That Soil Texture Is a Major Control of N<sub>2</sub>O Emissions from Tile-Drained Winter Wheat Fields during the Fertilization Period. *Soil Biology and Biochemistry*, 60, 134-141. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.029>
- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., Bruni, E., Caliman, J.-P., Cardinael, R., Chen, S., Ciais, P., Desbois, D., Fouche, J., Frank, S., Hénault, C., Lugato, E., Naipal, V., Nesme, T., Obersteiner, M., Pellerin, S., Powlson, D. S., Rasse, D. P., Rees, F., Soussana, J.-F., Su, Y., Tian, H., Valin, H., & Zhou, F. (2021). Can N<sub>2</sub>O Emissions Offset the Benefits from Soil Organic Carbon Storage? *Global Change Biology*, 27(2), 237-256. <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>
- Hamrani, A., Akbarzadeh, A., & Madramootoo, C. A. (2020). Machine Learning for Predicting Greenhouse Gas Emissions from Agricultural Soils. *Science of The Total Environment*, 741, 140338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140338>
- HdF, C. I. (2023). SOERE ACBB Grandes Cultures d'Estrées-Mons. In *UMRT BioEcoAgro*. <https://www.bioecoagro.eu/fr/plateformes-et-outils/dispositifs-experimentaux-et-infrastructures-inrae/echelle-du-systeme-de-culture/soere-acbb-grandes-cultures-d-estrees-mons>.
- He, W., Smith, W. N., Grant, B. B., VanderZaag, A. C., Schwager, E. A., Qi, Z., Reynolds, D., & Wagner-Riddle, C. (2019). Understanding the Fertilizer Management Impacts on Water and Nitrogen Dynamics for a Corn Silage Tile-Drained System in Canada. *Journal of Environmental Quality*, 48(4), 1016-1028. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.11.0414>
- Heinen, M. (2006). Simplified Denitrification Models : Overview and Properties. *Geoderma*, 133(3-4), 444-463. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.06.010>
- Hénault, C., Bizouard, F., Laville, P., Gabrielle, B., Nicoullaud, B., Germon, J. C., & Cellier, P. (2005). Predicting in Situ Soil N<sub>2</sub>O Emission Using NOE Algorithm and Soil Database. *Global Change Biology*, 11(1), 115-127. <https://doi.org/10.1111/j>

- 1365-2486.2004.00879.x
- Hénault, C., Bourennane, H., Ayzac, A., Ratié, C., Saby, N. P. A., Cohan, J.-P., Eglin, T., & Gall, C. L. (2019). Management of Soil pH Promotes Nitrous Oxide Reduction and Thus Mitigates Soil Emissions of This Greenhouse Gas. *Scientific Reports*, 9(1), 20182. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56694-3>
- Hénault, C., & Germon, J. C. (2000). NEMIS, a Predictive Model of Denitrification on the Field Scale. *European Journal of Soil Science*, 51(2), 257-270. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00314.x>
- Hénault, C., Grossel, A., Mary, B., Roussel, M., & Léonard, J. (2012). Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils : A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. *Pedosphere*, 22(4), 426-433. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60029-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60029-0)
- Hergoualc'h, K., Akiyama, H., Bernoux, M., Chirinda, N., del Prado, A., Kasimir, Å., MacDonald, J. D., Ogle, S. M., Regina, K., & van der Weerden, T. J. (2019). Chapter 11 : N<sub>2</sub>O Emissions from Managed Soils, and CO<sub>2</sub> Emissions from Lime and Urea Application. In *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories : Vol. 4 : Agriculture, Forestry and Other Land Use* (p. 11.1-11.48). IPCC.
- Hernandez-Ramirez, G., Ruser, R., & Kim, D.-G. (2021). How Does Soil Compaction Alter Nitrous Oxide Fluxes? A Meta-Analysis. *Soil and Tillage Research*, 211, 105036. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105036>
- Hiel, M.-P., Chélin, M., Parvin, N., Barbieux, S., Degruné, F., Lemtiri, A., Colinet, G., Degré, A., Bodson, B., & Garré, S. (2016). Crop Residue Management in Arable Cropping Systems under a Temperate Climate. Part 2 : Soil Physical Properties and Crop Production. A Review. *Biotechnologie, Agronomie, Société Et Environnement/Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 20(1). <https://doi.org/10.25518/1780-4507.12986>
- Holtan-Hartwig, L., Dörsch, P., & Bakken, L. R. (2002). Low Temperature Control of Soil Denitrifying Communities : Kinetics of N<sub>2</sub>O Production and Reduction. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(11), 1797-1806. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00169-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00169-4)
- Holzworth, D. P., Huth, N. I., deVoil, P. G., Zurcher, E. J., Herrmann, N. I., McLean, G., Chenu, K., van Oosterom, E. J., Snow, V., Murphy, C., Moore, A. D., Brown, H. E., Whish, J. P. M., Verrall, S., Fainges, J., Bell, L. W., Peake, A. S., Poulton, P. L., Hochman, Z., Thorburn, P. J., Gaydon, D. S., Dalgliesh, N. P., Rodriguez, D., Cox, H., Chapman, S., Doherty, A., Teixeira, E., Sharp, J., Cichota, R., Vogeler, I., Li, F. Y., Wang, E., Hammer, G. L., Robertson, M. J., Dimes, J. P., Whitbread, A. M., Hunt, J., van Rees, H., McClelland, T., Carberry, P. S., Hargreaves, J. N. G., MacLeod, N., McDonald, C., Harsdorf, J., Wedgwood, S., & Keating, B. A. (2014). APSIM – Evolution towards a New Generation of Agricultural Systems Simulation. *Environmental Modelling & Software*, 62, 327-350. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.06.011>

1016/j.envsoft.2014.07.009

- Husson, O. (2013). Redox Potential (Eh) and pH as Drivers of Soil/Plant/Microorganism Systems : A Transdisciplinary Overview Pointing to Integrative Opportunities for Agronomy. *Plant and Soil*, 362(1), 389-417. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1429-7>
- Jansson, P.-E., & Moon, D. S. (2001). A Coupled Model of Water, Heat and Mass Transfer Using Object Orientation to Improve Flexibility and Functionality. *Environmental Modelling & Software*, 16(1), 37-46. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(00\)00062-1](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(00)00062-1)
- Janz, B., Havermann, F., Lashermes, G., Zuazo, P., Engelsberger, F., Torabi, S. M., & Butterbach-Bahl, K. (2022). Effects of Crop Residue Incorporation and Properties on Combined Soil Gaseous N<sub>2</sub>O, NO, and NH<sub>3</sub> Emissions—A Laboratory-Based Measurement Approach. *Science of The Total Environment*, 807, 151051. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151051>
- Jiang, R., Yang, J. Y., Drury, C. F., He, W., Smith, W. N., Grant, B. B., He, P., & Zhou, W. (2021). Assessing the Impacts of Diversified Crop Rotation Systems on Yields and Nitrous Oxide Emissions in Canada Using the DNDC Model. *Science of The Total Environment*, 759, 143433. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143433>
- Johnson, J. M.-F., Barbour, N. W., & Weyers, S. L. (2007). Chemical Composition of Crop Biomass Impacts Its Decomposition. *Soil Science Society of America Journal*, 71(1), 155-162. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0419>
- Johnson, S. G. (2008). *The NLOpt Nonlinear-Optimization Package* [Manual].
- Jones, D. R., Perttunen, C. D., & Stuckman, B. E. (1993). Lipschitzian Optimization without the Lipschitz Constant. *Journal of Optimization Theory and Applications*, 79(1), 157-181. <https://doi.org/10.1007/BF00941892>
- Joshi, D. R. R., Clay, D. E., Clay, S. A., Moriles-Miller, J., Daigh, A. L. M., Reicks, G., & Westhoff, S. (2022). Quantification and Machine Learning Based N<sub>2</sub>O-N and CO<sub>2</sub>-C Emissions Predictions from a Decomposing Rye Cover Crop. *Agronomy Journal*, 1-15. <https://doi.org/10.1002/agi2.21185>
- Justes, E., Mary, B., & Nicolardot, B. (2009). Quantifying and Modelling C and N Mineralization Kinetics of Catch Crop Residues in Soil : Parameterization of the Residue Decomposition Module of STICS Model for Mature and Non Mature Residues. *Plant and Soil*, 325(1), 171-185. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9966-4>
- Kanter, D. R., Wagner-Riddle, C., Groffman, P. M., Davidson, E. A., Galloway, J. N., Gourevitch, J. D., van Grinsven, H. J. M., Houlton, B. Z., Keeler, B. L., Ogle, S. M., Pearen, H., Rennert, K. J., Saifuddin, M., Sobota, D. J., & Wagner, G. (2021). Improving the Social Cost of Nitrous Oxide. *Nature Climate Change*, 11(12), 1008-1010. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01226-z>
- Kemmann, B., Wöhl, L., Fuß, R., Schrader, S., Well, R., & Ruf, T. (2021). N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O Mitigation Potential of Replacing Maize with the Perennial Biomass Crop *Silphium Perfoliatum*—An Incubation Study. *GCB Bioenergy*, 13(10), 1649-1665.



- <https://doi.org/10.1111/gcbb.12879>
- Kesenheimer, K., Pandeya, H. R., Müller, T., Buegger, F., & Ruser, R. (2019). Nitrous Oxide Emissions after Incorporation of Winter Oilseed Rape (*Brassica Napus* L.) Residues under Two Different Tillage Treatments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 182(1), 48-59. <https://doi.org/10.1002/jpln.201700507>
- Khalil, K., Mary, B., & Renault, P. (2004). Nitrous Oxide Production by Nitrification and Denitrification in Soil Aggregates as Affected by O<sub>2</sub> Concentration. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(4), 687-699. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.01.004>
- Khalil, K., Renault, P., Guérin, N., & Mary, B. (2005). Modelling Denitrification Including the Dynamics of Denitrifiers and Their Progressive Ability to Reduce Nitrous Oxide : Comparison with Batch Experiments. *European Journal of Soil Science*, 56(4), 491-504. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00681.x>
- Kim, K., Gil, J., Ostrom, N. E., Gandhi, H., Oerther, M. S., Kuzyakov, Y., Guber, A. K., & Kravchenko, A. N. (2022). Soil Pore Architecture and Rhizosphere Legacy Define N<sub>2</sub>O Production in Root Detritusphere. *Soil Biology and Biochemistry*, 166, 108565. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108565>
- Knowles, R. (1982). Denitrification. *Microbiological Reviews*, 46(1), 43-70. <https://doi.org/10.1128/mr.46.1.43-70.1982>
- Kravchenko, A. N., Toosi, E. R., Guber, A. K., Ostrom, N. E., Yu, J., Azeem, K., Rivers, M. L., & Robertson, G. P. (2017). Hotspots of Soil N<sub>2</sub>O Emission Enhanced through Water Absorption by Plant Residue. *Nature Geoscience*, 10(7), 496-500. <https://doi.org/10.1038/ngeo2963>
- Krishna, V. V., & Mkondiwa, M. (2023). Economics of Crop Residue Management. *Annual Review of Resource Economics*, 15(Volume 15, 2023), 19-39. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-101422-090019>
- Kuhn, M., & Wickham, H. (2020). *Tidymodels : A Collection of Packages for Modeling and Machine Learning Using Tidyverse Principles*. <https://www.tidymodels.org>.
- Kumar, K., & Goh, K. M. (1999). Crop Residues and Management Practices : Effects on Soil Quality, Soil Nitrogen Dynamics, Crop Yield, and Nitrogen Recovery. In D. L. Sparks (Éd.), *Advances in Agronomy* (1st edition, Vol. 68, p. 197-319). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60846-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60846-9)
- Kuypers, M. M. M., Marchant, H. K., & Kartal, B. (2018). The Microbial Nitrogen-Cycling Network. *Nature Reviews Microbiology*, 16(5), 263-276. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2018.9>
- Lal, R. (2005). World Crop Residues Production and Implications of Its Use as a Bio-fuel. *Environment International*, 31(4), 575-584. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.09.005>
- Lashermes, G., Recous, S., Alavoine, G., Janz, B., Butterbach-Bahl, K., Ernfors, M., & Laville, P. (2022). N<sub>2</sub>O Emissions from Decomposing Crop Residues Are Strongly Linked to Their Initial Soluble Fraction and Early C Mineralization. *Science of The*

- Total Environment*, 806, 150883. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150883>
- Lemtiri, A., Degruene, F., Barbieux, S., Hiel, M.-P., Chélin, M., Parvin, N., Vandenberg, M., Francis, F., & Colinet, G. (2016). Crop Residue Management in Arable Cropping Systems under Temperate Climate. Part 1 : Soil Biological and Chemical (Phosphorus and Nitrogen) Properties. A Review. *Biotechnologie, Agronomie, Société Et Environnement/Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 20, 236-244. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.13015>
- Lenhart, K., Behrendt, T., Greiner, S., Steinkamp, J., Well, R., Giesemann, A., & Keppler, F. (2019). Nitrous Oxide Effluxes from Plants as a Potentially Important Source to the Atmosphere. *New Phytologist*, 221(3), 1398-1408. <https://doi.org/10.1111/nph.15455>
- Lenth, R. V. (2025). *Emmeans : Estimated Marginal Means, Aka Least-Squares Means* [Manual].
- Li, Z., Reichel, R., Xu, Z., Vereecken, H., & Brüggemann, N. (2021). Return of Crop Residues to Arable Land Stimulates N<sub>2</sub>O Emission but Mitigates NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Leaching : A Meta-Analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 41(5), 66. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00715-x>
- Li, Z., Tang, Z., Song, Z., Chen, W., Tian, D., Tang, S., Wang, X., Wang, J., Liu, W., Wang, Y., Li, J., Jiang, L., Luo, Y., & Niu, S. (2022). Variations and Controlling Factors of Soil Denitrification Rate. *Global Change Biology*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1111/gcb.16066>
- Lin, M., & Begho, T. (2022). Crop Residue Burning in South Asia : A Review of the Scale, Effect, and Solutions with a Focus on Reducing Reactive Nitrogen Losses. *Journal of Environmental Management*, 314, 115104. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115104>
- Liu, S., Han, P., Hink, L., Prosser, J. I., Wagner, M., & Brüggemann, N. (2017). Abiotic Conversion of Extracellular NH<sub>2</sub>OH Contributes to N<sub>2</sub>O Emission during Ammonia Oxidation. *Environmental Science & Technology*, 51(22), 13122-13132. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02360>
- Lognoul, M. (2020). *N<sub>2</sub>O Exchanges by Three Agricultural Plots in Southern Belgium : Dynamics and Response to Meteorological Drivers and Agricultural Practices* [Thèse de doctorat]. Université de Liège.
- Lognoul, M., Debaq, A., De Ligne, A., Dumont, B., Manise, T., Bodson, B., Heinesch, B., & Aubinet, M. (2019). N<sub>2</sub>O Flux Short-Term Response to Temperature and Topsoil Disturbance in a Fertilized Crop : An Eddy Covariance Campaign. *Agricultural and Forest Meteorology*, 271, 193-206. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.02.033>
- Lycus, P., Soriano-Laguna, M. J., Kjos, M., Richardson, D. J., Gates, A. J., Milligan, D. A., Frostegård, Å., Bergaust, L., & Bakken, L. R. (2018). A Bet-Hedging Strategy for Denitrifying Bacteria Curtails Their Release of N<sub>2</sub>O. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(46), 11820-11825. <https://doi.org/10.1073/pnas.>

- 1805000115
- Maaz, T. M., Sapkota, T. B., Eagle, A. J., Kantar, M. B., Bruulsema, T. W., & Majumdar, K. (2021). Meta-analysis of Yield and Nitrous Oxide Outcomes for Nitrogen Management in Agriculture. *Global Change Biology*, 27(11), 2343-2360. <https://doi.org/10.1111/gcb.15588>
- Machet, J.-M., Dubrulle, P., Damay, N., Duval, R., Julien, J.-L., & Recous, S. (2017). A Dynamic Decision-Making Tool for Calculating the Optimal Rates of N Application for 40 Annual Crops While Minimising the Residual Level of Mineral N at Harvest. *Agronomy*, 7(4), 73. <https://doi.org/10.3390/agronomy7040073>
- Makowski, D., Piraux, F., & Brun, F. (2018). *De l'analyse Des Réseaux Expérimentaux à La Méta-Analyse*. Editions Quae.
- Makowski, D., Piraux, F., & Brun, F. (2019). *From Experimental Network to Meta-analysis : Methods and Applications with R for Agronomic and Environmental Sciences*. Quae.
- Mary, B., Ferchaud, F., Clivot, H., & Léonard, J. (2023). Carbon and Nitrogen Transformations in Soil and Balances. In *Stics Soil Crop Model Conceptual Framework, Equations and Uses*. Quae.
- Mathivanan, G. P., Eysholdt, M., Zinnbauer, M., Rösemann, C., & Fuß, R. (2021). New N<sub>2</sub>O Emission Factors for Crop Residues and Fertiliser Inputs to Agricultural Soils in Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 322, 107640. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107640>
- Mestries, E., Desanlis, M., Seassau, C., Moinard, J., Debaeke, P., & Dechamp-Guillaume, G. (2011). Impact de la conduite de culture sur les maladies du tournesol. *Innovations Agronomiques*, 14, 91. <https://doi.org/10.17180/pf6g-v726>
- Milne, A. E., Haskard, K. A., Webster, C. P., Truan, I. A., Goulding, K. W. T., & Lark, R. m. (2011). Wavelet Analysis of the Correlations between Soil Properties and Potential Nitrous Oxide Emission at Farm and Landscape Scales. *European Journal of Soil Science*, 62(3), 467-478. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01361.x>
- Milne, A. E., Haskard, K. A., Webster, C. P., Truan, I. A., Goulding, K. W. T., & Lark, R. M. (2013). Wavelet Analysis of the Variability of Nitrous Oxide Emissions from Soil at Decameter to Kilometer Scales. *Journal of Environmental Quality*, 42(4), 1070-1079. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0007>
- Mirzaei, M., Gorji Anari, M., Taghizadeh-Toosi, A., Zaman, M., Saronjic, N., Mohammed, S., Szabo, S., & Caballero-Calvo, A. (2022). Soil Nitrous Oxide Emissions Following Crop Residues Management in Corn-Wheat Rotation Under Conventional and No-Tillage Systems. *Air, Soil and Water Research*, 15, 11786221221128789. <https://doi.org/10.1177/11786221221128789>
- Molnar, C., Casalicchio, G., & Bischl, B. (2018). Iml : An R Package for Interpretable Machine Learning. *Journal of Open Source Software*, 3(26), 786. <https://doi.org/10.21105/joss.00786>
- Moore, A. D., Holzworth, D. P., Herrmann, N. I., Brown, H. E., de Voil, P. G., Snow,

- V. O., Zurcher, E. J., & Huth, N. I. (2014). Modelling the Manager : Representing Rule-Based Management in Farming Systems Simulation Models. *Environmental Modelling & Software*, 62, 399-410. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.09.001>
- Mothapo, N., Chen, H., Cubeta, M. A., Grossman, J. M., Fuller, F., & Shi, W. (2015). Phylogenetic, Taxonomic and Functional Diversity of Fungal Denitrifiers and Associated N<sub>2</sub>O Production Efficacy. *SOIL BIOLOGY & BIOCHEMISTRY*, 83, 160-175. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.001>
- Mujtaba, M., Fernandes Fraceto, L., Fazeli, M., Mukherjee, S., Savassa, S. M., Araujo de Medeiros, G., do Espírito Santo Pereira, A., Mancini, S. D., Lipponen, J., & Vilaplana, F. (2023). Lignocellulosic Biomass from Agricultural Waste to the Circular Economy : A Review with Focus on Biofuels, Biocomposites and Bioplastics. *Journal of Cleaner Production*, 402, 136815. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136815>
- Mutegi, J., Munkholm, L., Petersen, B., Hansen, E., & Petersen, S. (2010). Nitrous Oxide Emissions and Controls as Influenced by Tillage and Crop Residue Management Strategy. *SOIL BIOLOGY & BIOCHEMISTRY*, 42(10), 1701-1711. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.06.004>
- Myrgeiotis, V., Williams, M., Rees, R. M., Smith, K. E., Thorman, R. E., & Topp, C. F. E. (2016). Model Evaluation in Relation to Soil N<sub>2</sub>O Emissions : An Algorithmic Method Which Accounts for Variability in Measurements and Possible Time Lags. *Environmental Modelling & Software*, 84, 251-262. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.07.002>
- Nicolardot, B., Recous, S., & Mary, B. (2001). Simulation of C and N Mineralisation during Crop Residue Decomposition : A Simple Dynamic Model Based on the C :N Ratio of the Residues. *Plant and Soil*, 228(1), 83-103. <https://doi.org/10.1023/A:1004813801728>
- Niu, Y., Cai, Y., Chen, Z., Luo, J., Di, H. J., Yu, H., Zhu, A., & Ding, W. (2019). No-Tillage Did Not Increase Organic Carbon Storage but Stimulated N<sub>2</sub>O Emissions in an Intensively Cultivated Sandy Loam Soil : A Negative Climate Effect. *Soil and Tillage Research*, 195, 104419. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104419>
- Olesen, J. E., Rees, R. M., Recous, S., Bleken, M. A., Abalos, D., Ahuja, I., Butterbach-Bahl, K., Carozzi, M., De Notaris, C., Ernfors, M., Haas, E., Hansen, S., Janz, B., Lashermes, G., Massad, R. S., Petersen, S. O., Rittl, T. F., Scheer, C., Smith, K. E., Thiébeau, P., Taghizadeh-Toosi, A., Thorman, R. E., & Topp, C. F. E. (2023). Challenges of Accounting Nitrous Oxide Emissions from Agricultural Crop Residues. *Global Change Biology*, 29(24), 6846-6855. <https://doi.org/10.1111/gcb.16962>
- Ouerghi, I., Rousset, C., Bizouard, F., Brefort, H., Ubertosi, M., Arkoun, M., & Hénault, C. (2023). Hysteretic Response of N<sub>2</sub>O Reductase Activity to Soil pH Variations after Application of Lime to an Acidic Agricultural Soil. *Biology and Fertility of Soils*, 59(4), 473. <https://doi.org/10.1007/s00374-023-01717-5>
- Pan, D., Gelfand, I., Tao, L., Abraha, M., Sun, K., Guo, X., Chen, J., Robertson, G. P.,

- & Zondlo, M. A. (2022). A New Open-Path Eddy Covariance Method for Nitrous Oxide and Other Trace Gases That Minimizes Temperature Corrections. *Global Change Biology*, 28(4), 1446-1457. <https://doi.org/10.1111/gcb.15986>
- Panday, D., Saha, D., Lee, J., Jagadamma, S., Adotey, N., & Mengistu, A. (2022). Cover Crop Residue Influence on Soil N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> Emissions under Wetting-Drying Intensities : An Incubation Study. *European Journal of Soil Science*, 73(5), e13309. <https://doi.org/10.1111/ejss.13309>
- Perez-Garcia, O., Villas-Boas, S. G., Swift, S., Chandran, K., & Singhal, N. (2014). Clarifying the Regulation of NO/N<sub>2</sub>O Production in *Nitrosomonas Europaea* during Anoxic–Oxic Transition via Flux Balance Analysis of a Metabolic Network Model. *Water Research*, 60, 267-277. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.049>
- Peyrard, C., Ferchaud, F., Mary, B., Gréhan, E., & Léonard, J. (2017). Management Practices of Miscanthus × Giganteus Strongly Influence Soil Properties and N<sub>2</sub>O Emissions Over the Long Term. *BioEnergy Research*, 10(1), 208-224. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9796-1>
- Peyrard, C., Mary, B., Perrin, P., Véricel, G., Gréhan, E., Justes, E., & Léonard, J. (2016). N<sub>2</sub>O Emissions of Low Input Cropping Systems as Affected by Legume and Cover Crops Use. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 224, 145-156. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.028>
- Philibert, A., Loyce, C., & Makowski, D. (2012). Quantifying Uncertainties in N<sub>2</sub>O Emission Due to N Fertilizer Application in Cultivated Areas. *PLOS ONE*, 7(11), e50950. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0050950>
- Philibert, A., Loyce, C., & Makowski, D. (2013). Prediction of N<sub>2</sub>O Emission from Local Information with Random Forest. *Environmental Pollution*, 177, 156-163. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.019>
- Phillips, R., McMillan, A., Palmada, T., Dando, J., & Giltrap, D. L. (2015). Temperature Effects on N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> Denitrification End-Products for a New Zealand Pasture Soil. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 58(1), 89-95. <https://doi.org/10.1080/00288233.2014.969380>
- Pidello, A. (2003). Environmental Redox Potential and Redox Capacity Concepts Using a Simple Polarographic Experiment. *Journal of Chemical Education*, 80(1), 68. <https://doi.org/10.1021/ed080p68>
- Pidello, A. (2014). *Principes de chimie redox en écologie microbienne*. Quae.
- Pihlatie, M. K., Christiansen, J. R., Aaltonen, H., Korhonen, J. F. J., Nordbo, A., Rasilo, T., Benanti, G., Giebel, M., Helmy, M., Sheehy, J., Jones, S., Juszczak, R., Klefoth, R., Lobo-do-Vale, R., Rosa, A. P., Schreiber, P., Serça, D., Vicca, S., Wolf, B., & Pumpanen, J. (2013). Comparison of Static Chambers to Measure CH<sub>4</sub> Emissions from Soils. *Agricultural and Forest Meteorology*, 171–172, 124-136. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.11.008>
- Portmann, R. W., Daniel, J. S., & Ravishankara, A. R. (2012). Stratospheric Ozone Depletion Due to Nitrous Oxide : Influences of Other Gases. *Philosophical Tran-*

- sactions of the Royal Society B : Biological Sciences, 367(1593), 1256-1264. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0377>
- Prosdocimi, M., Tarolli, P., & Cerdà, A. (2016). Mulching Practices for Reducing Soil Water Erosion : A Review. *Earth-Science Reviews*, 161, 191-203. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.006>
- Pugesgaard, S., Petersen, S. O., Chirinda, N., & Olesen, J. E. (2017). Crop Residues as Driver for N<sub>2</sub>O Emissions from a Sandy Loam Soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 233, 45-54. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.11.007>
- Pulido-Moncada, M., Petersen, S. O., Clough, T. J., Munkholm, L. J., Squartini, A., Longo, M., Dal Ferro, N., & Morari, F. (2024). Soil Pore Network Effects on the Fate of Nitrous Oxide as Influenced by Soil Compaction, Depth and Water Potential. *Soil Biology and Biochemistry*, 197, 109536. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109536>
- R Core Team. (2021). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. <https://www.R-project.org/>.
- Rapson, T. D., & Dacres, H. (2014). Analytical Techniques for Measuring Nitrous Oxide. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 54, 65-74. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2013.11.004>
- Ravishankara, A. R., Daniel, J. S., & Portmann, R. W. (2009). Nitrous Oxide (N<sub>2</sub>O) : The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. *Science*, 326(5949), 123-125. <https://doi.org/10.1126/science.1176985>
- Recous, S., Giacomini, S. J., Thiébeau, P., Iqbal, A., Pinheiro, P., Schmatz, R., & Garnier, P. (2019, novembre). Les paillis de résidus de culture en systèmes sans travail du sol : Impacts sur le fonctionnement du sol et le devenir du carbone et de l'azote. *SESSION 3 · Matière Organique : caractérisation, minéralisation, modélisation*.
- Rees, R. M., Augustin, J., Alberti, G., Ball, B. C., Boeckx, P., Cantarel, A., Castaldi, S., Chirinda, N., Chojnicki, B., Giebel, M., Gordon, H., Grosz, B., Horvath, L., Juszczak, R., Kasimir Klemetsson, Å., Klemetsson, L., Medinets, S., Machon, A., Mapanda, F., Nyamangara, J., Olesen, J. E., Reay, D. S., Sanchez, L., Sanz Cobena, A., Smith, K. A., Sowerby, A., Sommer, M., Soussana, J.-F., Stenberg, M., Topp, C. F. E., van Cleemput, O., Vallejo, A., Watson, C. A., & Wuta, M. (2013). Nitrous Oxide Emissions from European Agriculture - an Analysis of Variability and Drivers of Emissions from Field Experiments. *Biogeosciences*, 10(4), 2671-2682. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2671-2013>
- Revell, L. E., Tummon, F., Salawitch, R. J., Stenke, A., & Peter, T. (2015). The Changing Ozone Depletion Potential of N<sub>2</sub>O in a Future Climate. *Geophysical Research Letters*, 42(22), 10, 047-010, 055. <https://doi.org/10.1002/2015GL065702>
- Rittl, T. F., Thiébeau, P., Recous, S., Rees, R. M., Abalos, D., Ahuja, I., Smith, K. E., Topp, C. F. E., Ernfors, M., Bleken, M. A., Thorman, R. E., Pappa, V., & Hansen, S. (2021). *Secondary Data of N<sub>2</sub>O Emissions Associated with the Return of Crop Residues from Field Studies*. <https://doi.org/10.1/DatabaseDiB.xlsx>

- Robinson, T. C., Latta, D. E., Notini, L., Schilling, K. E., & Scherer, M. M. (2021). Abiotic Reduction of Nitrite by Fe(II) : A Comparison of Rates and N<sub>2</sub>O Production. *Environmental Science : Processes & Impacts*, 23(10), 1531-1541. <https://doi.org/10.1039/D1EM00222H>
- Rochester, I. J. (2003). Estimating Nitrous Oxide Emissions from Flood-Irrigated Alkaline Grey Clays. *Soil Research*, 41(2), 197-206. <https://doi.org/10.1071/sr02068>
- Rochette, P., & Eriksen-Hamel, N. S. (2008). Chamber Measurements of Soil Nitrous Oxide Flux : Are Absolute Values Reliable ? *Soil Science Society of America Journal*, 72(2), 331-342. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0215>
- Rochette, P., & Janzen, H. H. (2005). Towards a Revised Coefficient for Estimating N<sub>2</sub>O Emissions from Legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 73(2), 171-179. <https://doi.org/10.1007/s10705-005-0357-9>
- Rohart, F., Gautier, B., Singh, A., & Lê Cao, K.-A. (2017). mixOmics : An R Package for 'omics Feature Selection and Multiple Data Integration. *PLoS computational biology*, 13(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1005752>
- Rüdiger, C., Western, A. W., Walker, J. P., Smith, A. B., Kalma, J. D., & Willgoose, G. R. (2010). Towards a General Equation for Frequency Domain Reflectometers. *Journal of Hydrology*, 383(3), 319-329. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.12.046>
- Ruser, R., & Schulz, R. (2015). The Effect of Nitrification Inhibitors on the Nitrous Oxide (N<sub>2</sub>O) Release from Agricultural Soils—a Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 178(2), 171-188. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400251>
- Saggar, S., Jha, N., Deslippe, J., Bolan, N. S., Luo, J., Giltrap, D. L., Kim, D.-G., Zaman, M., & Tillman, R. W. (2013). Denitrification and N<sub>2</sub>O :N<sub>2</sub> Production in Temperate Grasslands : Processes, Measurements, Modelling and Mitigating Negative Impacts. *Science of The Total Environment*, 465, 173-195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.050>
- Saggar, S., Tate, K. R., Giltrap, D. L., & Singh, J. (2008). Soil-Atmosphere Exchange of Nitrous Oxide and Methane in New Zealand Terrestrial Ecosystems and Their Mitigation Options : A Review. *Plant and Soil*, 309(1), 25-42. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9421-3>
- Saha, D., Basso, B., & Robertson, G. P. (2021). Machine Learning Improves Predictions of Agricultural Nitrous Oxide (N<sub>2</sub>O) Emissions from Intensively Managed Cropping Systems. *Environmental Research Letters*, 16(2), 024004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd2f3>
- Sapkota, A., Haghverdi, A., Avila, C. C. E., & Ying, S. C. (2020). Irrigation and Greenhouse Gas Emissions : A Review of Field-Based Studies. *Soil Systems*, 4(2), 20. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4020020>
- Schielzeth, H., Dingemanse, N. J., Nakagawa, S., Westneat, D. F., Allegate, H., Teplitsky, C., Réale, D., Dochtermann, N. A., Garamszegi, L. Z., & Araya-Ajoy, Y. G. (2020). Robustness of Linear Mixed-Effects Models to Violations of Distribu-

- tional Assumptions. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(9), 1141-1152. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13434>
- Schmatz, R., Recous, S., Adams Weiler, D., Elias Pilecco, G., Luiza Schu, A., Lago Giovelli, R., & Giacomini, S. J. (2020). How the Mass and Quality of Wheat and Vetch Mulches Affect Drivers of Soil N<sub>2</sub>O Emissions. *Geoderma*, 372, 114395. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114395>
- Seassau, C., Debaeke, P., Mestries, E., & Dechamp-Guillaume, G. (2010). Evaluation of Inoculation Methods to Reproduce Sunflower Premature Ripening Caused by *Phoma Macdonaldii*. *Plant Disease*, 94(12), 1398-1404. <https://doi.org/10.1094/PDIS-03-10-0180>
- Senbayram, M., Budai, A., Bol, R., Chadwick, D. R., Marton, L., Gündogan, R., & Wu, D. (2019). Soil NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Level and O<sub>2</sub> Availability Are Key Factors in Controlling N<sub>2</sub>O Reduction to N<sub>2</sub> Following Long-Term Liming of an Acidic Sandy Soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 132, 165-173. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.02.009>
- Senbayram, M., Chen, R., Budai, A., Bakken, L. R., & Dittert, K. (2012). N<sub>2</sub>O Emission and the N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O + N<sub>2</sub>) Product Ratio of Denitrification as Controlled by Available Carbon Substrates and Nitrate Concentrations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147, 4-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.022>
- Shakoor, A., Shahbaz, M., Farooq, T. H., Sahar, N. E., Shahzad, S. M., Altaf, M. M., & Ashraf, M. (2021). A Global Meta-Analysis of Greenhouse Gases Emission and Crop Yield under No-Tillage as Compared to Conventional Tillage. *Science of The Total Environment*, 750, 142299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142299>
- Shan, J., & Yan, X. (2013). Effects of Crop Residue Returning on Nitrous Oxide Emissions in Agricultural Soils. *Atmospheric Environment*, 71, 170-175. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.009>
- Shcherbak, I., Millar, N., & Robertson, G. P. (2014). Global Metaanalysis of the Non-linear Response of Soil Nitrous Oxide (N<sub>2</sub>O) Emissions to Fertilizer Nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(25), 9199-9204. <https://doi.org/10.1073/pnas.1322434111>
- Shurpali, N. J., Rannik, Ü., Jokinen, S., Lind, S., Biasi, C., Mammarella, I., Peltola, O., Pihlatie, M., Hyvönen, N., Rätty, M., Haapanala, S., Zahniser, M., Virkajärvi, P., Vesala, T., & Martikainen, P. J. (2016). Neglecting Diurnal Variations Leads to Uncertainties in Terrestrial Nitrous Oxide Emissions. *Scientific Reports*, 6(1), 25739. <https://doi.org/10.1038/srep25739>
- Smith, J., Gottschalk, P., Bellarby, J., Chapman, S., Lilly, A., Towers, W., Bell, J., Coleman, K., Nayak, D., Richards, M., Hillier, J., Flynn, H., Wattenbach, M., Aitkenhead, M., Yeluripati, J., Farmer, J., Milne, R., Thomson, A., Evans, C., Whitmore, A., Falloon, P., & Smith, P. (2010). Estimating Changes in Scottish Soil Carbon Stocks Using ECOSSE. I. Model Description and Uncertainties. *Climate Research*, 45, 179-192. <https://doi.org/10.3354/cr00899>



- SoilN. (s. d.). In *APSIM*. <https://www.apsim.info/documentation/model-documentation/soil-modules-documentation/soiln/>.
- Soler-Jofra, A., Pérez, J., & van Loosdrecht, M. C. M. (2021). Hydroxylamine and the Nitrogen Cycle : A Review. *Water Research*, 190, 116723. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116723>
- Sparacino-Watkins, C., Stolz, J. F., & Basu, P. (2014). Nitrate and Periplasmic Nitrate Reductases. *Chemical Society reviews*, 43(2), 676-706. <https://doi.org/10.1039/c3cs60249d>
- Surey, R., Schimpf, C. M., Sauheith, L., Mueller, C. W., Rummel, P. S., Dittert, K., Kaiser, K., Böttcher, J., & Mikutta, R. (2020). Potential Denitrification Stimulated by Water-Soluble Organic Carbon from Plant Residues during Initial Decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 147, 107841. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107841>
- Szopa, S., Naik, V., Adhikary, B., Artaxo, P., Berntsen, T., Collins, W. D., Fuzzi, S., Gallardo, L., Kiendler-Scharr, A., Klimont, Z., Liao, H., Unger, N., & Zanis, P. (2021). Short-Lived Climate Forcers. In V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou (Éds.), *Climate Change 2021 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (1<sup>re</sup> éd., p. 817-922). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- Tang, Y., Qiao, Y., Ma, Y., Huang, W., Komal, K., & Miao, S. (2024). Quantifying Greenhouse Gas Emissions in Agricultural Systems : A Comparative Analysis of Process Models. *Ecological Modelling*, 490, 110646. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110646>
- Tenuta, M., Amiro, B. D., Gao, X., Wagner-Riddle, C., & Gervais, M. (2019). Agricultural Management Practices and Environmental Drivers of Nitrous Oxide Emissions over a Decade for an Annual and an Annual-Perennial Crop Rotation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 276–277, 107636. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107636>
- Tian, H., Xu, R., Canadell, J. G., Thompson, R. L., Winiwarter, W., Suntharalingam, P., Davidson, E. A., Ciais, P., Jackson, R. B., Janssens-Maenhout, G., Prather, M. J., Regnier, P., Pan, N., Pan, S., Peters, G. P., Shi, H., Tubiello, F. N., Zaehle, S., Zhou, F., Arneeth, A., Battaglia, G., Berthet, S., Bopp, L., Bouwman, A. F., Buitenhuis, E. T., Chang, J., Chipperfield, M. P., Dangal, S. R. S., Dlugokencky, E., Elkins, J. W., Eyre, B. D., Fu, B., Hall, B., Ito, A., Joos, F., Krummel, P. B., Landolfi, A., Laruelle, G. G., Lauerwald, R., Li, W., Lienert, S., Maavara, T., MacLeod, M., Millet, D. B., Olin, S., Patra, P. K., Prinn, R. G., Raymond, P. A., Ruiz, D. J., van der Werf, G. R., Vuichard, N., Wang, J., Weiss, R. F., Wells, K. C., Wilson, C., Yang, J., & Yao, Y. (2020). A Comprehensive Quantification of Global Nitrous Oxide Sources and

- Sinks. *Nature*, 586(7828), 248-256. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2780-0>
- Timilsina, A., Neupane, P., Yao, J., Raseduzzaman, M., Bizimana, F., Pandey, B., Feyissa, A., Li, X., Dong, W., Yadav, R. K. P., Gomez-Casanovas, N., & Hu, C. (2024). Plants Mitigate Ecosystem Nitrous Oxide Emissions Primarily through Reductions in Soil Nitrate Content : Evidence from a Meta-Analysis. *Science of The Total Environment*, 949, 175115. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175115>
- Timilsina, A., Oenema, O., Luo, J., Wang, Y., Dong, W., Pandey, B., Bizimana, F., Zhang, Q., Zhang, C., Yadav, R. K. P., Li, X., Liu, X., Liu, B., & Hu, C. (2022). Plants Are a Natural Source of Nitrous Oxide Even in Field Conditions as Explained by 15N Site Preference. *Science of The Total Environment*, 805, 150262. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150262>
- Timilsina, A., Zhang, C., Pandey, B., Bizimana, F., Dong, W., & Hu, C. (2020). Potential Pathway of Nitrous Oxide Formation in Plants. *Frontiers in Plant Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.01177>
- Trost, B., Prochnow, A., Drastig, K., Meyer-Aurich, A., Ellmer, F., & Baumecker, M. (2013). Irrigation, Soil Organic Carbon and N<sub>2</sub>O Emissions. A Review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(4), 733-749. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0134-0>
- Turmel, M.-S., Speratti, A., Baudron, F., Verhulst, N., & Govaerts, B. (2015). Crop Residue Management and Soil Health : A Systems Analysis. *Agricultural Systems*, 134, 6-16. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.009>
- Valentin, C., Belleville, P., Darras, S., Ferchaud, F., Leonard, J., Mamy, L., Pernel, J., & Vitte, G. (2024). Réduction d'usage Des Phytosanitaires et Émissions de Gaz à Effet de Serre En Systèmes de Grande Culture Du Nord de La France (System-Eco+). *Innovations Agronomiques*, 98, 161-174. <https://doi.org/10.17180/ciag-2024-vol98-art11>
- Valkama, E., Tzemi, D., Esparza-Robles, U. R., Syp, A., O'Toole, A., & Maenhout, P. (2024). Effectiveness of Soil Management Strategies for Mitigation of N<sub>2</sub>O Emissions in European Arable Land : A Meta-Analysis. *European Journal of Soil Science*, 75(3), e13488. <https://doi.org/10.1111/ejss.13488>
- Van Breemen, N. (1987). Effects of Redox Processes on Soil Acidity. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 35(3), 271-279. <https://doi.org/10.18174/njas.v35i3.16724>
- Van Den Heuvel, R. N., Bakker, S. E., Jetten, M. S. M., & Hefting, M. M. (2011). Decreased N<sub>2</sub>O Reduction by Low Soil pH Causes High N<sub>2</sub>O Emissions in a Riparian Ecosystem. *Geobiology*, 9(3), 294-300. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4669.2011.00276.x>
- Van Groenigen, J. W., Velthof, G. L., Oenema, O., Van Groenigen, K. J., & Van Kessel, C. (2010). Towards an Agronomic Assessment of N<sub>2</sub>O Emissions : A Case Study for Arable Crops. *European Journal of Soil Science*, 61(6), 903-913. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01217.x>

- Venterea, R. T., Petersen, S. O., De Klein, C. A. M., Pedersen, A. R., Noble, A. D. L., Rees, R. M., Gamble, J. D., & Parkin, T. B. (2020). Global Research Alliance N<sub>2</sub>O Chamber Methodology Guidelines : Flux Calculations. *Journal of Environmental Quality*, 49(5), 1141-1155. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20118>
- Vezy, R., Buis, S., Lecharpentier, P., & Giner, M. (2024). *SticsRPacks : Easily Install and Load 'SticsRPacks' Packages* [Manual].
- Vieten, B., Conen, F., Seth, B., & Alewell, C. (2008). The Fate of N<sub>2</sub>O Consumed in Soils. *Biogeosciences*, 5(1), 129-132. <https://doi.org/10.5194/bg-5-129-2008>
- Wagner-Riddle, C., Congreves, K. A., Abalos, D., Berg, A. A., Brown, S. E., Ambadan, J. T., Gao, X., & Tenuta, M. (2017). Globally Important Nitrous Oxide Emissions from Croplands Induced by Freeze–Thaw Cycles. *Nature Geoscience*, 10(4), 279-283. <https://doi.org/10.1038/ngeo2907>
- Wang, C., He, T., Zhang, M., Zheng, C., Yang, L., & Yang, L. (2024). Review of the Mechanisms Involved in Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium and the Efficacies of These Mechanisms in the Environment. *Environmental Pollution*, 345, 123480. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123480>
- Wang, C., & Ruf, T. (2026). A Comprehensive Review of Approaches, Challenges, and Future Directions for Advancing Nitrous Oxide Emission Modeling. *Ecological Modelling*, 512, 111396. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2025.111396>
- Wang, J., Bogaen, H. R., Vereecken, H., & Brüggemann, N. (2018). Characterizing Redox Potential Effects on Greenhouse Gas Emissions Induced by Water-Level Changes. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 170152. <https://doi.org/10.2136/vzj2017.08.0152>
- Wang, R., Feng, Q., Liao, T., Zheng, X., Butterbach-Bahl, K., Zhang, W., & Jin, C. (2013). Effects of Nitrate Concentration on the Denitrification Potential of a Calcic Cambisol and Its Fractions of N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and NO. *Plant and Soil*, 363(1), 175-189. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1264-x>
- Wang, Y., Yao, Z., Zhan, Y., Zheng, X., Zhou, M., Yan, G., Wang, L., Werner, C., & Butterbach-Bahl, K. (2021). Potential Benefits of Liming to Acid Soils on Climate Change Mitigation and Food Security. *Global Change Biology*, 27(12), 2807-2821. <https://doi.org/10.1111/gcb.15607>
- Wang, Z., Vishwanathan, N., Kowaliczko, S., & Ishii, S. (2023). Clarifying Microbial Nitrous Oxide Reduction under Aerobic Conditions : Tolerant, Intolerant, and Sensitive. *Microbiology Spectrum*, 11(2), e04709-22. <https://doi.org/10.1128/spectrum.04709-22>
- Wickham, H. (2016). *Ggplot2 : Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., Takahashi, K., Vaughan, D., Wilke, C., Woo, K., & Yutani, H. (2019). Welcome to the

- tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- WRB, I. W. G. (2022). *World Reference Base for Soil Resources. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps*. (4<sup>e</sup> éd.). International Union of Soil Sciences (IUSS).
- Wright, M. N., & Ziegler, A. (2017). ranger : A Fast Implementation of Random Forests for High Dimensional Data in C++ and R. *Journal of Statistical Software*, 77(1), 1-17. <https://doi.org/10.18637/jss.v077.i01>
- Yang, J., Feng, L., Pi, S., Cui, D., Ma, F., Zhao, H., & Li, A. (2020). A Critical Review of Aerobic Denitrification : Insights into the Intracellular Electron Transfer. *Science of The Total Environment*, 731, 139080. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139080>
- Yuan, M., Greer, K. D., Nafziger, E. D., Villamil, M. B., & Pittelkow, C. M. (2018). Soil N<sub>2</sub>O Emissions as Affected by Long-Term Residue Removal and No-till Practices in Continuous Corn. *GCB Bioenergy*, 10(12), 972-985. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12564>
- Zentgraf, I., Holz, M., Monzón Díaz, O. R., Lück, M., Kramp, K., Pusch, V., Grahmann, K., & Hoffmann, M. (2025). How Scale Affects N<sub>2</sub>O Emissions in Heterogeneous Fields of a Diversified Agricultural Landscape. *Scientific Reports*, 15(1), 11013. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-95630-6>
- Zhang, B., Zhou, M., Zhu, B., Kemmann, B., Pfülb, L., Burkart, S., Liu, H., Butterbach-Bahl, K., & Well, R. (2023). Threshold-like Effect of Soil NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Concentrations on Denitrification Product N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub>) Ratio Is Mediated by Soil pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 187, 109213. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109213>
- Zhang, Y., Ma, M., Fang, H., Qin, D., Cheng, S., & Yuan, W. (2020). Impacts of Nitrogen Addition on Nitrous Oxide Emission : Comparison of Five Nitrous Oxide Modules or Algorithms. *Ecological Modelling*, 421, 108963. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.108963>
- Zhang, Z., & Furman, A. (2021). Soil Redox Dynamics under Dynamic Hydrologic Regimes - A Review. *Science of The Total Environment*, 763, 143026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143026>
- Zhong, Z., Lemke, R. L., & Nelson, L. M. (2009). Nitrous Oxide Emissions Associated with Nitrogen Fixation by Grain Legumes. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(11), 2283-2291. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.08.009>
- Zhou, W., Jones, D. L., Hu, R., Clark, I. M., & Chadwick, D. R. (2020). Crop Residue Carbon-to-Nitrogen Ratio Regulates Denitrifier N<sub>2</sub>O Production Post Flooding. *Biology and Fertility of Soils*, 56(6), 825-838. <https://doi.org/10.1007/s00374-020-01462-z>
- Zhou, Y., Suenaga, T., Qi, C., Riya, S., Hosomi, M., & Terada, A. (2021). Temperature and Oxygen Level Determine N<sub>2</sub>O Respiration Activities of Heterotrophic N<sub>2</sub>O-reducing Bacteria : Biokinetic Study. *Biotechnology and Bioengineering*, 118(3),

- 1330-1341. <https://doi.org/10.1002/bit.27654>
- Zhu-Barker, X., Cavazos, A. R., Ostrom, N. E., Horwath, W. R., & Glass, J. B. (2015). The Importance of Abiotic Reactions for Nitrous Oxide Production. *Biogeochemistry*, 126(3), 251-267. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0166-4>

