



HAL
open science

Typologie et fourniture azotée des sols volcaniques pour une amélioration de la fertilisation de la canne à sucre à la Réunion

Marion Ramos

► **To cite this version:**

Marion Ramos. Typologie et fourniture azotée des sols volcaniques pour une amélioration de la fertilisation de la canne à sucre à la Réunion. Sciences agricoles. Université de la Réunion, 2023. Français. NNT : 2023LARE0010 . tel-04842196

HAL Id: tel-04842196

<https://theses.hal.science/tel-04842196v1>

Submitted on 17 Dec 2024

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

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

THÈSE

pour obtenir le grade de

Docteur de l'Université de La Réunion

par

Marion Ramos

Typologie et fourniture azotée des sols volcaniques pour
une amélioration de la fertilisation de la canne à sucre à La
Réunion

Soutenue le 21 juin 2023 devant

Emmanuel Frossard	Pr – Dep. Of Environmental Systems Science, ETH Zürich	Président du jury
Tiphaine Chevalier	DR – Eco&Sols, IRD	Rapporteuse
Hugues Clivot	IR – FARE, Université de Reims Champagne-Ardenne	Examinateur
Virginie Parnaudeau	IR – SAS, INRAe	Examinatrice
Laurent Thuriès	DR – Recyclage et risque, Cirad	Directeur de thèse
Alain Albrecht	DR – Eco&Sols, IRD	Co-directeur de thèse
Antoine Versini	CR – Recyclage et risque, Cirad	Encadrant de thèse
Pierre Todoroff	DR – Aida, Cirad	Encadrant de thèse
Laurent Barau	Ing – Directeur adjoint, eRcane	Référent entreprise

Convention CIFRE # 2017/1560

Résumé

La productivité de la canne à sucre, culture dominante de La Réunion, est un critère essentiel de viabilité pour les exploitations agricoles autant que pour l'industrie sucrière. Levier majeur de cette productivité, la fertilisation azotée doit combler les besoins de la culture non couverts par le sol, sans carences ni excès, afin d'optimiser les rendements tout en minimisant les impacts environnementaux et sanitaires. Pour estimer des doses fertilisantes au plus juste des besoins de la plante, la quantification de la fourniture en azote par le sol et de l'efficacité d'utilisation de l'azote du fertilisant se révèle fondamentale. Etant donnée la forte sensibilité de ces paramètres au contexte pédo-climatique, leur quantification doit nécessairement tenir compte de la pédogénèse volcanique et tropicale des sols de l'île. Ainsi, l'objectif général de cette thèse était de revisiter les fondements scientifiques du « module azote » de l'outil d'aide à la fertilisation réunionnais, Serdaf. Cette revisite s'est axée sur (i) la proposition d'une typologie des sols volcaniques tropicaux de la Réunion, basée sur leur minéralogie et intérêt agronomique ; (ii) la quantification et la prédiction du taux de minéralisation de l'azote organique des sols volcaniques et tropicaux ; et (iii) la quantification de l'efficacité d'utilisation de l'azote issu de l'urée, en tenant compte de la variabilité culturale et pédo-climatique.

Dans un premier temps, une base de données spectrale dans le domaine du visible et du proche infrarouge (VNIR) de 3014 échantillons de sols a permis la construction d'une typologie par clustering non supervisé. Celle-ci a mis en évidence un gradient d'andosolisation grâce au continuum minéralogique des signatures spectrales de sols. Les 6 unités minéralogiques, constituées d'allophanes, halloysites, oxyhydroxydes de fer et d'aluminium, ont ensuite été affinées à partir des propriétés du sol pour aboutir à 7 unités. L'homogénéité de distribution de ces propriétés par unité de sol a permis de valider leur pertinence agronomique. Dans un deuxième temps, l'incubation en conditions contrôlées de 40 échantillons de sols a permis de mesurer le taux de minéralisation de l'azote. Ce taux a été prédit à partir de deux équations basées sur des fonctions de pédotransfert et d'une prédiction par spectroscopie VNIR. La minéralogie ainsi que les propriétés physico-chimiques des sols se sont révélées fondamentales dans l'explication des taux de minéralisation, probablement en modulant l'accessibilité de la matière organique aux micro-organismes. Dans un troisième temps, un réseau expérimental de 10 sites a permis de quantifier l'efficacité d'utilisation de l'azote issu de l'urée, par l'utilisation d'un traceur isotopique ^{15}N . Les résultats suggèrent que

la réponse de la canne à sucre à la fertilisation s'explique par la fourniture en azote par le sol. L'efficacité d'utilisation de l'azote par la plante, estimée à 38 %, semble être expliquée par les conditions climatiques et par le dynamisme de la culture. La diminution de la teneur en ^{15}N au cours du cycle de croissance suggère une translocation d'une partie de l'azote vers le compartiment racinaire accompagné de pertes d'azote par turnover racinaire. Finalement, ces résultats ont été intégrés dans un modèle de bilan azoté, adapté pour la culture de la canne à sucre. Les résultats suggèrent que la fourniture en azote par le sol est mal définie dans l'outil d'aide à la fertilisation actuel, Serdaf, en particulier pour les andosols. Enfin, les doses fertilisantes proposées par le bilan azoté semblent beaucoup plus variables par type de sol que celles proposées par Serdaf et sur une gamme de valeurs quatre fois plus importante. Ces avancées ouvrent la voie à une revisite du pilotage de la fertilisation azotée de la canne à sucre à la Réunion.

Mots clés : fertilisation azotée, typologie spectrale, minéralisation du sol, efficacité d'utilisation de l'azote, sols volcaniques, climat tropical, canne à sucre, La Réunion

Abstract

The productivity of sugarcane, the main crop in Reunion Island, is an essential criterion for the viability of both farms and the sugar industry. As a major driver of this productivity, nitrogen fertilization must meet the crop nitrogen requirements that are not supplied by the soil, without deficiencies or excesses, to optimize yields while minimizing the environmental and sanitary impacts. In order to estimate fertilizer doses as close as possible to the plant's needs, it is essential to quantify the soil nitrogen supply and the nitrogen use efficiency from fertilizer. Given the high sensitivity of these parameters to the pedo-climatic context, their quantification must necessarily consider the volcanic and tropical pedogenesis of the island's soils. Therefore, the general objective of this thesis was to revisit the scientific principles of the soil-specific nutrient management expert system for sugarcane fertilization in Reunion Island (Serdaf). This revision focused on (i) the proposal of a soil typology based on mineralogy and of agronomic interest ; (ii) the quantification and prediction of the organic nitrogen mineralization rate of volcanic and tropical soils ; and (iii) the quantification of the nitrogen use efficiency from urea, considering crop system and soil-climate variability.

In a first step, a VNIR spectral database of 3014 soil samples was used to build an unsupervised clustering typology. This typology revealed an andosolisation gradient thanks to the mineralogical continuum of the soil samples spectral signatures. The six mineralogical units, composed of allophanes, halloysites, iron and aluminum oxyhydroxides, were then refined by soil properties into seven units. The distribution homogeneity of these properties per soil unit confirmed their agronomic relevance. In a second step, incubation of 40 soil samples under controlled conditions was used to measure the rate of nitrogen mineralization. This rate was predicted from two equations based on pedotransfer functions and a prediction by VNIR spectroscopy. The mineralogy and physico-chemical properties of soils were fundamental in explaining mineralization rates, probably by modulating the organic matter accessibility to micro-organisms. In a third phase, an experimental network of 10 trials was used to quantify the nitrogen use efficiency from urea, using a ^{15}N isotope tracer. The results suggest that the response of sugarcane to fertilization is explained by the soil nitrogen supply. Thus, the nitrogen use efficiency by the plant, estimated at 38 %, seems to be explained by the climatic conditions and by the crop dynamism. Moreover, the decrease of the isotopic tracer during the growth cycle suggests a translocation of part of the nitrogen towards the root compartment accompanied by nitrogen losses by a root turnover. Finally, we integrated these

results into a nitrogen balance model, adapted for the sugarcane crop. The results suggest that soil nitrogen supply is poorly defined in the current calculation, especially for andosols. Finally, the fertilizer doses proposed by the nitrogen balance seem to be much more variable by soil type than those proposed by Serdaf and over a four-fold range of values. These findings open the way to a revision of the management of Nitrogen fertilization of sugarcane in Reunion Island.

Keywords: nitrogen fertilization, spectral typology, soil mineralization, nitrogen use efficiency, volcanic soils, tropical climate, sugarcane, Réunion Island

Remerciements

Cette thèse est le fruit d'un travail partenarial entre eRcane, les unités de recherche Aida et Recyclage et Risque du Cirad et l'IRD. Les personnes qui ont contribué à ce travail sont nombreuses, à l'image de la longueur de ces remerciements. Parce qu'il n'a pas toujours été aisé de répondre à toutes vos attentes, d'ores et déjà merci à tous pour votre indulgence.

Je souhaite en premier lieu remercier les membres du jury, qui ont accepté d'évaluer cette thèse. Merci à **Tiphaine Chevalier**, **Emmanuel Frossard**, **Virginie Parnaudeau** et **Hugues Clivot**.

A mon entreprise

Un immense merci à eRcane, l'entreprise qui m'a permis de mener cette thèse via le dispositif CIFRE. Je ne pouvais pas imaginer de meilleures conditions pour réaliser une thèse, tant sur les plans professionnel et financier qu'humain. Merci à **Bernard Siegmund** et **Laurent Barau** d'avoir cru en ce projet et de toujours avoir mis les feux au vert pour sa réalisation. Merci à **Laurent Barau**, **Daniel Marion**, et **Alizé Mansuy** d'avoir tous trois contribué à mon encadrement scientifique. Vous m'avez intégré au cœur des actions scientifiques, de développement et de transfert de l'entreprise, et de surcroît de la filière, c'était passionnant. Un grand merci à toute l'équipe d'eRcane pour votre accueil chaleureux, votre gentillesse et votre enthousiasme concernant mes recherches. Un grand merci à **Laurent Barau** qui m'a soutenu jusqu'aux Urgences de nuit au fin fond du Brésil. Un merci particulier à **Amélie Février** qui m'a pris sous son aile dès mon arrivée à l'aéroport et qui a largement contribué au bon déroulé expérimental de cette thèse. Merci pour ton amitié, ta rigueur au travail et ta disponibilité à mes nombreuses sollicitations.

A mon encadrement de thèse

Merci à **Alain Albrecht** et **Pierre Todoroff** de m'avoir fait confiance et de m'avoir proposé cette thèse alors que j'étais en stage de fin d'études à vos côtés. Merci **Pierre** pour les conditions de travail que tu m'as offertes en m'accueillant dans ton équipe. Puisque je l'entends encore dire « La roche volcanique ici c'est comme un vieux flan au chocolat tout sec, tout dur. Si on l'hydrate, la silice va partir, l'aluminium va rester et former des allophanes. », ou encore « Les allophanes, c'est comme du flan, les argiles c'est plutôt comme un mille-feuille. », un merci particulier à **Alain** pour la transmission toujours passionnée – et gourmande donc - de la pédologie. Merci à **Laurent Thuriès** de m'avoir fait confiance et

avoir accepté la direction de cette thèse. Merci pour ton soutien et ta bienveillance dans les moments difficiles. Merci à **Matthieu Bravin**, même si l'ambition initiale de travailler ensemble sur le phosphore n'a pas porté ses fruits, tu m'as consacré du temps et tu as toujours suivi mes travaux avec intérêt. Merci pour tes conseils. Enfin, j'adresse des remerciements sans mesure à **Antoine Versini**. Merci pour ta grande implication malgré tes nombreuses autres obligations, et ce sans discontinuer, malgré le creux de la vague. Merci pour ton encadrement qui a dépassé la science, pour ta bienveillance, ta compassion et ton amitié. Tu as été un pilier dans cette aventure et ma loyauté envers toi m'a poussé à donner le meilleur. Merci pour tout.

A mon comité de suivi de thèse

Merci à **Agnès Bégué**, **Thierry Morvan** et **Frédéric Fédér** d'avoir tenu ce rôle à cinq reprises. Merci pour votre écoute et votre implication. Votre regard et vos suggestions sur mes travaux m'ont systématiquement permis d'aller de l'avant.

A l'équipe de Saint-Pierre

Un grand merci à mes collègues du pôle ARTISTS pour ces 15 premiers mois de thèse passés à vos côtés. C'était un grand plaisir et beaucoup de confort de vous retrouver après mon stage de fin d'études. Merci à **Agnès Tendero**, la maman de l'équipe. Merci à **Mickael Mézino** pour ta gentillesse et pour tes précieux *tips* R. Merci à **Lionel le Mezo**, dompteur QGIS, pour ton aide précieuse au maniement dudit logiciel et pour ton humour douteux. Merci à **Raymond Nativel** pour ta gentillesse et pour m'avoir fait profiter de tes récoltes *la kour*. Merci à **Louis Paulin** pour ton aide sur le terrain, c'était un réel plaisir de partir en vadrouille avec toi. Merci à **Pierre Todoroff** pour ces délicates pâtisseries qui ont contribué à la cohésion d'équipe. Enfin, à la plus « drama » des *queen*, aussi sauvage que cette île, aussi attachante qu'une allophane et aussi drôle que sarcastique. Merci à mon binôme spectral, **Myriam Allo**, avec qui je partage définitivement l'amour des « sciences de comptoir » et de la pédologie de trottoir, pour ton partage de science et ton entrain.

A l'équipe de Saint-Denis

Merci à tous de m'avoir accueilli avec autant de gentillesse et de m'avoir intégré dans cette grande famille. Merci à **Charles Detaille**, **Géraud Moussard**, **Daniel Poultney**, **Antoine Versini**, **Laurent Thuriès**, **Matthieu Bravin**, **Cécile Nobile**, **Jean-Christophe Soulié**, **Sandrine Auzoux**, **Mathias Christina**, **Céline Laurent**, **Pauline Viaud**, **Aude**

Ripoche et **Christiane Rakotomalala** pour tous ces moments de détente et de sport. Merci à **Léa Chevalier**, La stagiaire. Quelle chance d’avoir travaillé avec toi pendant cette thèse, sur deux stages qui plus est ! Tu as été une vraie pépite, merci pour tout, même si ... « les calculs sont pas bons Kevin ». Un immense merci à **Didier Baret** et **Philippe Nirlo** pour tout le travail abattu sur le terrain et de retour au Cirad pour la gestion des échantillons, sans vous cela n’aurait pas été possible. Merci pour ces très bons moments passés avec vous, toujours dans la bonne humeur malgré la difficulté du terrain. Enfin, merci à toute l’équipe du laboratoire d’analyse des sols et en particulier à **Marion Collinet** et **Jocelyn Idmond** pour votre gentillesse et parce que sans vous non plus cette thèse n’existerait pas.

A mes amis

Merci à mes reines de copines : **Amélie, Fanny, Pauline, Mathilde, Claire** Hermione, **Claire** bouclettes et **Anna**. Merci au plus humain de tous les oiseaux, **Ismaël**. Merci à **Vincent, Nicolas, Jean-Serpentard, Elodie, Samuel** et **Matthieu** pour leur humour douteux. Merci pour tout ce rire, ces paillettes et - nommons les choses - cette belle tranche de débilité, vous avez été essentiels. Merci à tous les amis du maloya et du moringue : **Kévin, Batiste, Priscillia, Paméla, Ikram, Cynthia, Léa, Farid, Osofa, Zan, Samuel, Zérom, Jacky, Anirên, Laurent, Fanny, Fabienne, Emy** pour ces moments si puissants qui m’ont toujours galvanisée.

A ma famille

Merci infiniment pour le soutien que vous m’avez toujours apporté. Merci à mes parents **Pascale** et **José**, à mon frère **Matthieu**, ma belle-sœur **Laure** et à mes grands-parents. Merci à ma mini pousse de nièce **Gabrielle**, dont la bonne humeur me réjouit et qui depuis sa naissance me fait relativiser sur les priorités de la vie. Un merci particulier à ma belle-famille **Zan, Rosemary, Florence, Prisca, Pascal, Harry, Shayan, Nohan, Karen** et **Chloé**. Merci à tous pour votre gentillesse. Beau papa, belle maman, merci de m’avoir nourri. *Kari lé bon oté !*

Enfin, merci à **Kevin** pour ton amour et ton soutien sans borne. Sans toi il n’y a pas d’élan vital, sans toi il n’y a pas de thèse. A nous l’après !

Table des matières

Résumé	i
Abstract.....	iii
Remerciements	v
Table des matières	viii
Liste des abréviations et des termes	xiv
Introduction Générale.....	1
1. Préambule.....	1
2. Etat de l'art	2
2.1. La culture de la canne à sucre	2
2.1.1. Biologie et phénologie	2
2.1.2. La canne pour son sucre.....	3
2.1.3. Enjeux globaux	3
2.2. Azote : levier de productivité.....	4
2.2.1. bouleversement du cycle biogéochimique de l'azote par l'agriculture	4
2.2.2. Quantifier la minéralisation de l'azote du sol.....	7
2.2.3. Quantifier et améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote	8
2.3. Les outils d'aide à la fertilisation pour la canne à sucre	10
2.3.1. Le pilotage de la fertilisation azotée en canne à sucre	10
2.3.2. La spectroscopie proche infra-rouge au service de la fertilisation	10
2.3.3. Le modèle du bilan prévisionnel azoté.....	11
3. Contexte de l'étude	12
3.1. Enjeux autour de la filière canne à sucre	12
3.2. La spécificité des sols réunionnais	14
3.2.1. Pédogénèse marquée par le volcanisme et le climat tropical	14

3.2.2. Andosols et sols argilisés.....	15
3.2.3. Travaux fondamentaux pour la connaissance des sols	17
3.3. Approche « sol-dépendante » de Serdaf, le système expert d'aide à la fertilisation	18
4. Objectifs de la thèse.....	20
5. Références bibliographiques.....	21
Chapitre I: Volcanic tropical soils are discriminated by an unsupervised vis-NIR spectroscopy approach	29
1. Introduction	30
2. Materials and methods	33
2.1. Study site.....	33
2.2. Data collection and management	36
2.3. Building up of the soil sample typology by combining spectral and chemical data.....	37
2.4. Spatial visualization of the typology.....	38
3. Results and Discussion.....	40
3.1. The VNIR spectral typology highlights the soil mineralogical continuum	40
3.2. XRD and chemical measurements on soil mineralogy support the VNIR spectral typology	44
3.3. The VNIR/chemical typology provides a comprehensive understanding of the diversity of soil properties	48
3.4. Geological and pedological knowledge supports the spatial structure of the VNIR/chemical soil typology.....	53
3.5. A new typology more related to pedogenesis	56
4. Conclusions	59
5. References	60
6. Supplementary materials	65

Chapitre II : Prédiction du taux de minéralisation de l'azote organique des sols volcaniques et tropicaux.....	70
1. Introduction.....	71
2. Matériel et méthode.....	77
2.1. Sites d'étude.....	77
2.2. Caractérisation des sols.....	80
2.2.1. Propriétés physico-chimiques.....	80
2.2.2. Composition granulométrique.....	80
2.2.3. Stabilité de la matière organique par Rock-Eval®.....	81
2.3. Mesure du taux de minéralisation de l'azote organique par incubations en conditions contrôlées.....	82
2.3.1. Déroulé de l'expérimentation.....	82
2.3.2. Calcul du taux de minéralisation de l'azote.....	85
2.4. Prédiction du taux de minéralisation à partir des propriétés des sols.....	86
2.4.1. Test et paramétrage de l'équation de minéralisation métropolitaine.....	86
2.4.2. Construction d'une équation réunionnaise.....	87
2.4.3. Prédiction du taux de minéralisation à partir des spectres IR.....	88
3. Résultat.....	89
3.1. Fraction granulométrique des sols volcaniques.....	89
3.2. Stabilité de la matière organique des sols.....	90
3.3. Minéralisation de l'azote organique des sols.....	91
3.4. Performance de l'équation de minéralisation métropolitaine.....	93
3.4.1. Variables et paramétrage par défaut.....	93
3.4.2. Nouveau paramétrage par optimisation.....	95
3.4.3. Alternatives pour la variable Argile.....	99
3.5. Performance de l'équation réunionnaise.....	99
3.5.1. Facteurs de contrôle.....	99

3.5.2. Construction d'un modèle multiplicatif séquentiel.....	104
3.6. Performances d'un modèle de prédiction SPIR	108
4. Discussion	109
4.1. Pertinence de l'approche méthodologique.....	109
4.1.1. Pertinence de l'argile granulométrique en conditions volcaniques et tropicales	109
4.1.2. Utilisation de la Rock-Eval ®.....	110
4.1.3. Utilisation de la SPIR	113
4.2. Facteurs de contrôle de la minéralisation de l'azote des sols réunionnais	114
5. Conclusions et perspectives : Plaidoyer pour une équation volcanique et tropicale	120
6. Références bibliographiques	121
7. Annexes.....	131
Chapitre III : Réponse de la canne à sucre à l'azote et efficacité d'utilisation de l'urée à La Réunion	134
1. Introduction	135
2. Matériels et méthodes.....	140
2.1. Sites d'étude.....	140
2.2. Gestion de la culture	143
2.3. Design expérimental	145
2.4. Echantillons de biomasse aérienne et racinaire	146
2.5. Echantillonnage dans un microplot ¹⁵ N	150
2.6. Analyses chimiques et calcul basés sur le ¹⁵ N	152
2.7. Analyse statistique des données.....	153
3. Results	155
3.1. Biomasse, concentration et minéralomasse de N pour les compartiments aériens et racinaires	155

3.2.	iNRE au cours du cycle de culture.....	159
3.3.	Recouvrement du ¹⁵ N dans le système sol-plante à la récolte.....	161
3.4.	Facteurs contrôlant la réponse de la canne à sucre à la fertilisation et le iNRE	165
4.	Discussion	167
4.1.	Comblent l'écart entre les méthodes différentielle et isotopique ¹⁵ N.....	167
4.2.	Résoudre la question du déficit de ¹⁵ N en fin de cycle par l'approche isotopique (iNRE)	170
4.3.	Contrôle de la réponse de la canne à sucre à la fertilisation par la fourniture du sol en azote	172
4.4.	Contrôle du NUE par les pertes de N-urée et par la compétitivité de la canne à sucre	174
5.	Conclusion.....	179
6.	Références bibliographiques	181
7.	Annexes.....	187
Chapitre IV : Proposition de mise à jour des préconisations de fertilisation azotée de la canne à sucre sur le modèle du bilan azoté.....		
1.	Adaptation de la méthode du bilan azoté à la culture de canne à sucre	190
2.	Estimation de la fourniture du sol	191
3.	Estimation de l'efficacité d'utilisation de l'engrais	197
4.	Calcul de la dose azotée (X)	199
4.1.	Estimation des autres postes	199
4.2.	Comparaison des doses fertilisantes apportées selon Serdaf ou la méthode du bilan azoté	201
5.	Références bibliographiques	205
Conclusions et perspectives		
1.	Une nouvelle typologie des sols.....	206
1.1.	Conclusions et perspectives scientifiques.....	206

1.2.	Perspectives opérationnelles	207
2.	Un taux modulable de minéralisation de l'azote du sol	208
2.1.	Conclusions et perspectives scientifiques	208
2.2.	Perspectives opérationnelles	209
3.	Prise en compte de l'efficacité d'utilisation de N-urée	210
3.1.	Conclusions et perspectives scientifiques	210
3.2.	Perspectives opérationnelles	211
4.	Perspectives pour la filière canne à sucre.....	211

Liste des abréviations et des termes

¹⁵N : azote 15, marqueur isotopique stable de l'azote

Comifer : Comité d'étude et de développement de la fertilisation raisonnée

ICC : Incubation en conditions contrôlées

Km : Taux de minéralisation de l'azote organique du sol

MOS : Matière organique du sol

N : Azote

NUE : Efficience d'utilisation de l'azote, de l'anglais « nitrogen use efficiency »

NRE : Efficience de recouvrement de l'azote, de l'anglais « nitrogen recovery efficiency »

Serdaf : Système expert réunionnais d'aide à la fertilisation

SROM : Minéraux mal cristallisés, de l'anglais « Short Range Order Minerals »

VNIR : Visible et proche infra-rouge, de l'anglais « visible-near infra-red »

Introduction Générale

1. Préambule

La productivité de la canne à sucre, culture dominante de l'île de La Réunion, est un critère essentiel de viabilité pour les agriculteurs autant que pour l'industrie sucrière. Un des leviers de cette productivité est la fertilisation azotée de la plante. La filière dispose depuis 1992 d'un **outil d'aide à la fertilisation**, Serdaf, afin de conseiller les planteurs dans les doses et formulations d'apports de fertilisants. Cet outil, sous-exploité et vieillissant, doit être mis à jour afin de replacer la fertilisation azotée de la canne à sucre au centre de l'intérêt de la filière. La nutrition azotée de la canne à sucre est principalement dispensée par la **fourniture en azote du sol** à travers le processus de **minéralisation de l'azote organique**, influencé par la **minéralogie** des sols et leur **constitution chimique**. Afin de compléter ses besoins, la plante reçoit une **fertilisation minérale**, la plupart du temps, dont une partie variable est assimilée par la plante, en fonction de l'**efficacité d'utilisation de l'azote** notamment influencée par les épisodes climatiques. La quantification de la minéralisation de l'azote organique du sol et de l'efficacité d'utilisation de l'azote sont indissociables afin de satisfaire au plus près les besoins azotés de la canne à sucre. Le **contexte volcanique et tropical** de La Réunion en fait un territoire d'étude privilégiée en raison de son **hétérogénéité spatiale**, causée par une orographie accidentée et de forts **gradients d'altération minéralogique** et **climatique** le long d'une **toposéquence**.

En réponse aux besoins de la filière canne à sucre de La Réunion, cette thèse CIFRE a été financée par l'entreprise eRcane et codirigée par le Cirad et l'IRD. Les travaux de recherche ont été menés à La Réunion, dans un premier temps dans l'unité de recherche Aida au Cirad de Saint-Pierre et dans un second temps dans l'unité de recherche Recyclage et Risque du Cirad de Saint-Denis.

Ce mémoire débute par un **état de l'art** qui découle sur la présentation de la **démarche scientifique** de la thèse. Le travail de recherche est ensuite présenté en trois chapitres : **1/** la proposition d'une typologie des sols volcaniques et tropicaux basée sur la spectrométrie visible et proche infra-rouge ; **2/** la prédiction du taux de minéralisation de l'azote organique de ces sols ; **3/** la réponse de la canne à sucre à la fertilisation et l'efficacité d'utilisation de l'urée. Un quatrième **chapitre d'intégration** des acquisitions scientifiques propose un calcul de doses fertilisantes sur la base du bilan azoté. Enfin, les **conclusions et perspectives**

permettent de décliner les besoins scientifiques par thématique de recherche dans l'objectif d'opérationnalisation d'un outil d'aide à la fertilisation local revisitée.

2. Etat de l'art

2.1. La culture de la canne à sucre

2.1.1. Biologie et phénologie

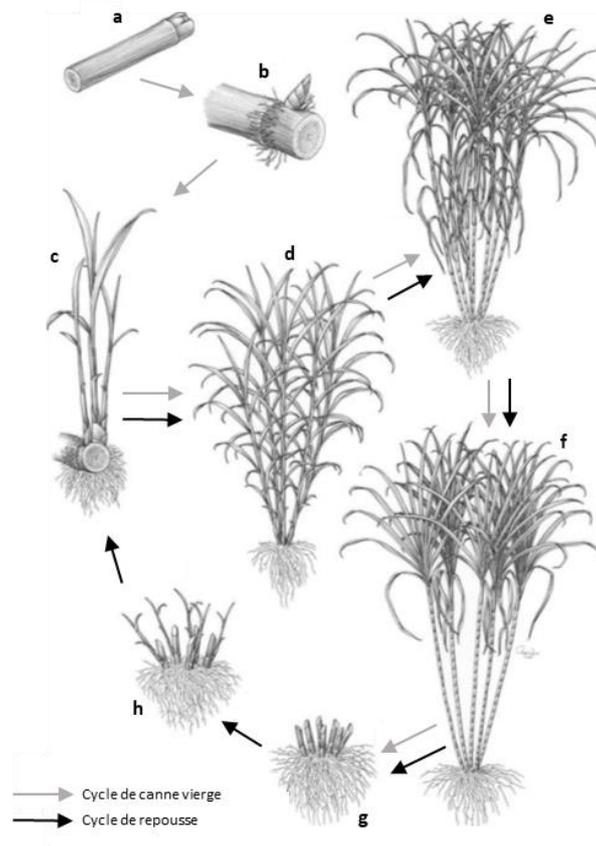
La canne à sucre est une monocotylédone de la famille des *Poaceae* et du genre *Saccharum* provenant vraisemblablement de Papouasie (Warner, 1962). L'espèce *Saccharum officinarum* (« canne noble »), originellement domestiquée pour sa richesse en sucre (Brandes et al., 1939), s'est peu à peu répandue dans les régions tropicales et subtropicales de quatre continents, la température étant le principal facteur limitant et le gel lui étant létal (Fauconnier and Bassereau, 1970). A l'heure actuelle, la plupart des cultivars commercialisés sont des hybrides interspécifiques entre *Saccharum officinarum* et *Saccharum spontaneum*, canne sauvage et non sucrière, utile à l'amélioration variétale pour sa résistance aux maladies (D'Hont et al., 1995).

La photosynthèse de cette graminée est basée sur un cycle en C4, ce qui lui permet une fixation du CO₂ 1,4 fois plus efficace qu'une plante en C3 (Alexander, 1973; Pouzet, 2011). La morphologie de cette herbe géante est comparable au sorgho ou au maïs : elle est composée d'un système racinaire fibreux surmonté de talles de tiges. Ces tiges, de 2 à 4 mètres de haut, sont composées d'une succession de nœuds et d'entre-nœuds qui stockent le sucre de la plante. Les feuilles se composent d'une gaine, qui entoure la tige au niveau des nœuds, et d'un limbe (Soopramanien, 2000; Van Dillewijn, 1952).

La multiplication de la canne à sucre pour l'agriculture se fait uniquement par voie végétative par bouturage. Les boutures comportent généralement 2 nœuds et au minimum 2 bourgeons et sont plantées dans des sillons de 30 cm de profondeur après un labour. Pour cette plante pluriannuelle, la plantation marque le début du cycle de culture avec un premier cycle de canne vierge, suivi de plusieurs cycles de repousse, généralement 4 à 10 cycles, en fonction de la productivité de la parcelle (Pouzet, 2011) et de sa facilité d'accès et de mécanisabilité.

Comme schématisé par Cheavegatti-Gianotto et al. (2011) (Figure 1), le cycle de développement végétatif de la canne à sucre se distingue par le débourrement des bourgeons

et le développement racinaire (a et b), la levée et le début du tallage (c et h), la croissance végétative (d et e) et enfin la maturité (f). Chaque cycle végétatif est annuel et débouche sur la récolte des tiges usinables (g). La phase de croissance végétative de la canne à sucre peut s'étendre les 6 premiers mois du cycle jusqu'à la fermeture de la canopée. Pendant cette phase et principalement pour la levée et le tallage, les besoins climatiques d'eau, de température et de rayonnement sont très importants (Bezuidenhout et al., 2003; Bonnett et al., 2005; Fauconnier and Bassereau, 1970; Singels et al., 2005; Zhou et al., 2003). Ensuite, la croissance végétative cesse au profit de la production de sucre, au commencement de la phase de maturation. Durant cette phase de 5 à 6 mois, les besoins climatiques et surtout de température diminuent, favorisant l'accumulation du sucre.



adapté de Cheavegatti-Gianotto et al. (2011)

Figure 1: Cycle phénologique et cultural de la canne à sucre représentés par la bouture (a), le débournement des bourgeons et le développement racinaire (b), le tallage (c), la croissance végétative (d), la maturation (e), la maturité (f), la récolte (g), la repousse des talles (h) selon Cheavegatti-Gianotto et al. (2011)

2.1.2. *La canne pour son sucre*

La tige de canne à sucre contient jusqu'à 16 % de saccharose et près de 96 % de celui-ci peut en être extrait, ce qui représente 150 kg de sucre ou encore 100 litres d'éthanol carburant par tonne de canne produite. La canne représente ainsi la principale source de sucre de l'humanité depuis la préhistoire et une des cultures de production de bioénergie des plus performantes (Goldemberg et al., 2008). La culture de canne à sucre, pratiquée dans plus de 100 pays, est menée par le Brésil, l'Inde et la Chine, contribuant respectivement à 31 %, 19 % et 7 % de l'offre mondiale (FranceAgriMer).

Bien que localement en changement, la consommation mondiale de sucre, tirée par les pays en développement, est en constante augmentation. Aujourd'hui, ce sont 180 millions de tonnes de sucre produits chaque année, soit 24 kilos par habitant et par an. Le sucre de canne couvre 80 % de la production totale de sucre contre 58 % en 1960 (F.O. Licht, 2013), le reste étant fourni par la betterave sucrière. La canne à sucre est ainsi la première plante cultivée au monde et représente près de 23 % de la production agricole mondiale en termes de masse, sur plus de 26 millions d'hectares, en augmentation (FAO ; Rios do Amaral and Molin, 2014). Son avantage principal en comparaison d'autres cultures comme le maïs, le blé ou la betterave sucrière réside dans sa faible demande énergétique en cours de cycle de croissance (Otto et al., 2016).

2.1.3. *Enjeux globaux*

La demande pour les produits de la canne à sucre croît, notamment pour la production énergétique de biocarburant d'éthanol, option robuste de carburant limitant les gaz à effet de serre (Smeets et al., 2009), mais aussi pour la production d'électricité à partir de la bagasse (résidu fibreux issu du broyage de la canne en usine sucrière). Cette diversification des usages de la canne à sucre est répartie entre l'industrie agro-alimentaire (58 %), la production d'alcool et d'éthanol (19 %), les industries chimiques et pharmaceutiques (12 %) et le sucre de bouche à hauteur de 11 % (FranceAgriMer). En raison de cette diversification, la filière canne à sucre a d'ailleurs été marquée la dernière décennie par un déficit de 15 millions de tonnes de sucre entre la production et la consommation, comblé par les stocks mondiaux.

Aux vues de la population grandissante et de l'augmentation de son utilisation en industries et à divers usages, la demande mondiale de sucre de canne pourrait atteindre 210

millions de tonnes d'ici à 2030, selon les estimations de l'« International Sugar Organization » (ISO). Cette augmentation conduit à l'exploitation de nouvelles terres, amenant des problématiques environnementales de risque de fragmentation des paysages naturels (forêts, savanes) et de fragilisation de la biodiversité. De plus, le changement climatique représente un enjeu de taille d'un point de vue de l'adaptation de la culture, notamment vis-à-vis de la disponibilité en eau.

Ces considérations mondiales sont nécessairement liées à des impacts locaux. Ainsi, comme l'explique le Cirad, « la durabilité de la filière est liée au maintien de millions de petits agriculteurs, à l'équilibre économique des sucreries et à la régulation internationale des marchés ». Les défis des filières locales portent donc sur des problématiques industrielles, économiques, environnementales mais également agronomiques. Pour ce dernier point, l'accompagnement vers des pratiques culturales intensives, favorisant la productivité de la culture et limitant son expansion territoriale est fondamental.

2.2. Azote : levier de productivité

2.2.1. Bouleversement du cycle biogéochimique de l'azote par l'agriculture

L'azote (N) est un composé fondamental du vivant. Il est nécessaire à l'élaboration des composés organiques végétaux : acides aminés, acides nucléiques, protéines, chlorophylle et entre dans la composition des enzymes métaboliques de chaque cellule (Galloway and Cowling, 2002). Lorsque les autres facteurs de croissance sont à leur optimum, c'est l'azote qui détermine la productivité végétale (Barrios, 2007; Smil, 2002; Vitousek et al., 2002).

L'azote est l'élément chimique le plus abondant sur Terre, dans l'atmosphère (le plus grand réservoir), l'hydrosphère et la biosphère. Paradoxalement, il est à 99 % non disponible, ou non réactif, pour la plupart des organismes vivants, car on le trouve majoritairement sous sa forme moléculaire N_2 dans l'atmosphère (qu'il compose à 80 %), stabilisé par une triple liaison. En opposition à l'azote non réactif, plusieurs formes d'azote réactif se trouvent dans l'environnement et comprend toutes les formes d'azote biologiquement, photochimiquement et radiativement actifs (Figure 2). Ainsi, l'azote réactif inclut des composés organiques (l'urée, les amines, les protéines et les acides nucléiques...), des formes minérales d'azote (NO_3^- , NO_2^- et NH_4^+) et des gaz chimiquement actifs dans la troposphère (NO , NO_2 , NH_3 et N_2O) qui contribuent à la pollution des milieux et à l'effet de serre (Galloway et al., 2003).

Dans les écosystèmes préservés des activités humaines, la production d'azote réactif à partir de N_2 se produit (i) principalement grâce à la fixation biologique de l'azote par des bactéries spécifiques, libres ou symbiotiques (soit environ 1 % des organismes dont le métabolisme nécessite de l'azote) (ii) ou grâce à l'énergie thermique de la foudre. Dans ces conditions, l'azote réactif ne s'accumule pas dans les réservoirs environnementaux impliqués dans le cycle car les processus de fixation microbienne de l'azote et de dénitrification se compensent (Figure 2) (Ayres et al., 1994).

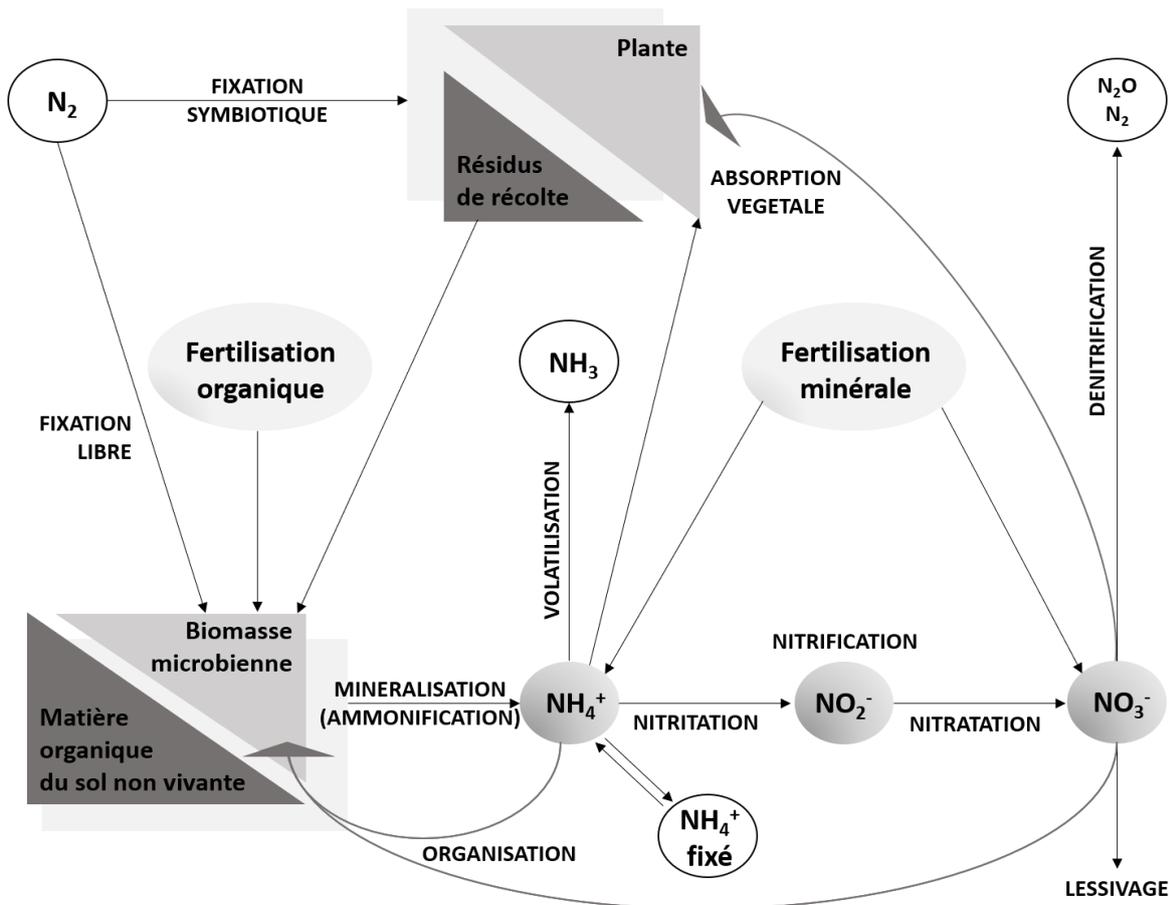


Figure 2 : Transformations biologiques et non biologiques affectant le devenir de l'azote dans les sols. Adapté de (Nicolardot et al., 1997)

Dans les écosystèmes influencés par l'activité humaine et son intensification, notamment depuis la révolution verte (1960), l'azote réactif est au contraire stocké à toutes les échelles spatiales (Galloway et al., 1995). Le XX^{ème} siècle, qui a vu la croissance démographique exploser, a connu une augmentation sans précédent de production de denrées alimentaires (fois 7) et énergétique (fois 90). La production d'azote réactif par l'homme, alors supérieure à la production de tous les systèmes terrestres naturels, a été multipliée par 9 (Galloway and

Cowling, 2002). Derrière cette augmentation, l'expansion de la culture de légumineuses et de riz qui favorisent la production de N organique par la fixation symbiotique et la combustion de combustibles fossiles, qui convertit le N_2 atmosphérique et le N fossile en NO et NO_2 réactif, jouent un rôle important. Mais la source fondamentale d'azote réactif d'origine anthropique, à hauteur de 63 %, est l'avènement de la fertilisation azotée qui, par le procédé Haber-Bosch, convertit artificiellement le N_2 en NH_3 dans l'objectif de soutenir l'agriculture (à 85 %) et certaines industries (Galloway et al., 2003).

Ce bouleversement des flux du cycle de l'azote ont entraîné des conséquences tant bénéfiques que préjudiciables pour la santé et l'environnement. La majeure partie de la population humaine mondiale est en effet maintenue grâce à l'utilisation d'engrais de synthèse et à la fixation biologique de l'azote par les cultures (Smil, 2002). L'augmentation de la productivité agricole profite également à l'environnement en réduisant l'expansion des terres cultivées dans des écosystèmes naturels (Cassman et al., 2003; Janes-Bassett et al., 2020; Tilman et al., 2002). Cependant, l'accumulation de l'azote réactif dans les écosystèmes terrestres et aquatiques, survient car l'entrée d'azote réactif dans les agroécosystèmes est supérieure à son élimination par dénitrification. Cette accumulation peut causer de multiples effets indésirables sur l'équilibre et la biodiversité de ces écosystèmes par l'augmentation de gaz à effet de serre (85 % des émissions anthropiques de N_2O par l'agriculture) mais aussi d'acidification et d'eutrophisation des milieux en raison de la volatilisation de NH_3 et de la pollution des nappes phréatiques en raison de la lixiviation du NO_3^- (Hansen et al., 2017; Smil, 1999; Vitousek et al., 2002). Ces accumulations impactent également la santé humaine (Townsend et al., 2003), notamment à travers la production de particules fines suite à la volatilisation de l'ammoniaque.

L'ampleur de ces conséquences grandit à mesure que la population et les activités humaines se développent et notamment la production alimentaire. En effet, pour parvenir à ses objectifs de productivité et de qualité des récoltes, la fertilisation azotée des cultures, majoritairement minérale, représentait 109 millions de tonnes d'azote en 2018, soit 58 % du total des apports d'engrais chimiques et 35 % de plus qu'au début du siècle (FAOSTAT, 2020). Ces chiffres astronomiques sont représentés à 95 % par 50 pays seulement (Uwizeye et al., 2020) même si les besoins mondiaux ainsi que la répartition de ces engrais azotés tendent à s'élargir.

Un enjeu fondamental est donc d'actionner les leviers permettant de maximiser les bénéfices de l'azote anthropique tout en minimisant ses conséquences indésirables (Galloway et al., 2008). Parmi ceux-ci, le raisonnement de la fertilisation azotée pourrait permettre de réduire le taux de perte de N par unité d'engrais appliqué en (i) apportant aux cultures des doses fertilisantes accordées aux besoins de la plante et à la fourniture de l'azote par le sol et (ii) améliorant son efficacité d'utilisation.

2.2.2. Quantifier la minéralisation de l'azote du sol

L'azote du sol est en très grande partie présente sous forme non assimilable au sein de la matière organique du sol (MOS). La forme d'azote facilement assimilable par les plantes est en effet minérale, sous forme cationique NH_4^+ ou anionique NO_3^- . La minéralisation de l'azote du sol, qui est par définition la transformation biologique de l'azote organique en azote minéral, est donc un processus agronomique fondamental qui couvre régulièrement la majeure partie de la nutrition azotée des cultures.

Ce sont les micro-organismes du sol qui minéralisent l'azote organique du sol. Ainsi, ce processus extrêmement fluctuant est fortement contrôlé par les conditions édaphiques (Basile-Doelsch et al., 2020). La quantité d'azote organique disponible pour les micro-organismes est premièrement liée au niveau d'entrée de matière organique dans le système sol-plante. Cette quantité peut être très variable en fonction du système de culture considéré (Guo and Gifford, 2002) mais peut également, sur un système de culture défini, fluctuer en fonction des pratiques de fertilisation organique (Malou et al., 2020). La composition minéralogique du sol joue par ailleurs un rôle fondamental sur l'accessibilité de la MOS aux micro-organismes, avec un effet protecteur des argiles (Kleber et al., 2021; Levard et al., 2012; Tamrat et al., 2019) ou des carbonates dans les sols calcaires (Rowley et al., 2018). La composition physico-chimique du sol comme le pH ou les teneurs en nutriments jouent également un rôle important de modulation de l'activité microbienne du sol (Kemmitt et al., 2006; Rowley et al., 2018). Enfin, la température et les conditions d'humidité du sol influencent directement l'activité microbienne (Cassman and Munns, 1980; Plaza-Bonilla et al., 2022).

Le taux de minéralisation de l'azote organique du sol, mesuré comme la quantité d'azote minéralisé par rapport à l'azote total du sol et rapporté à une échelle de temps, peut être estimé par des expérimentations au champ (Adams et al., 1989; DiStefano and Gholz, 1986; Khanna and Raison, 2013) ou en laboratoire (Griffin et al., 2007; Stanford and Smith, 1972).

Cette dernière approche est la plus couramment utilisée, avec la réalisation d'incubations en conditions contrôlées (ICC) d'humidité et de température. Si les artéfacts liés à l'incubation d'échantillons de sols sont maîtrisés (Franzluebbers et al., 2000; Kan et al., 2021; Kruse et al., 2004; Meyer et al., 2019), cette méthode peut permettre d'identifier les facteurs de contrôle de la minéralisation (Ros et al., 2011), malgré des imprécisions quant à l'estimation du taux de minéralisation (Delin and Lindén, 2002; Keiluweit et al., 2015).

Malgré des variations locales du taux de minéralisation de l'azote du sol par les paramètres édaphiques (Otto et al., 2013), le sol couvre la majeure partie des besoins de la canne à sucre (Dourado-Neto et al., 2010). L'estimation précise de ce taux de minéralisation est donc cruciale pour répondre aux enjeux économique et environnemental de l'optimisation de la dose fertilisante azotée et de sa synchronisation avec les besoins non satisfaits par le sol (Cassman et al., 2002).

2.2.3. Quantifier et améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote

L'efficacité de l'utilisation de l'azote est la capacité d'une culture à acquérir de l'azote à partir de son milieu de croissance et à l'incorporer dans sa biomasse aérienne et souterraine (Baligar et al., 2001). Cette efficacité peut varier entre 30 et 50 % de l'azote apporté aux cultures (Cassman et al., 2002; Smil, 1999; Tilman et al., 2002). Une part de l'azote qui n'est pas directement utilisé par la plante peut être immobilisé dans le sol, et pourra ainsi être minéralisé et potentiellement utilisé par la plante au cours du cycle de croissance de la plante voire au cours de cycles ultérieurs. Le reste de l'azote est perdu par la culture, c'est-à-dire sorti du système sol-plante, et contribue ainsi à l'accumulation d'azote réactif dans l'atmosphère, les eaux de surface et souterraines (Smil, 1999). La balance entre les conséquences bénéfiques et préjudiciables de l'utilisation de l'azote synthétisé exposée par Galloway et al. (2008) pourrait ainsi être avantageuse en améliorant l'efficacité d'utilisation de l'azote provenant des engrais (NUE), ce qui reviendrait à utiliser moins d'engrais azoté pour une même unité de production. Dobermann (2005) suggère même que l'amélioration du NUE est un levier d'action central de l'équilibre global du cycle de l'azote à court et long terme.

Le NUE a largement été étudié pour les cultures céréalières (Ladha et al., 2005). Pour la canne à sucre, culture étudiée dans cette thèse, ces considérations sont beaucoup plus récentes mais encouragées par l'observation d'une fertilisation excessive (Franco et al., 2011;

Thorburn et al., 2011; Zhao and Fränti, 2014) et d'un NUE globalement faible (Otto et al., 2016).

Plusieurs approches agronomiques permettent de contribuer à l'optimisation des compromis entre le rendement, le gain financier et la protection de l'environnement parmi lesquelles (i) l'utilisation d'un cultivar productif et adapté au stress ; (ii) l'optimisation des autres facteurs de production comme l'accès aux nutriments essentiels et à l'eau ; (iii) des pratiques de fertilisation adaptées, en particulier la synchronisation entre l'apport et le besoin d'azote des cultures, sans carence ni excès (Cassman et al., 2002), ou encore l'utilisation d'engrais plus efficaces (urée enrobée ou traitée par un inhibiteur de nitrification) (Dobermann, 2005).

L'indice d'efficacité de recouvrement de l'azote dans la culture (NRE en pourcentage) à partir d'engrais appliqué au sol permet de quantifier ce NUE (Cassman et al., 2002). Dans la recherche agronomique, deux méthodes principales sont utilisées pour quantifier le NRE. Premièrement, il existe une approche différentielle, la plus facile à mettre en œuvre, qui est basée sur les variations de rendement observées en fonction de la quantité d'azote appliquée. Deuxièmement, il existe une approche isotopique basée sur l'utilisation d'engrais marqués au ^{15}N , dont (i) l'utilisation par la plante peut être tracée et ainsi quantifiée dans les différents compartiments du système sol-plante et (ii) la contribution aux stocks d'azote d'un compartiment donné peut être évaluée (Versini et al., 2014). Les écarts d'efficacité souvent observés entre les deux méthodes, 7 % supérieurs pour la méthode différentielle sur les céréales par exemple (Ladha et al., 2005), sont à intégrer dans l'interprétation de cet indice.

Quelques études telles que Courtaillac et al. (1998) ou Ng Kee Kwong et Deville (1994), ont montré que le NRE pouvait être très variable en cours de cycle de croissance de la culture et qu'il diminuait considérablement jusqu'à la fin du cycle, ce qui souligne l'importance d'étudier le NUE sur l'ensemble du cycle de croissance. Pour la culture de la canne à sucre, la prise en compte du compartiment racinaire est souvent négligé, malgré l'évidence de son apport non négligeable au NRE (Poultney, 2021; Versini et al., 2020). De telles études ne sont effectivement pas aisées, par approche différentielle ou isotopique, car le calcul du NRE nécessite une quantification précise de la quantité d'azote contenue dans la biomasse du compartiment considéré, soit le produit de la teneur en azote par le poids de biomasse (minéralomasse d'azote).

2.3. Les outils d'aide à la fertilisation pour la canne à sucre

2.3.1. Le pilotage de la fertilisation azotée en canne à sucre

Dans la plupart des pays du monde, les préconisations de fertilisation azotée pour la canne à sucre sont basées sur le principe d'une dose fertilisante, ajustable en fonction du rendement espéré (Robinson et al., 2011; Schroeder et al., 2010; Spironello et al., 1977). Malgré le fait que le sol soit le principal pourvoyeur d'azote pour cette culture, la prise de conscience de cet état de fait et les propositions de prise en compte de ce compartiment n'ont que récemment émergées (Sanchez and Otto, 2022; Versini et al., 2023). Parmi ces propositions, certains proposent une modulation de la dose fertilisante par type de sol lorsque ceux-ci se démarquent fortement en termes de fertilité intrinsèque (sols sableux vs sols argileux par exemple) ou à partir d'une estimation de la fourniture du sol en N.

Des méthodes alternatives basées sur le statut nutritionnel des cultures et permettant de s'abstraire de l'estimation de ce poste ont émergé depuis une vingtaine d'année. Le diagnostic de nutrition azotée au champ de la canne à sucre a été testé dès les années 2000 à la Réunion. L'utilisation de mesure photométrique au chlorophylle-mètre Spad (Pouzet et al., 2007) comme au spectromètre proche infra-rouge (Nativel, 2019) ont donné des résultats satisfaisants de prédiction du statut azoté pouvant se substituer à des mesures de teneurs en N des feuilles. Cependant, toutes ces initiatives n'ont jamais pu aboutir à un pilotage effectif de la fertilisation de la canne à sucre par indice nutritionnel, et ce pour deux raisons principales : (i) une trop forte variabilité intraparcellaire et (ii) la difficulté d'estimation de la biomasse sur pied (Nativel, 2020). En effet, le statut nutritionnel de la canne est fortement conditionné par le niveau de dilution des nutriments dans la biomasse sur pied et un diagnostic n'est ainsi valide qu'en renseignant ce dernier critère, qui est difficile à estimer en routine. Le diagnostic foliaire est actuellement utilisé à l'île Maurice pour piloter les apports de P et K d'une année sur l'autre mais pas pour l'azote, qui est un élément dont la disponibilité est beaucoup plus variable.

2.3.2. La spectroscopie proche infra-rouge au service de la fertilisation

La canne à sucre est cultivée dans des pays tropicaux aux moyens analytiques et au niveau de référencement souvent limités. Ainsi, l'évaluation de la fertilité chimique d'un sol est classiquement mesurée par l'analyse en laboratoire. La spectroscopie visible et proche

infra-rouge (VNIR), grâce à ses propriétés d'absorption de la lumière, pourrait également contribuer à cette évaluation, par l'estimation la composition chimique d'échantillons de terre, dont les plus étudiés sont la teneur en carbone et en azote du sol (Nanni and Demattê, 2006; Viscarra Rossel et al., 2006). Le recours à la spectroscopie visible et proche infra-rouge (VNIR), présente en effet de nombreux atouts en comparaison des analyses de références, à savoir : une rapidité et facilité de mise en œuvre, la mesure directe et sans extraction des propriétés et la détermination simultanée de plusieurs constituants (Ben-Dor and Banin, 1995).

De plus, des acquisitions spectrales in-situ des propriétés physico-chimiques des sols, non destructrices des sols, sont possibles (Viscarra Rossel et al., 2006), ce qui va dans le sens du développement d'une agriculture de précision. Enfin, certaines mesures chimiques ou biologiques des sols, de fort intérêt pour l'évaluation de leur fertilité, ne sont pas réalisables en routine au laboratoire car elles sont trop coûteuses ou chronophages. La spectroscopie VNIR pourrait apporter une réponse pertinente à cette problématique (Stenberg et al., 2010) et l'estimation du taux de minéralisation de l'azote des sols, fondamental au raisonnement de la fertilisation, pourrait être concerné (Russell et al., 2002). Si la possibilité de prédiction pour un certain nombre de propriétés du sol est connue, l'approche spectrale est pourtant peu utilisée en routine, ce qui pourrait être expliqué par la difficulté de relier directement une propriété à une longueur d'onde (Shepherd and Walsh, 2002).

D'autre part, la pédologie spectrale, qui permet l'identification minéralogique des sols à partir de spectres VNIR ou moyen infra-rouge a largement été étudiée et a montré sa pertinence (Demattê and Terra, 2014; Vasques et al., 2014). Son utilisation dans ce contexte d'étude pourrait permettre de combler les lacunes de la pédologie classique en considérant une quantité importante de spectres de sols, représentatifs du territoire.

2.3.3. Le modèle du bilan prévisionnel azoté

Le bilan prévisionnel azoté, ou bilan azoté, est la méthode de raisonnement de la fertilisation de référence pour les grandes cultures et les prairies en France métropolitaine. Le Comifer (comité français d'étude et de développement de la fertilisation raisonnée), à l'origine de son formalisme, explique que cette méthode permet « d'ajuster les apports d'engrais minéraux ou organiques aux besoins de la culture pour atteindre un objectif de production donné en prenant en compte les autres fournitures d'azote par le sols »

(COMIFER, 2013). Cette méthodologie de calcul de la fertilisation azotée est très généraliste et s'appuie sur la quantification des flux d'azote de chaque poste du cycle biogéochimique de l'élément. Ainsi, la quantification précise des besoins de la culture, des fournitures et de l'efficacité d'utilisation de ces sources d'azote est permise. La fine prise en compte des flux d'azote engendre, s'ils sont bien quantifiés, une préconisation précise de doses fertilisantes, en faveur de la maîtrise économique de la fertilisation et de son impact environnemental.

Le bilan azoté n'est cependant pas applicable tel que proposé par le Comifer pour la canne à sucre. En effet, le système racinaire de cette plante pluriannuelle reste en place d'un cycle de croissance à l'autre et pourrait avoir un impact sur la fourniture d'azote à la plante. Son calcul devrait donc être adapté dans le cas d'une application à la culture locale.

3. Contexte de l'étude

3.1. Enjeux autour de la filière canne à sucre

La culture de la canne à sucre à La Réunion est implantée depuis la fin du XVIII^{ème} siècle, remplaçant les cultures historiques de l'île (dont le café et le géranium). C'est aujourd'hui un pilier de l'agriculture réunionnaise puisqu'avec 54 % de la surface agricole utile, elle est la culture principale de l'île (Figure 3). Les 20 000 ha cultivés sous canne à sucre en 2021 par 2 800 planteurs montrent pourtant un recul de 5 000 ha cette dernière décennie (CTICS, 2021). Le paysage agricole est très découpé, avec majoritairement des parcelles de moins de 10 ha, selon la base d'occupation des sols du Cirad de La Réunion (2019). Ces parcelles sont réparties sur les pentes de l'île, entre 0 et 800 m d'altitude et cultivées en agriculture pluviale (pour 80 %) ou irriguée (pour 20 %) (DAAF, 2013). Les variétés cultivées proviennent de la création variétale locale et sont adaptées aux contraintes climatiques et aux objectifs de production des planteurs (production de biomasse et de fibres et richesse en sucre) (eRcane, 2023). Le rendement à l'hectare est hétérogène à l'échelle territoriale mais supérieur à la moyenne mondiale avec 76 t.ha⁻¹ localement contre 69 t.ha⁻¹ en moyenne ailleurs (FAO, 2014).

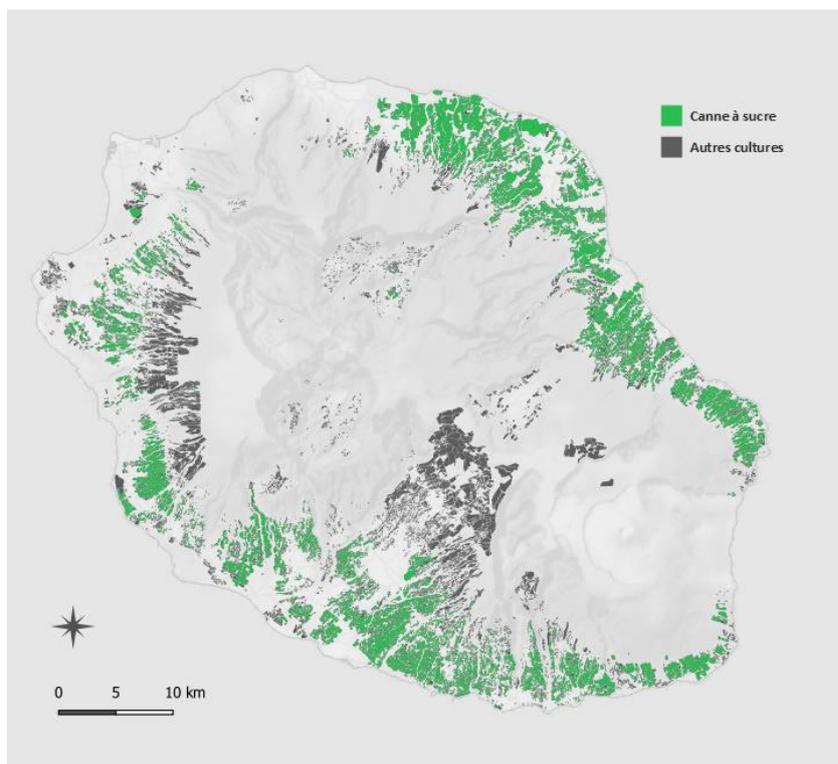


Figure 3 : Surfaces agricoles utiles cultivées sous canne à sucre (selon la base d'occupation des sols de 2019)

La filière canne à sucre réunionnaise est aux commandes de l'industriel sucrier Tereos océan Indien, structuré en deux usines, et repose sur la production de sucre, à 90 % exporté. La filière valorise également les coproduits des usines sucrières pour la production de rhum (à partir de la mélasse), d'énergie (10 % des besoins de l'île, à partir de la bagasse, les résidus fibreux) et de matière organique de chaulage (à partir des écumes et de cendres de bagasse). Chaque année, la filière produit 200 000 tonnes de sucre à partir de 1,8 million de tonnes de cannes. En comparaison, le Brésil, premier producteur mondial, produit 400 fois plus.

La filière sucre-rhum se présente comme un pilier économique de l'île. En effet, son chiffre d'affaires représente près de 35 % du total des productions agricoles et 19 % du montant des exportations de l'île (Agreste, 2019). De plus, la culture de la canne à sucre représente une sécurité financière pour les agriculteurs, puisqu'elle résiste particulièrement bien aux dégâts que peuvent provoquer les cyclones. Le rôle de la filière est également sociétal en dispensant 13 % des emplois du secteur privé de l'île. Enfin, l'impact environnemental de la culture de la canne est positif, contribuant notamment à la lutte contre l'érosion des sols (Chopart and Marion, 1994) et à de fortes entrées de carbone dans le sol (Demenois et al., 2023).

La pérennisation de la filière canne à sucre à la Réunion relève donc d'une importance économique, sociétale et environnementale. Dans un contexte insulaire où (i) l'expansion des terres cultivables est impossible ; (ii) la pression urbaine est extrêmement forte (Lagabrielle et al., 2007) ; et (iii) l'activité industrielle est conditionnée par un tonnage critique de canne usinable actuellement atteint, l'avenir de la filière passe nécessairement par l'augmentation de la productivité à l'échelle des parcelles. Parmi les leviers de la productivité de la canne à sucre, le poste de la fertilisation azoté représente une marge de manœuvre importante.

3.2. La spécificité des sols réunionnais

3.2.1. Pédogénèse marquée par le volcanisme et le climat tropical

La Réunion est une île tropicale et volcanique située dans l'océan Indien, à 750 km de la côte Est de Madagascar. Cette jeune île, apparue il y a 3 millions d'années, s'étend sur 2 512 km². Son relief, très accidenté, est marqué par deux massifs volcaniques juxtaposés. Le Piton des Neiges, qui constitue les deux tiers de l'île est sans activité depuis 12 000 ans et culmine à 3 069 m d'altitude. Le Piton de la Fournaise, apparu il y a seulement 535 000 ans, culmine à 2 631 m d'altitude et est encore très actif.

Avec une dominance basaltique, ces deux massifs géologiques diffèrent par leurs séquences lithologiques et leurs modes d'épanchement des laves. Ils diffèrent également par des aspects morphotectonique, par (i) l'effondrement du Piton des Neiges, qui a formé trois excavations centrales, les cirques, qui évacuent les matériaux géologiques par des cônes alluviaux (Oehler et al., 2008) et (ii) la formation de la Caldeira du Piton de la Fournaise (Nehlig and Bucelle, 2005).

Le climat de La Réunion présente de grandes variabilités locales liées à son orographie. Le gradient altitudinal crée en effet une importante amplitude thermique en étage. Ainsi, une diminution moyenne de la température de 0,7 °C pour chaque 100 m d'élévation est observée, avec une variation des températures annuelles moyennes de 12 °C au sommet à 28 °C au niveau de la mer. L'augmentation de l'altitude entraîne également une diminution de l'ensoleillement et une augmentation des précipitations annuelles. Les différents climats de l'île peuvent ainsi se distinguer par le degré d'humidité en tropical humide, tropical sec et tempéré humide (Bickel et al., 2006). Les alizés ont également une grande influence sur le climat entre les côtes Est et Ouest de l'île. Les perturbations d'Est qui arrivent par les vents

sont en effet bloquées par le relief et génèrent des précipitations parmi les plus intenses au monde, supérieures à 6 000 mm par an en moyenne. La côte Ouest, moins pluvieuse, cumule des précipitations annuelles moyennes inférieures à 1 000 mm. Enfin, un effet saisonnier est visible entre une saison humide, de novembre à avril, et une saison sèche, de mai à octobre.

Le processus de pédogénèse des sols de l'île de La Réunion résulte ainsi de l'altération de la roche volcanique d'âge et de nature différente, principalement sous l'effet du climat, et d'une forte érosion causée par le relief important (Raunet, 1991).

3.2.2. Andosols et sols argilisés

Les sols formés de cette pédogénèse sont distribués en une séquence altitudinale, ou toposéquence, suivant un gradient de cristallisation croissant des espèces minéralogiques, depuis le haut du profil. Cette chaîne de sol, ou catena, peut être résumé comme suit, selon les grands types de sols de La Réunion définis par Pouzet et al. (2003) (Figure 4) :

Les Andosols sont issus du processus d'andosolisation qui permet l'hydrolyse acide du matériau basaltique en milieu fortement hydraté. L'altération des cendres est plus rapide et plus intense que celle des coulées basaltiques mais le même processus de départ des bases et désilicification intervient pour la transformation des cendres et des coulées basaltiques. Ce processus aboutit à la néoformation des minéraux paracrystallins (dits amorphes), les allophanes (Al_2SiO_5) et les imogolites ($\text{Al}_2\text{SiO}_3(\text{OH})_4$) (Legros, 2007). La plupart du temps, les minéraux amorphes sont associés à des oxyhydroxydes de fer (goethite) et d'aluminium (gibbsite) (Denaix, 1989; Rosello, 1984). Les andosols sont caractérisés de vitrique lorsque la présence de verres volcaniques non altérés est importante dans le sol (Rosello, 1984) et que les propriétés andiques sont peu marquées. Les andosols perhydratés caractérisent l'abondance de gel de silice dans le sol et des propriétés andiques très marquées. Ces propriétés andiques sont définies par la « World reference base for soil resources » comme une densité apparente de sol inférieure à $0,9 \text{ g.cm}^{-3}$, un indice d'amorphes $\text{Al}_{\text{oxalate}} + \frac{1}{2} \text{Fe}_{\text{oxalate}}$ de plus de 2 % et une rétention du phosphore supérieure à 85 % (IUSS Working group WRB, 2014). Par ailleurs, l'affinité des allophanes et des imogolites avec la matière organique du sol fait de la teneur en carbone des sols un bon indicateur d'andosolisation (Allo et al., 2020; Olafur, 2008).

En suivant la toposéquence, le climat tropical des altitudes plus basses favorise la formation d'halloysites ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) qui sont des précurseurs d'argiles minéralogiques, par désandosolisation. Ces halloysites peuvent également être néoformées à partir de roches basaltiques brutes, dans un contexte d'altération lente du matériau, en milieu moins drainant et à partir d'une roche difficile à altérer (comme de la lave de faible porosité). L'halloysite est l'espèce minérale cristallisée la plus largement trouvée dans les sols de La Réunion et compose majoritairement les Cambisols et les sols ferralitiques.

Lorsque l'altération du sol est encore plus poussée, sous l'effet du temps et du climat tropical humide, les halloysites laissent place aux argiles de type kaolinite. On les retrouve dans les sols ferralitiques, souvent associées à de l'hématite, de la goéthite et de la gibbsite. Lorsque le climat est tropical sec et que le sol est suffisamment chargé en silice, des argiles de type smectite peuvent être néoformées. Ces dernières sont retrouvées dans les quelques Vertisols de l'île (Finkl, 2008; Legros, 2007).

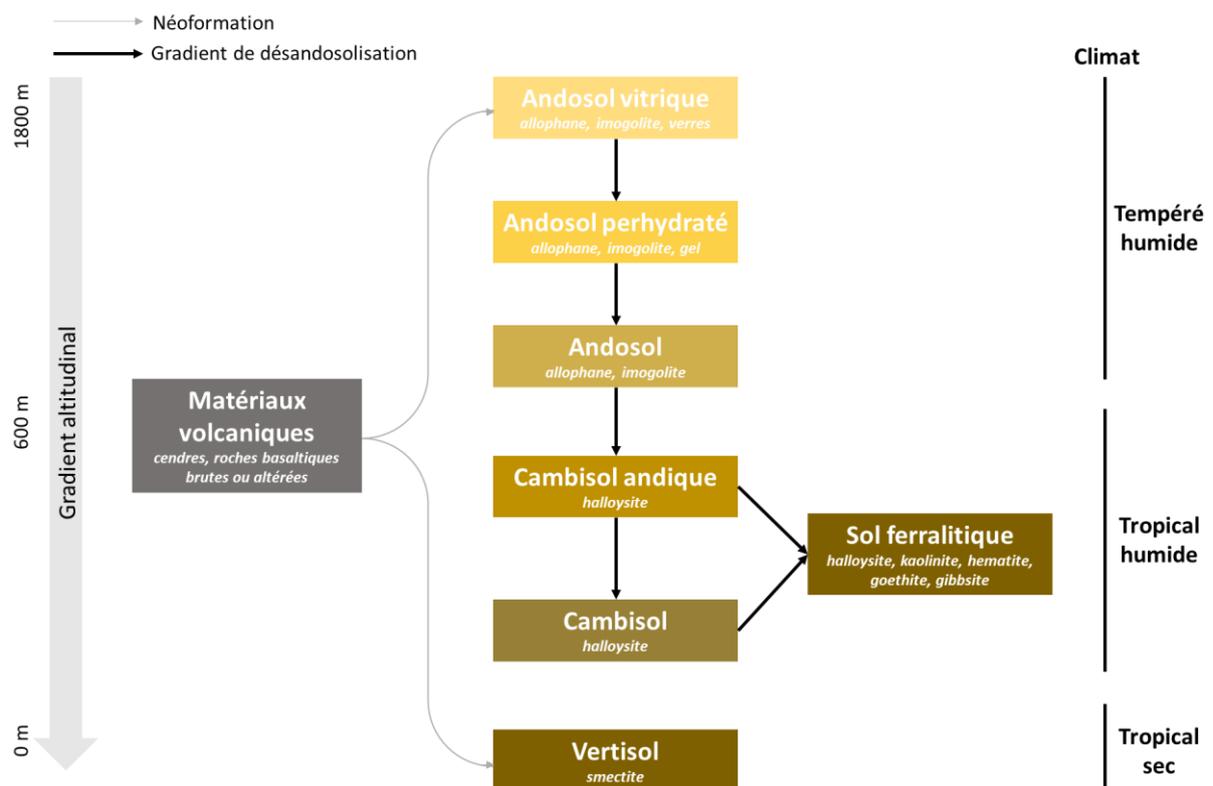


Figure 4 : Grands types de sols de La Réunion et leur minéralogie en fonction d'une toposéquence

3.2.3. Travaux fondamentaux pour la connaissance des sols

Un grand nombre de scientifiques se sont intéressés à l'étude du milieu physique de La Réunion. Les premières estimations de datation des laves, menées par Bussière (1958), ont permis une grande avancée de précision dans la détermination minéralogique des sols. Cette minéralogie a principalement été étudiée par Denaix (1989), Gense (1976), Rosello (1984) et Zebrowski (1975). D'un point de vue cartographique, les travaux de Feder et Bourgeon (2009), Raunet (1991) et Riquier (1960) sont fondamentaux. Enfin, le potentiel agronomique des sols a notamment été exploré par Checkouri (1990), Perret (1992) et Pouzet et al. (2003).

Le travail d'identification morpho-pédologique et de cartographie des sols de Raunet en 1991 est sans doute le plus marquant encore aujourd'hui par sa description de l'intégralité des sols de l'île. La carte produite, à une précision de 1/50 000, identifie 93 unités de milieu pédologique (Figure 5), dont la description détaillée des caractères minéralogique, géologique et agronomique est consignée dans une notice.

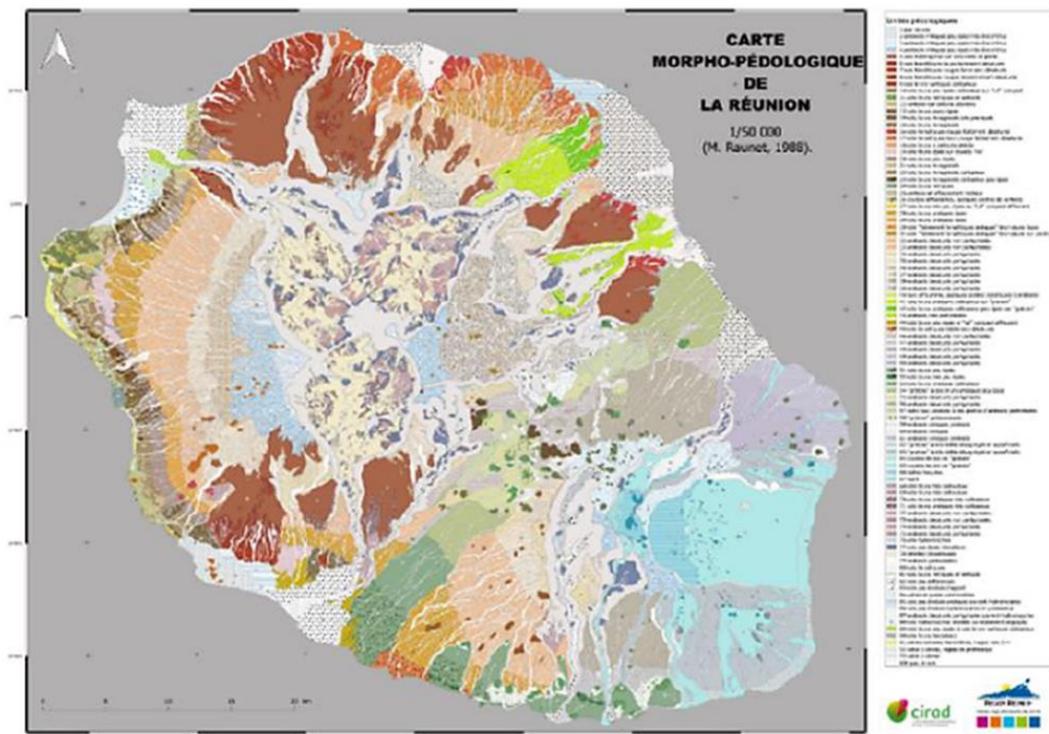


Figure 5: Carte de la typologie morpho-pédologiques de Raunet (1991) distinguant 93 unités

Ces unités morpho-pédologiques ont par la suite été regroupées par Pouzet et al. (2003) en 42 unités de caractéristiques chimiques à partir de leurs domaines pédogénétiques, selon les normes STIPA (1982) mais aussi grâce aux résultats d'environ 10 000 analyses physico-

chimiques de sols. Une simplification drastique de la typologie initiale a finalement abouti en six grands types de sols (Andosols perhydratés, Andosols, Cambisol andiques, Cambisols, sol ferrallitiques et Vertisols) et dont la toposéquence est expliquée en section 3.2.2. de ce chapitre. Cette typologie simplifiée des sols est fondamentale pour la recherche agronomique actuelle puisqu'elle permet de définir la fertilité chimique des sols via un système expert d'aide à la fertilisation.

3.3. Approche « sol-dépendante » de Serdaf, le système expert d'aide à la fertilisation

Le système expert réunionnais d'aide à la fertilisation, Serdaf, a été développé par le laboratoire d'analyse des sols du Cirad de La Réunion dans les années 1990 et vise plusieurs cultures dont la canne à sucre à 90 %. Cet outil propose un diagnostic de la fertilité des sols et un conseil en fertilisation à partir des analyses de sol demandées par les agriculteurs.

Le diagnostic de la fertilité des sols est établi par comparaison des propriétés physico-chimiques des échantillons de sol à des valeurs seuils, spécifiques aux types de sols. Ces valeurs seuils proviennent d'expérimentations agronomiques et du traitement statistique de la base de données des sols du laboratoire (Versini et al., 2018). Ainsi, le type de sol de chaque échantillon arrivant au laboratoire est identifié par le système expert via géolocalisation et selon la typologie développée à cet effet (Pouzet et al., 2003). Ce diagnostic peut conduire à la préconisation d'amendement organique chaulant dans les cas où la teneur en MOS, le pH, la teneur en phosphore (P) ou potassium (K) sont jugées inadaptées à la production végétale.

Le conseil en fertilisation tient compte du diagnostic du sol, de la culture, des rendements potentiel (en fonction des variations spatiales) ou espéré par l'agriculteur, de la gestion des résidus ainsi que de l'utilisation de matières organiques fertilisantes. A partir de ces informations, le système expert peut déterminer une quantité de fertilisant à fournir en entretien de la culture. Le module azote de Serdaf repose comme partout ailleurs pour la canne à sucre sur le principe d'une dose fertilisante ajustable en fonction du tonnage attendu (1,2 kgN par tonne de canne). L'originalité de cet outil est cependant une prise en compte de la fourniture du sol avec une estimation de la fourniture du sol en N, calculé en croisant la densité apparente du type de sol, la teneur en N totale du sol mesurée au laboratoire, un coefficient de minéralisation fixé à dire d'expert et un coefficient climatique décrivant une loi

de Q10 et lié à l'altitude, le tout sur 30 cm de profondeur. Cette fourniture permet de majorer ou de réduire la dose fertilisante en replaçant le sol dans l'une des cinq classes de fertilité azotée existantes.

Dans l'intérêt économique de la filière, il est cependant apparu judicieux de remettre en question certains fondements du module azote de ce système expert. Allo (2019) et Feder et Bourgeon (2009) avaient en effet pointé certaines défaillances dans la définition des types de sols établis par Pouzet et al. (2003), ainsi que dans leurs limites spatiales. L'affectation d'un type de sol à un échantillon est pourtant une phase majeure du diagnostic de la fertilité du sol, en particulier pour l'attribution d'une densité apparente et d'un coefficient de minéralisation de l'azote. Par ailleurs, le calcul de fourniture du sol en N présente un certain nombre de limite comme l'absence de prise en compte de la pierrosité des sols (pourtant régulièrement élevée à la Réunion), l'utilisation d'un facteur climatique ne tenant pas compte de l'humidité du sol et surtout des valeurs de coefficient de minéralisation fixées subjectivement. Enfin, la transition dans les années 90 d'une fertilisation à base de sulfate d'ammoniaque vers de l'urée semblerait avoir entrainer une baisse de l'efficience d'utilisation de l'azote du fertilisant qui devrait se traduire par une hausse des quantités de fertilisant à apporter. Intégrer ces variations d'efficience d'utilisation de l'azote représente un enjeu majeur pour moduler les apports de fertilisants et optimiser la productivité de canne à sucre (Otto et al., 2016).

4. Objectifs de la thèse

L'objectif général de cette thèse est de revisiter les fondements scientifiques du « module azote » de l'outil d'aide à la fertilisation réunionnais Serdaf, dont un grand nombre de paramètres d'entrées est sol-dépendant. Pour cela, trois axes de recherche ont été explorés à travers trois chapitres scientifiques ainsi qu'un chapitre d'intégration des revisites, à visée opérationnelle. Les objectifs spécifiques correspondants peuvent se résumer comme suit :

Le **chapitre I** a pour objectif de proposer une typologie des sols d'intérêt agronomique qui permette d'améliorer les limites mises en évidence de la typologie actuellement utilisée. Pour cela, les signatures spectrales de spectres VNIR de la sole cannière de la Réunion ont été étudiés afin de déterminer (i) leur capacité à distinguer les sols volcaniques et tropicaux en types de sols minéralogiquement différents ; (ii) la cohérence spatiale d'une telle typologie sur les processus pédogénétiques et (iii) la pertinence d'une telle typologie pour une application agronomique.

Le **chapitre II** a pour objectif de quantifier et de prédire le taux de minéralisation de l'azote organique des sols volcaniques et tropicaux. Pour cela, les taux de minéralisation mesurés par incubations en conditions contrôlées ont été confrontés à une batterie de covariables afin de déterminer (i) les facteurs de contrôle de la minéralisation de l'azote organique dans les sols étudiés ; (ii) la performance d'équations basées sur des fonctions de prédotransfert pour la prédiction de ce taux, à travers l'adaptation d'une équation de référence et la construction d'une équation locale et (iii) la capacité de la spectroscopie VNIR à prédire ce taux.

Le **chapitre III** a pour objectif de quantifier l'efficacité d'utilisation de l'azote issu de l'urée à La Réunion. Pour cela, un réseau expérimental de 10 sites a permis (i) de quantifier la réponse de la canne à sucre à la fertilisation ; (ii) l'identification de l'approche, différentielle ou isotopique, et des compartiments pertinents dans l'étude de l'efficacité ; (iii) de déterminer les facteurs de contrôle de cette efficacité.

Le **chapitre IV** a pour objectif opérationnel de proposer l'intégration des revisites menées dans un calcul de doses de fertilisant azoté. Pour cela le formalisme du bilan prévisionnel azoté a été testé et ses préconisations ont été comparées à celles proposées par Serdaf.

5. Références bibliographiques

Adams, M.A., Polglase, P.J., Attiwill, P., Weston, C.J., 1989. In situ studies of nitrogen mineralization and uptake in forest soils; some comments on methodology. *Soil Biology and Biochemistry* 21, 423–429. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90154-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90154-5)

Agreste, 2019. Filière Canne - Sucre - Rhum - Energie. DAAF, La Réunion.

Alexander, A.G., 1973. *Sugar cane physiology*. Elsevier Scientific Publishing Company, New-York, USA.

Allo, M., 2019. Usages et changements d'usages des sols agricoles : impacts sur les stocks de carbone organique du sol en milieu volcanique tropical. Approche spatiale et bilan des gaz à effet de serre à l'île de La Réunion. Montpellier, La Réunion.

Allo, M., Todoroff, P., Jameux, M., Stern, M., Paulin, L., Albrecht, A., 2020. Prediction of tropical volcanic soil organic carbon stocks by visible-near- and mid-infrared spectroscopy. *CATENA* 189, 104452. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104452>

Ayres, R.U., Schlesinger, W.H., Socolow R.H., 1994. Human impacts on the carbon and nitrogen cycles, in: *Industrial Ecology and Global Change*. Cambridge university Press, Cambridge, pp. 121–155.

Baligar, V.C., Fegeria, N.K., He, Z.L., 2001. Nitrogen use efficiency in plants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32, 921–950.

Barrios, E., 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 64, 269–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.004>

Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., Pellerin, S., 2020. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil (preprint). *Biogeochemistry: Soils*. <https://doi.org/10.5194/bg-2020-49>

Ben-Dor, E., Banin, A., 1995. Near-infrared analysis as a rapid method to simultaneously evaluate several soil properties. *Soil Science Society of America Journal* 59, 364–372.

Bezuidenhout, C.N., O'Leary, G.J., Singels, A., Bajic, V.B., 2003. A process-based model to simulate changes in tiller density and light interception of sugarcane crops. *Agricultural Systems* 76, 589–599.

Bickel, K., Richards, G., Köhl, M., Vianna Rodrigues, R.L., Stahl, G., 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 : Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 3 : Consistent Representation of Lands. IPCC.

Bonnett, G.D., Salter, B., Berding, N., Hurney, A.P., 2005. Environmental stimuli promoting sucker initiation in sugarcane. *Field Crops Research* 92, 219–230.

Brandes, E.W., Sartois, G.B., Grassl, C.O., 1939. Assembling and evaluating wild forms of sugarcane and closely related plants. *Proceedings of International Society of Sugar Cane Technologists* 6, 128–154.

Bussière, P., 1958. Étude géologique de l'île de La Réunion (No. 98). Bureau Géologique de Madagascar, Tananarive.

Cassman, K.G., Dobermann, A., Walters, D.T., Yang, H., 2003. Meeting Cereal Demand While Protecting Natural Resources and Improving Environmental Quality. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28, 315–358. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.040202.122858>

Cassman, K.G., Dobermann, A.R., Walters, D.T., 2002. Agroecosystems, Nitrogen-use Efficiency, and Nitrogen Management. *Ambio* 31, 132–140.

Cassman, K.G., Munns, D.N., 1980. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth. *Journal of the Soil Science Society of America* 44, 1233–1237. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400060020x>

Cheavegatti-Gianotto, A., de Abreu, H.M.C., Arruda, P., Bespalhok Filho, J.C., Burnquist, W.L., Creste, S., di Ciero, L., Ferro, J.A., de Oliveira Figueira, A.V., de Sousa Filgueiras, T., Grossi-de-Sá, M. de F., Guzzo, E.C., Hoffmann, H.P., de Andrade Landell, M.G., Macedo, N., Matsuoka, S., de Castro Reinach, F., Romano, E., da Silva, W.J., de Castro Silva Filho, M., César Ulian, E., 2011. Sugarcane (*Saccharum X officinarum*): A Reference Study for the Regulation of Genetically Modified Cultivars in Brazil. *Trop Plant Biol* 4, 62–89. <https://doi.org/10.1007/s12042-011-9068-3>

Checkouri, I., 1990. Appréciation du pouvoir minéralisateur des sols réunionnais par différentes méthodes chimiques et biologiques (Rapport de stage). IRAT.

Chopart, J.L., Marion, D., 1994. Caractérisation au champ de l'enracinement de la canne à sucre. Application à l'élaboration d'une méthode d'évaluation de la biomasse racinaire (Note technique Idessa No. 7/94). Cirad.

COMIFER, 2013. Calcul de la fertilisation azotée - Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales - Cultures annuelles et prairies, COMIFER. ed.

Courtaillac, N., Baran, R., Olivier, R., Casabianca, H., Ganry, F., 1998. Efficiency of nitrogen fertilizer in the sugarcane-vertical system in Guadeloupe according to growth and ratoon age of the cane. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 9–17.

CTICS, 2021. Campagne sucrière 2021.

DAAF, 2013. Filières agricoles - Canne.

Delin, S., Lindén, B., 2002. Relations Between Net Nitrogen Mineralization and Soil Characteristics Within an Arable Field. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science* 52, 78–85. <https://doi.org/10.1080/090647102321089819>

Demattê, J.A.M., Terra, F.S., 2014. Spectral pedology: A new perspective on evaluation of soils along pedogenetic alterations. *Geoderma* 217–218, 190–200. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.11.012>

Demenois, J., Blazy, J.M., Albrecht, A., Blanfort, V., Freycon, V., Versini, A., Sierra, J., Roggy, J.-C., Fujisaki, K., Teste, A., Thongo, M.A., Gavazzi, A., Ponton, C., Moniot, M., Acosta-Alba, I., Montouroy, Y., Avadi, A., Benoist, A., Bréchet, L., Chevalier, T., Chotte, J.-L., Derroire, G., Dorel, M., Feder, F., Fernandes, P., Ozier-Lafontaine, H., Richard, A., Stahl, C., Todoroff, P., Vayssières, J., 2023. Etude " 4 pour 1 000 " Outre-mer - Stocker du carbone dans les sols agricoles et forestiers ultramarins - Etat des connaissances et leviers d'actions dans les départements et régions d'Outre-mer - Rapport final. CIRAD-INRAE-IRD-ADEME, Montpellier.

Denaix, L., 1989. Etude des constituants et de la micro-organisation d'andosols de la Réunion. Laboratoire des Sols INRA de Versailles, La Réunion.

D'Hont, A., Rao, P.S., Feldmann, P., Grivet, L., Islam-Faridi, N., Taylor, P., Glaszmann, J.C., 1995. Identification and characterisation of sugarcane intergeneric hybrids, *Saccharum officinarum* x *Erianthus arundinaceus*, with molecular markers and DNA in situ hybridation. *Theoretical and Applied Genetics* 91, 320–326.

DiStefano, J.Fco., Gholz, H.L., 1986. A proposed use of ion exchange resins to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 17, 989–998. <https://doi.org/10.1080/00103628609367767>

Dobermann, A.R., 2005. Nitrogen use efficiency–state of the art. *Agronomy – Faculty*.

Dourado-Neto, D., Powlson, D., Bakar, R.A., Bacchi, O.O.S., Basanta, M.V., Cong, P. thi, Keerthisinghe, G., Ismaili, M., Rahman, S.M., Reichardt, K., Safwat, M.S.A., Sangakkara, R., Timm, L.C., Wang, J.Y., Zagal, E., van Kessel, C., 2010. Multiseason Recoveries of Organic and Inorganic Nitrogen-15 in Tropical Cropping Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 139–152. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0192>

eRcane, 2023. Nos variétés.

FAO, 2014. FAOSTAT.

FAOSTAT, 2020. World Food and Agriculture - Statistical Yearbook 2020. FAO. <https://doi.org/10.4060/cb1329en>

Fauconnier, R., Bassereau, D., 1970. La canne à sucre. Editions Maisonneuve et Larose, Paris.

Feder, F., Bourgeon, G., 2009. Mise à jour de la carte des sols de l'île de la Réunion. Démarche suivie et problèmes rencontrés. *Etude et Gestion des Sols* 16, 85–99.

Finkl, W.C., 2008. TROPICAL SOILS, in: *Encyclopedia of Soil Science*.

F.O. Licht, 2013. International Sugar and Sweetener Report. GmbH, Ratzeburg, Allemagne.

Franco, H.C.J., Otto, R., Faroni, C.E., Vitti, A.C., Almeida de Oliveira, E.C., Trivelin, P.C.O., 2011. Nitrogen in sugarcane derived from fertilizer under Brazilian field conditions. *Field Crops Research* 121, 29–41. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2010.11.011>

Franzuebbers, A.J., Haney, R.L., Honeycutt, C.W., Schomberg, H.H., Hons, F.M., 2000. Flush of Carbon Dioxide Following Rewetting of Dried Soil Relates to Active Organic Pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 613–623. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642613x>

Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J., 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience* 53, 341. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2)

Galloway, J.N., Cowling, E.B., 2002. Reactive Nitrogen and The World: 200 Years of Change. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31, 64–71. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.64>

Galloway, J.N., Schlesinger, W.H., Levy, H.I., Michaels, A., Schnoor, J.L., 1995. Nitrogen fixation: Antropogenic enhancement - environmental response. *Global Biogeochemical Cycles* 9, 235–252.

Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.R., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P., Sutton, M.A., 2008. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science* 320, 889–892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>

Gense, C., 1976. Altération des roches volcaniques basiques sur la côte orientale de Madagascar et à la Réunion. Université Louis Pasteur Strasbourg.

Goldemberg, J., Coelho, S.T., Guardabassi, P., 2008. The sustainability of ethanol production from sugarcane. *Energy Policy* 36, 2086–2097. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.02.028>

Griffin, T.S., Honeycutt, C.W., Albrecht, S.L., Sistani, K.R., Torbert, H.A., Wienhold, B.J., Woodbury, B.L., Hubbard, R.K., Powell, J.M., 2007. Nationally Coordinated Evaluation of Soil Nitrogen Mineralization Rate using a Standardized Aerobic Incubation Protocol. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 39, 257–268. <https://doi.org/10.1080/00103620701759285>

Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Global Change Biology* 8, 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>

Hansen, B., Thorling, L., Schullehner, J., Termansen, M., Dalgaard, T., 2017. Groundwater nitrate response to sustainable nitrogen management. *Sci Rep* 7, 8566. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-07147-2>

IUSS Working group WRB, 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps.

Janes-Bassett, V., Davies, J., Rowe, E.C., Tipping, E., 2020. Simulating long-term carbon nitrogen and phosphorus biogeochemical cycling in agricultural environments. *Science of The Total Environment* 714, 136599. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136599>

Kan, Z.-R., Xuan, L.W., Liu, W.-S., He, C., Yves, B.N., Dang, Y., Zhao, X., Zhang, H., 2021. Sieving soil before incubation experiments overestimates carbon mineralization but underestimates temperature sensitivity. *Science of The Total Environment* 806, 150962. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150962>

Keiluweit, M., Bougoure, J.J., Nico, P.S., Pett-Ridge, J., Weber, P.K., Kleber, M., 2015. Mineral protection of soil carbon counteracted by root exudates. *Nature Clim Change* 5, 588–595. <https://doi.org/10.1038/nclimate2580>

Kemmitt, S.J., Wright, D., Goulding, K.W.T., Jones, D.L., 2006. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 898–911. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.006>

Khanna, P.K., Raison, R.J., 2013. In situ core methods for estimating soil mineral-N fluxes: Re-evaluation based on 25 years of application and experience. *Soil Biology and Biochemistry* 64, 203–210. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.004>

Kleber, M., Bourg, I.C., Coward, E., Hansel, C., Myneni, S.C.B., Nunan, N., 2021. Dynamic interactions at the mineral-organic matter interface. *Nature Reviews Earth & Environment* 2, 402–421. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00162-y>

Kruse, J.S., Kissel, D.E., Cabrera, M., 2004. Effects of drying and rewetting on carbon and nitrogen mineralization in soils and incorporated residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69, 247–256. <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000035197.57441.cd>

Ladha, J.K., Pathak, H., Krupnik, T.J., Six, J., Kessel, C., 2005. Efficiency of Fertilizer Nitrogen in Cereal Production: Retrospects and Prospects. *advances in Agronomy* 87, 85–156.

Lagabrielle, E., Metzger, P., Martignac, C., Lortic, B., Duriex, M., 2007. Les dynamiques d'occupation du sol à la Réunion (1989-2002). *M@ppemonde* 86, 23p.

Legros, J.-P., 2007. Les grands sols du monde, 1ère édition. ed, Science et ingénierie de l'environnement. EPFL Press.

Levard, C., Doelsch, E., Basile-Doelsch, I., Abidin, Z., Miche, H., Masion, A., Rose, J., Borschneck, D., Bottero, J.-Y., 2012. Structure and distribution of allophanes, imogolite and proto-imogolite in volcanic soils. *Geoderma* 183–184, 100–108. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.03.015>

Malou, O.P., Sebag, D., Moulin, P., Chevallier, T., Badiane-Ndour, N.Y., Thiam, A., Chapuis-Lardy, L., 2020. The Rock-Eval® signature of soil organic carbon in arenosols of the Senegalese groundnut basin. How do agricultural practices matter? *Agricultural Ecosystems & Environment* 301, 12p. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107030>

Meyer, N., Welp, G., Amelung, W., 2019. Effect of sieving and sample storage on soil respiration and its temperature sensitivity (Q10) in mineral soils from Germany. *Biol Fertil Soils* 55, 825–832. <https://doi.org/10.1007/s00374-019-01374-7>

Nanni, M.R., Demattê, J.A.M., 2006. Spectral Reflectance Methodology in Comparison to Traditional Soil Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 393–407. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.0285>

Nativel, C., 2019. Diagnostic foliaire : un outil d'aide à la fertilisation (Rapport de fin d'étude Licence professionnelle agriculture et développement durable en milieu tropical et insulaire). Université de la Réunion, eRcane-Cirad.

Nehlig, P., Bucelle, M., 2005. Connaissance géologique de La Réunion. Livret de l'enseignant. BRGM.

Ng Kee Kwong, K.F., Deville, J., 1994. The course of fertilizer nitrogen uptake by rainfed sugarcane in Mauritius. *The Journal of Agricultural Science* 122, 385–391.

Nicolardot, B., Mary, B., Houot, S., Recous, S., 1997. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés, in: G Lemaire, B.N. (Ed.), *Maitrise de l'azote Dans Les Sols Cultivés, Les Colloques de l'INRA N° 83*. pp. 87–104.

Oehler, J.-F., Lénat, J.-F., Labazuy, P., 2008. Growth and collapse of the Reunion Island volcanoes. *Bull Volcanol* 70, 717–742. <https://doi.org/10.1007/s00445-007-0163-0>

Olafur, A., 2008. ANDOSOLS, in: *Encyclopedia of Soil Science*.

Otto, R., Castro, S.A.Q., Mariano, E., Castro, S.G.Q., Franco, H.C.J., Trivelin, P.C.O., 2016. Nitrogen Use Efficiency for Sugarcane-Biofuel Production: What Is Next? *Bioenerg. Res.* 9, 1272–1289. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9763-x>

Otto, R., Mulvaney, R.L., Khan, S.A., Trivelin, P.C.O., 2013. Quantifying soil nitrogen mineralization to improve fertilizer nitrogen management of sugarcane. *Biol Fertil Soils* 49, 893–904. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0787-5>

Perret, S., 1992. Propriétés physiques, hydriques et mécaniques de sols andiques de la Réunion : facteurs d'évolution des horizons culturaux, implications agronomiques et écologiques (Thèse de doctorat : Sciences Agronomiques). Ecole nationale supérieure agronomique de Montpellier, Montpellier.

Plaza-Bonilla, D., Mary, B., Vale, M., Justes, E., 2022. The sensitivity of C and N mineralization to soil water potential varies with soil characteristics: Experimental evidences to fine-tune models. *Geoderma* 409, 11p. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115644>

Poultney, D.M.-N., 2021. The Effect of organic fertiliser application on the nitrogen biogeochemical cycle of sugarcane crops in Réunion Island. Université de la Réunion, La Réunion.

Pouzet, D., 2011. Production durable de biomasse, La lignocellulose des poacées, Editions Quae. ed.

Pouzet, D., Chabalier, P.F., Velle, A., 2007. Diagnostic de nutrition azotée au champ de la canne à sucre par mesure photométrique au chlorophylle-mètre (spad) (Rapport technique Agritrop). Cirad, La Réunion.

Pouzet, D., Letourmy, P., Legier, P., 2003. Evaluation de la fertilité des sols réunionnais cultivés, à partir des conseils en fertilisation de canne à sucre, Agritrop. CIRAD, Montpellier.

Raunet, M., 1991. Le milieu physique et les sols de l'île de la Réunion, Cirad. ed.

Rios do Amaral, L., Molin, J.P., 2014. The Effectiveness of Three Vegetation Indices Obtained from a Canopy Sensor in Identifying Sugarcane Response to Nitrogen. *Agronomy Journal* 106, 273–280. <https://doi.org/10.2134/agronj2012.0504>

Riquier, J., 1960. Notices sur les cartes pédologiques de reconnaissance. Ile de la Réunion. Publications de l'institut de Recherche Scientifique de Madagascar, Tananarive-Tsimbazaza 72.

Robinson, N., Brackin, R., Vinall, K., Soper, F., Holst, J., Gamage, H., Paungfoo-Lonhienne, C., Rennenberg, H., Lakshmanan, P., Schmidt, S., 2011. Nitrate Paradigm Does Not Hold Up for Sugarcane. *PLoS ONE* 6, e19045. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019045>

Ros, G.H., Temminghoff, E.J.M., Hoffland, E., 2011. Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European Journal of Soil Science* 62, 162–173. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01318.x>

Rosello, V., 1984. Les sols bruns des Hauts (île de la Réunion): caractérisation minéralogique et microstructurale de matériaux andosoliques ; reconnaissance expérimentale de leur comportement (Thèse). Paris VII, Paris.

Rowley, M.C., Grand, S., Verrecchia, É.P., 2018. Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. *Biogeochemistry* 137, 27–49. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0410-1>

Russell, C.A., Angus, J.F., Batten, G., Dunn, B., Williams, R.L., 2002. The potential of NIR spectroscopy to predict nitrogen mineralization in rice soils. *Plant and Soil* 247, 243–252. <https://doi.org/10.1023/A:1021532316251>

Sanches, G.M., Otto, R., 2022. A novel approach for determining nitrogen requirement based on a new agronomic principle—sugarcane as a crop model. *Plant Soil* 472, 29–43. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05263-7>

Schroeder, B.L., Hurney, A.P., Allsopp, P.G., 2010. Concepts and value of the nitrogen guidelines contained in the Australian sugar industry's "Six Easy Steps" nutrient management program. *Proc. Int. Soc. Sugar Technol.* 27, 13.

Shepherd, K.D., Walsh, M.G., 2002. Development of reflectance spectral libraries for characterization of soil properties. *Soil Science Society of America Journal* 66, 988–998.

Singels, A., Smit, M.A., Redshaw, K.A., Donaldson, R.A., 2005. The effect of crop start date, crop class and cultivar on sugarcane canopy development and radiation interception. *Field Crops Research* 92, 249–260.

Smeets, E.M.W., Bouwman, L.F., Stehfest, E., Van Vuuren, D.P., Posthuma, A., 2009. Contribution of N₂O to the greenhouse gas balance of first-generation biofuels. *Global Change Biology* 15, 1–23. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01704.x>

Smil, V., 2002. Nitrogen and Food Production: Proteins for Human Diets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31, 126–131. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.126>

Smil, V., 1999. Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global Biogeochem. Cycles* 13, 647–662. <https://doi.org/10.1029/1999GB900015>

Soopramanien, C.G., 2000. Sugarcane morphology, anatomy and physiology, in: *A Guide to Sugarcane Diseases*. Repères.

Spironello, A.B., Van Raij, C.P., Penatti, H., Canterella, J.L.M., Morelli, J., Orlando Filho, M.G.A., Landell, R., Rosseto Cultara, 1977. Cultara da Cana-de-Açúcar, in: *Recomendação Deadubação e Calagem Para o Estado de São Paulo*. Campinas: Instituto Agrônômico, pp. 237–239.

Stanford, G., Smith, S.J., 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Journal* 36, 465–472. <https://doi.org/10.2136/sssaj1972.03615995003600030029x>

Stenberg, B., Viscarra Rossel, R.A., Mouazen, A.M., Wetterlind, J., 2010. Visible and Near Infrared Spectroscopy in Soil Science, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 163–215. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)07005-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)07005-7)

Tamrat, W.Z., Rose, J., Grauby, O., Doelsch, E., Levard, C., Chaurand, P., Basile-Doelsch, I., 2019. Soil organo-mineral associations formed by co-precipitation of Fe, Si and Al in presence of organic ligands. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 260, 15–28. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.05.043>

Thorburn, P.J., Biggs, J.S., Webster, A.J., Biggs, I.M., 2011. An improved way to determine nitrogen fertiliser requirements of sugarcane crops to meet global environmental challenges. *Plant Soil* 339, 51–67. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0406-2>

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>

Townsend, A.R., Howarth, R.W., Bazzaz, F.A., Booth, M.S., Cleveland, C.C., Collinge, S.K., Dobson, A.P., Epstein, P.R., Holland, E.A., Keeney, D.R., Mallin, M.A., Rogers, C.A., Wayne, P., Wolfe, A.H., 2003. Human health effects of a changing global nitrogen cycle. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, 240–246. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0240:HHEOAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0240:HHEOAC]2.0.CO;2)

Uwizeye, A., De Boer, I.J.M., Opio, C.I., Schulte, R.P.O., Falcucci, A., Tempio, G., Teillard, F., Casu, F., Rulli, M., Galloway, J.N., Leip, A., Erisman, J.W., Robinson, T.P., Steinfeld, H., Gerber, P.J., 2020. Nitrogen emissions along global livestock supply chains. *Nat Food* 1, 437–446. <https://doi.org/10.1038/s43016-020-0113-y>

Van Dillewijn, C., 1952. *Botany of Sugarcane*. Mass: Chronica Botanica Co, Waltham.

Vasques, G.M., Dematte, J.A.M., Viscarra Rossel, R.A., Ramirez-Lopez, L., Terra, F.S., 2014. Soil classification using visible/near-infrared diffuse reflectance spectra from multiple depths. *Geoderma* 223, 73–78. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.019>

Versini, A., Bravin, M., Ramos, M., Albrecht, A., Todoroff, P., Collinet, M., Thuriès, L., 2018. SERDAF, a soil-specific nutrient management expert system for sugarcane fertilization

in Reunion Island. In : Proceedings Side Event “Nutrient Management and Decision-Support Systems.” Presented at the Side Event of the 20th Nitrogen Workshop: Nutrient Management and Decision-Support Systems, INRA, Agrocampus Ouest, Rennes, France, pp. 24–25.

Versini, A., Nobile, C., Ramos, M., Février, A., Villefourceix-Gimenez, P., Thuriès, L., 2023. Assessment of soil nitrogen to improve nitrogen fertiliser recommendations for sugarcane in Réunion, in: Poster Paper. Presented at the ISSCT Congress, Hyderabad, pp. 646–650.

Versini, A., Poultney, D., Bachir, H., Février, A., Paillat, J., 2020. Effect of Nitrogen Fertilisation on Sugarcane Root Development and Nitrogen Accumulation in Ratoon Crops of Reunion Island. *Sugar Tech* 22, 1110–1121. <https://doi.org/10.1007/s12355-020-00863-6>

Versini, A., Zeller, B., Derrien, D., Mazoumbou, J.-C., Mareschal, L., Saint-André, L., Ranger, J., Laclau, J.-P., 2014. The role of harvest residues to sustain tree growth and soil nitrogen stocks in a tropical Eucalyptus plantation. *Plant Soil* 376, 245–260. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1963-y>

Viscarra Rossel, R.A., Walvoort, D.J.J., Mcbratney, A.B., Janik, L., Skjemstad, J.O., 2006. Visible, Near Infrared, Mid Infrared or Combined Diffuse Reflectance Spectroscopy for Simultaneous Assessment of Various Soil Properties. *Geoderma* 131, 59–75.

Vitousek, P.M., Hättenschwiler, S., Olander, L., Allison, S., 2002. Nitrogen and Nature. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31, 97–101. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.97>

Warner, J.N., 1962. Sugar Cane: An Indigeneous Papun Cultigen. *Ethnology* 1, 405–411.

Zebrowski, C., 1975. Etude d’une climatoséquence dans l’île de la Réunion. *Cahiers de ORSTOM, série Pédologie* 13, 255–278.

Zhao, Q., Fränti, P., 2014. WB-index: A sum-of-squares based index for cluster validity. *Data & Knowledge Engineering* 92, 77–89. <https://doi.org/10.1016/j.datak.2014.07.008>

Zhou, M., Singels, A., Savage, M.J., 2003. Physiological parameters for modelling differences in canopy development between sugarcane cultivars. *Proceedings of South African Sugar Technologists’ Association* 77, 610–621.

Chapitre I : Volcanic tropical soils are discriminated by an unsupervised vis-NIR spectroscopy approach

Ce travail a été réalisé au sein de l'unité de recherche Aida, dans l'équipe ARTISTS du Cirad de Saint-Pierre de La Réunion et a fait l'objet de plusieurs valorisations :

- La réalisation d'un poster et une communication orale au workshop de l'ISSCT (International Society of Sugar cane Technologists) à La Réunion en 2019 ;
- La rédaction d'un article et d'une communication orale au congrès de l'ISSCT 2020 en Argentine ;

La soumission d'un article à la revue CATENA en 2022. La forme et le contenu de ce chapitre sont directement issus de ce manuscrit :

Ramos, M., Todoroff, P., Versini, A., Bravin, M., Thuriès, L., Albrecht, A., in prep. Volcanic tropical soils are discriminated by an unsupervised vis-near spectroscopy approach. CATENA.

Les personnes impliquées ainsi que leurs contributions respectives à ce chapitre de thèse sont listées ci-dessous. **Marion Ramos** a conceptualisé la méthodologie analytique, collecté et analysé les données, effectué la rédaction du chapitre. **Alain Albrecht** a conceptualisé les questions de recherche ainsi que la méthodologie analytique, a participé au traitement des données et à la rédaction de ce chapitre. **Laurent Thuriès** a donné l'accès aux données spectrales, a participé à l'interprétation des données et à la relecture du chapitre. **Pierre Todoroff** a participé à la conceptualisation de la méthodologie analytique et à l'analyse statistique des données. **Antoine Versini** et **Matthieu Bravin** ont participé à l'interprétation des données et à la relecture du chapitre. **Lionel le Mezo** et **Mickaël Mézino** ont fourni un appui technique à l'accès et au traitement des données spatialisées. **Géraud Moussard** et **Marie-Fred Gauvin** ont réalisé les acquisitions spectrales en visible et proche infra-rouge au laboratoire d'analyses des sols du Cirad de Saint-Denis. **Marion Collinet** et **Jocelyn Idmont** ont réalisé les analyses de sols au laboratoire d'analyse des sols du Cirad de Saint-Denis et ont permis l'accès à la base de données d'analyses des sols du Cirad de La Réunion. **Myriam Allo** a permis l'accès à une partie de ses données de thèse. **Sandrine Caquineau** a réalisé les diffractogrammes des rayons-X des échantillons de sols à la plateforme Alysés de l'IRD de Bondy. **Fabrice Davrieux** et **Frédéric Feder** ont alimentés les réflexions autour de ce travail par des apports en chimio-métrie et pédologie respectivement.

1. Introduction

Soil mapping is an essential tool for understanding the soil distribution rules of a studied region and is otherwise impossible without precise knowledge of soil types. The traditional production of a soil map is the result of valuable pedological expertise, acquired through the experience of a pedologist, highly codified descriptions of soil profile morphological characteristics (corresponding to the Soil Taxonomy or the World Reference Base for Soil Resources, for example) and complementary physical-chemical and mineralogical measurements carried out in the laboratory. These investigations, which are particularly cost-effective and time-consuming, are scarce and suffer from a lack of field representativeness (Roecker et al., 2010). Thus, spatialization of a soil survey is the result of a compromise between the acquired data and the orientation taken to transmit information. Given the diversity of soils, spatial information can be simplified to obtain more homogeneous and generic soil types for different territories with similar climates and morpho-pedology (Teng et al., 2018). Since soil processes involve climate, parental materials, relief and vegetation, soil maps are mainly used as tools for land and water conservation and agricultural land management (Yang et al., 2011). These challenges of producing soil maps are growing in conjunction with human population and industry development. Even though these traditional soil maps are the basis of soil knowledge, their obsolescence is unavoidable as scientific concepts, research objectives, data acquisition methods and instrumentation are quickly changing (Demattê and Terra, 2014). Moreover, these maps suffer from the low quantity of analyses within soil types (Bui and Moran, 2001; Teng et al., 2018) and suffer from the lack of precision of their spatial delimitations, which are fundamental for the correct interpretation of environmental variations.

Volcanic and tropical soils are a special case study. As summarized by Feder and Bourgeon (2009), knowledge of these soils, their pedogenesis and the assessment of geological ages have largely evolved over the last 60 years, making unwise the use or updating old maps and their contours. Given the importance of soil properties and their mineralogical composition for agriculture and the environment, it is essential to fill these gaps, especially in areas vulnerable to extreme weather events and global warming. The precise identification of soil types could, for example, make it possible to define the agronomic potential and constraints of soils at the plot scale and thus to provide precise fertilization and amendment guidelines.

The modern approach of spectral pedology (Terra et al., 2018) aims to improve the traditional soil classification inaccuracies while lightening conventional soil survey methods by improving data acquisition: rapid and nondestructive, cost-effective, and suitable in the field (Ben-Dor et al., 2008) as well as in the laboratory (Bowers and Hanks, 1965), requiring little processing and no chemical reagents. Visible and near-infrared reflectance spectroscopy (VNIR) has proven many times its ability to measure several soil properties, organic and inorganic, in a single sample scan (Vasques et al., 2014; Viscarra Rossel et al., 2006). The visible range of the spectrum is associated with the absorption of iron minerals, such as hematite and goethite (Sherman and Waite, 1985), and can also relate to organic matter. In addition, near infrared (NIR) absorption reflects the harmonic vibrations and stretching combinations of metal-OH and O-H bonds of minerals and carbonates (Clark et al., 1990; Hunt and Salisbury, 1970) and reflects the strong water absorption characteristics. In this way, each scanned soil sample accumulates a set of typical physical-chemical and mineralogical properties readable from its spectral signature. In full development since the 1980s (Stoner and Baumgardner, 1981), several surveys on the soil science applications of VNIR reflectance spectroscopy have been conducted. The relationship between soil properties and reflected energy and the prediction of these properties have been studied by Ben-Dor and Banin (1990), Cozzolino and Moron (2003), Nanni and Demattê (2006), as well as the limitations of this approach (Nduwamungu et al., 2009). More recently, the high sampling capacity and rapid method implementation have allowed research to be directed toward larger scales for spectral characterization of soil profiles, weathering, pedogenetic alterations of toposequences and soil classification (Ben-Dor et al., 2008; Demattê et al., 2004; Teng et al., 2018; Terra et al., 2018).

Despite these improvements, there is still a lack of research on soil classification and mapping based on VNIR spectral pedology (Stenberg et al., 2010). Moreover, this science can still be seen as a "black box", and the scope of studies over all territories of interest will only grow through increased transparency and reproducibility of the methodologies used (Demattê and Terra, 2014). Thus, despite abundant literature on Brazilian and Australian soils, spectral pedology has been poorly studied overall, including tropical volcanic soils. Soil differentiation along an altitudinal weathering gradient is strong in tropical environments (Terra et al., 2018) and can be enhanced by the volcanic criterion. This is the case for Reunion Island, for example, where this very marked altitudinal gradient, combined with a singular

geology and climate, makes this territory a particularly suitable study area for soil mapping using VNIR spectroscopy.

The purpose of this study was to use VNIR spectroscopy in an unsupervised, qualitative, and semiquantitative approach to propose a nonexpert soil typology based on samples to meet agronomic and environmental needs (crop fertilization, “4per1000” initiative, etc.). The first objective was therefore to verify whether the VNIR spectral signatures of Reunion Island soils could be used to identify the mineralogical compounds leading to soil type differentiation. The second objective was to verify that the spatialization of the spectral soil sample units revealed island pedogenesis and the altitudinal alteration gradient set up under geological and climatic action. Finally, our last objective was to reveal the direct link between soil mineralogy and physical-chemical composition to obtain homogeneous units of agronomic relevance. Our hypothesis is that the strong altitudinal gradient and the volcanic and tropical characteristics of the studied soils will allow us to exploit the large potential of VNIR spectroscopy to distinguish soils into a typology.

2. Materials and methods

2.1. Study site

This study is located on Reunion Island, a volcanic tropical island in the Indian Ocean 750 km east of Madagascar (Figure 1a). This island is a young and small island that emerged 3 million years ago and extends over 2 512 km², where the relief is marked by two juxtaposed volcanic massifs. The oldest volcanic massif, “Piton des Neiges”, which has been extinct for 12 000 years, culminates at 3 069 m. The youngest volcanic massif, “Piton de la Fournaise”, appeared 535 000 years ago, culminates at 2 631 m above sea level and is still highly active. The present study is based on soil samples from sugarcane plots, which cover 54 % of the cultivated area. Even if there is no sugarcane cultivation above 900 m elevation, the sugarcane area very representative of the soil diversity of the island (Figure 1b).

These two geological massifs differ by the lithological sequences and effusion modes of lavas (massive lava, ash and pumice projections). The “Piton des Neiges”, initially constituted by fluid basalts, evolved into a stratovolcano by viscous trachyte volcanism with pyroclastic tendency (short flows, ashes, ignimbrites, clouds). The “Piton de la Fournaise”, not differentiated by its lavas, is a basaltic shield volcano. The profile of the massifs has also been affected by morphotectonics by the collapse of the oldest volcano forming tree central depressions and alluvial cones for material evacuation (Oehler et al., 2008). The most visible geological events are presented in Figure 1c.

The climate (globally tropical humid) is influenced by the orography and the young age of the island. The altitudinal gradient creates an important temperature range with a decrease in the average temperature of 0.7 °C for every 100 m elevation, and the average annual temperatures vary from 12 °C at the top to 28 °C at sea level (Figure 1d). The increase in altitude also leads to a decrease in sunlight and an increase in annual rainfall. According to the climatic zones defined by the Intergovernmental Panel on Climate Change (Bickel et al., 2006), Reunion Island presents contrasting tropical climates: "Tropical Wet", "Tropical Moist" and "Tropical Dry" and a temperate climate "Warm Temperate Moist". Trade winds also have a large influence on the climate. Disturbances arriving from the east with winds are blocked by the orography, uplift, condense and generate intense rainfall. Eastern rainfall is extremely high, with annual rainfall exceeding 6 000 mm per year compared to less than 1 000 mm per year for western rainfall (Figure 1e). Torrential rainfall episodes caused by cyclones and trade winds make Reunion Island one of the rainiest regions in the world,

strongly impacting pedogenesis as well as agriculture. These climates give rise to different mineralogical patterns where soils are distributed in an altitudinal sequence of key genetic types (Raunet, 1991; Riquier, 1960; Zebrowski, 1975). The time scales and weathered substrates result in increasing crystallization degrees of mineralogical species: short-range-order minerals (SROM: allophanes and proto-imogolites), crystallized minerals (halloysites, metahalloysite and less frequently kaolinite and smectite), iron (Fe) oxyhydroxides (hematite and goethite) and aluminum (Al) oxyhydroxides (gibbsite) are dominant minerals.

The main soil types resulting from this pedogenesis are presented in Figure 1f according to Pouzet et al. (2003) after aggregation of the large diversity of soil units (93 morphopedological units) defined by Raunet (1991) based on the CPCS classification (CPCS, 1967). “Hydric Andosols” and “Andosols” (close to Umbric Andosols, WRB system), rich in allophanes and imogolites, are primarily formed and the most abundant soils of Reunion Island. “Andic Cambisols” and “Cambisols” (close to Cambisols, WRB system), which are incompletely developed pedogenetic classes rich in halloysite, follow the toposequence. “Andic ferralitic soil” and “ferralitic soil” (close to Ferralsols, WRB system), older and completely weathered primary mineral classes, are rich in halloysite, kaolinite and iron oxyhydroxides. “Vertic soil” (close to Vertisols, WRB system), formed by smectites, appears on the western coast of the island. “Alluvial soil” (close to the Arenosol, WRB system) is present on the alluvial cones. The evolution of soil types on the same toposequence is particularly visible on the western and southwestern slopes (Feder, 2013).

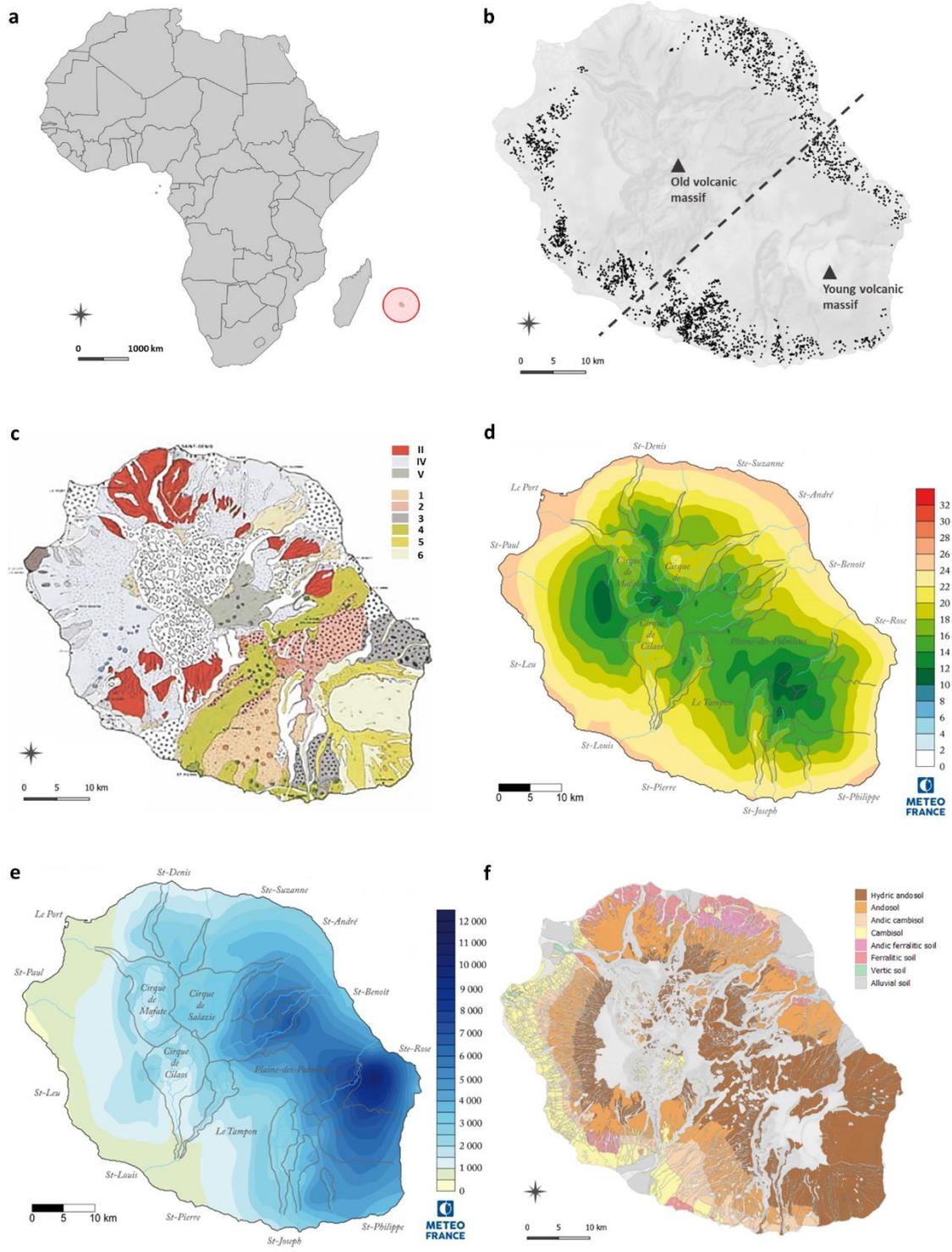


Figure 1 : Location of Reunion Island (a), soil samples studied (n = 3014) (b), geological map (Raunet, 1991) (c), temperature map (annual mean °C) (d), rainfall map (mm. year⁻¹) (e), current soil map (Pouzet, 2013) (f)

2.2. Data collection and management

This study uses an existing database from the CIRAD soil analysis laboratory in Reunion Island, which has chemical soil analysis results that date back to 1992 and VNIR soil spectra that date back to 2007. The samples selected had to present both information types, which was the case for 10 000 samples. A dataset exploration resulted in the removal of samples from agronomic experiments, samples collected at inappropriate depths and those that were incorrectly georeferenced. Finally, 3014 soil samples collected at 0-30-cm-deep from sugarcane plots and analyzed for fertilization guidelines were retained for the study.

Soil spectra were acquired between 400 and 2498 nm at a 2 nm step using a monochromator NIR spectrometer (XDS, Foss, Silver Spring, MD, USA); the 3014 samples were air-dried and sieved (2 mm). Each spectrum was an average of 32 internal scans and 10 replicate scans, acquired in absorbance mode. Baseline offset, standard normal deviation (SNV) and the first gap-segment derivative (Gap 5, Segment 1) were applied as preprocessing, using Unscrambler X 10.5 software (CAMO Software Inc., Oslo, Norway). An artifact caused by the spectrometer was present in the spectra between 1090 and 1110 nm but had no impact on the analysis.

Four properties were selected to represent the soil chemical status of the 3014 samples. Due to the absence of carbonates, the soil organic carbon (SOC) was expressed based on the total carbon content (gC kg^{-1} dry matter), quantified by the Dumas combustion method (ISO 106994:1995) with an elemental analyzer (VarioMax Cube CNS, Elementar, Hanau, Germany). The soil phosphorus status expressed in mg.kg^{-1} was historically measured by the Olsen modified Dabin method (P_{OD} , Dabin, 1967) in Reunion Island, despite its known limitations as an indicator of soil available P (Nobile et al., 2018). The cation exchange capacity (CEC) in cmol.kg^{-1} was quantified by the cobaltihexamine chloride extraction method (Fallavier et al., 1985), and the pH was quantified by the water method (ISO 10390:2021 standard).

The bulk density was predicted from 94 measurements through an 621 samples mir-infrared (MIR) spectroscopy model (part of the 3014 studied samples). Partial least squares regressions (PLSR) and cross-validations (leave-one-out method) were used to build the prediction model (Allo et al., 2020). The bulk density measured on the 94 soil samples consisted of the ratio of the 2-mm-sieved soil dry mass (moisture rate estimated after oven-drying at 105 °C for 48 h) and the coarse fragment to the 10 cm soil sample volume. The 0-

30-cm-deep bulk density presented in this study was the average bulk density of the 0-10, 10-20 and 20-30-cm-deep of a soil core extracted with a column auger (Cobra TTe, AtlasCopco, Stockholm, Sweden).

Amorphous products were represented by acid-oxalate extractable Si (Si_{oxal}) also predicted from the MIR predictive model of 621 samples included in the total database. Partial least squares regression (PLSR) and cross-validation (leave-one-out method) were used to build the predictive model (Allo et al., 2020). The 94 Si_{oxal} measures of the model were determined using inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP–AES). The bulk density and the amorphous MIR predictive models were finally applied on the 3014 studied soil samples.

Crystallized minerals were also analyzed by X-ray diffraction for the 94 soil samples that were dried and sieved (5 μm ; disoriented powder). The diffractometer used for the analyses was a Panalytical X'Pert Pro equipped with a copper radiation tube ($\text{CoK}\alpha$ $\lambda = 1,54 \text{ \AA}$) and a PIXcel detector. The 2θ range was 5 to 70 $^\circ$ with a 0.013 $^\circ$ step. Mineral identification was performed using Highscore 3.0 software, with the help of the "Crystallography Open Database" and "Inorganic Crystal Structure Database". The wavelengths in nanometers (nm) were calculated from the 2θ value using Bragg's law.

2.3. Building up of the soil sample typology by combining spectral and chemical data

We applied a generic and unsupervised clustering on the 2-mm-sieved and 30-cm-deep soil samples based on their spectral data. The k-medoids algorithm was chosen to perform this VNIR spectral typology from 400 to 2498 nm, with the PAM function (partitioning around medoids algorithm) of the “cluster” package (R software). Then, we determined the optimal number of clusters by considering the nature of the data, the similarities between samples, and the agronomic aim of the typology. It was expected to reach a number of clusters close to the number of soil types proposed by Pouzet et al. (2003) in their agronomically oriented typology, which identified the 5 main soil types of Reunion Island (Andosol, Cambisol, Ferrallitic soil, Vertic soil, and soil under alluvial deposits). A range of statistical indicators based on compactness, separation and connectivity measures was tested in the “fpc” (Flexible Procedures for clustering) package (in R software) for 2 to 15 clusters to assist the choice: the

silhouette coefficient, Dunn index, Dunn2 index, within/between ratio, entropy and Calinski and Harabasz index. Finally, we analyzed the structure of the resulting clustering on the principal component analysis (PCA).

An average spectrum per cluster was computed after continuum removal preprocessing with the "prospectr" package (Rstudio software). The harmonic vibrations of molecular covalent bonds characteristic of minerals were identified for each cluster through their average VNIR spectrum. The resulting combined characteristic absorbances were observed from the spectral signatures. A semiquantitative approach was also used, which consists of comparing the absorbance intensity between clusters at each peak to ranked clusters based on mineral richness. Finally, the mineralogical information observed through the VNIR typology was compared to the analytical results of SROM (Si_{oxal}) and crystallized minerals (XR diffractograms) as a validation of the spectral result.

Si_{oxal} , CEC, SOC, pH, P and bulk density were the properties tested to qualify the cluster properties. Allophane-dominant soils have distinct properties that define the andic soil type. The Si_{oxal} content exceeded 6 g.kg^{-1} and reflected the allophane content of the soil (equal to $Si_{\text{oxal}} \times 7.1$, according to Poulenard and Herbillon, 2000), the SOC content was higher than 60 g.kg^{-1} in the first 30 cm layer, the bulk density was lower than $0,9 \text{ g.cm}^{-3}$, and gibbsite presence was associated with lower CEC and pH values. A well-structured (compact and homogeneous) cluster was represented by a unimodal distribution centered around the mean for each tested property. In contrast, a bimodal distribution of a cluster property meant that there was 2 different populations of soils. In this second case, samples were reclassified through "Jenks' natural breaks" (QGIS software) based on a discriminatory property to obtain a unimodal distribution. This distribution quality criterion of the studied properties was fundamental for the agronomic objective to limit the presence of several populations of soil samples with different fertility potentials within a cluster and for environmental objectives such as soil carbon sequestration. Cluster discrimination based on significantly different distributions was statistically assessed with analysis of variance (ANOVA) and Tukey's post-hoc test. Statistical analysis was performed using Rstudio software.

2.4. Spatial visualization of the typology

The typology result for each sample of the dataset was spatialized thanks to the geolocation of the samples. Then, the "Voronoi polygon" algorithm (QGIS software) was used, which allowed the information to be extended to the entire sugarcane production surface

area, forming spatial units where every point is closer to its centroid than to any other centroid. Adjacent Voronoi polygons belonging to the same cluster were grouped to form spatial units. Spatial units with a single sample were removed to form more homogeneous spatial units. The spatial structure of the typology was validated step-by-step, following the methodological approach presented in Figure 2.

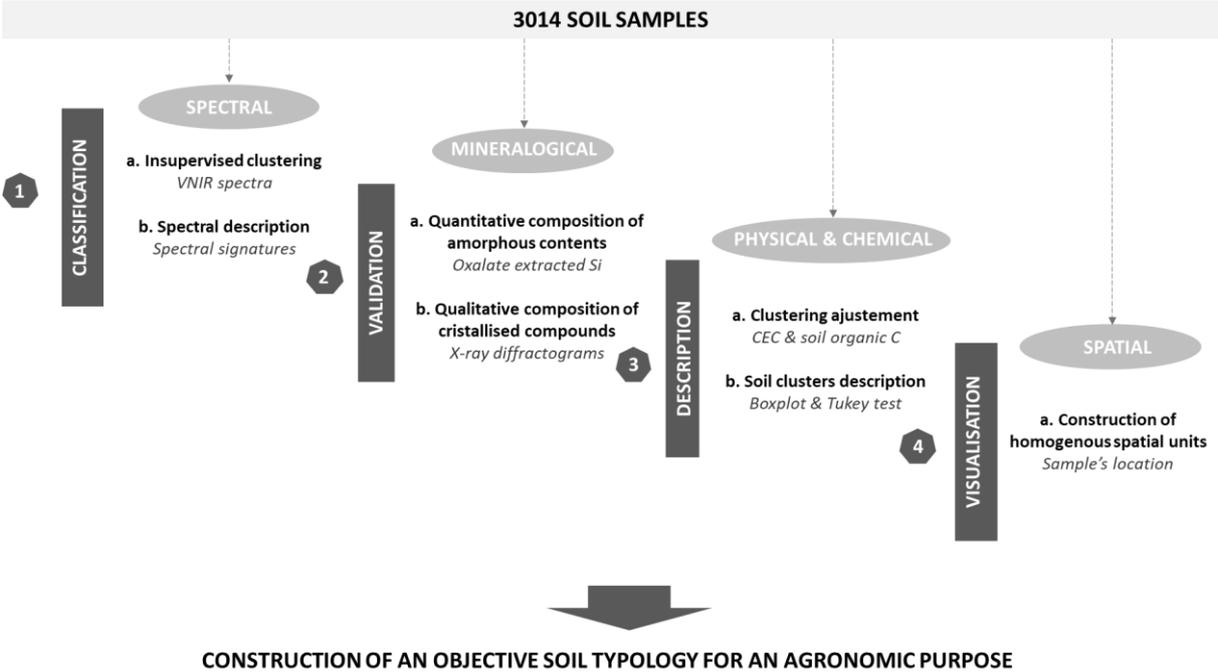


Figure 2 : Methodological process of the VNIR/chemical typology with the four data types (circled) and steps used to classify soil samples

3. Results and Discussion

3.1. The VNIR spectral typology highlights the soil mineralogical continuum

The unsupervised typology approach considered in our study originates in the domain of spectral pedology. The key studies that have highlighted the relevance of this science (Demattê et al., 2004; Demattê and Garcia, 1999; Demattê and Terra, 2014; Vasques et al., 2014) have up to now evaluated the ability of NIR spectrometry to distinguish soils according to existing classifications (local or WRB) following a supervised method. In this study, the spectral typology was conversely unsupervised and detached from any existing pedological reference.

Spectral typology based on the VNIR spectra of soil samples distinguished 6 clusters (Figure 3). The average spectra per cluster (Figure 3a) in visible (400-800 nm) and near infrared (800-2 498 nm) wavelengths enabled us to reveal its main soil mineralogical components. Characteristic absorbance peaks in the visible range (intense absorbance peak at 480 nm and a shoulder at 650 nm) revealed abundant iron oxyhydroxides (goethite and hematite) (Demattê et al., 2004) with a low absorbance (and a high reflectance).

In the near infrared (NIR) spectral range, iron oxyhydroxides had a strong absorbance, approximately 900 nm, more precisely at 885 nm for hematite and 915 nm for goethite according to Brasslet (1995). The two peaks at 1 415 nm and 2 208 nm may reveal the presence of kaolinite (Hunt and Salisbury, 1970; Viscarra Rossel and Behrens, 2010) or halloysite (Hidalgo et al. 2010). The spectral distinction between halloysite and kaolinite is not obvious since the first is the precursor of the latter through the hydrolysis process (Churchman and Gilkes, 1989). We considered that the 1 415 and 2 208 nm peaks might be attributed to halloysite, and this mineral is dominant on Reunion Island due to the young stage of pedogenesis (Feder, 2013). Two peaks corresponding to structural water were also detected at 1 495 nm and 1 915 nm (Vasques et al., 2014; Viscarra Rossel and Behrens, 2010) and could be linked to the SROM abundance (Bishop et al., 2013; Di Iorio et al., 2019). The absorbance peak at 2 265 nm was characteristic of gibbsite (Madeira Netto, 1993).

Thus, cluster 1 was very distinct from the other clusters due the highest absorbances and amplitude at the structural water peaks (1 495 and 1 915 nm), representing SROM products, and the absence of halloysite and gibbsite peaks. Cluster 2 showed the highest absorbance at 480 nm as well as intermediate absorbance peaks for structural water and gibbsite (2 265 nm).

It also had no halloysite peaks. Cluster 3 was characterized by a high absorbance at 900 nm and was the only gibbsite-dominant cluster (peak at 2 265 nm). It showed no marked peaks for halloysite. The structural water peak at 1 495 nm was intermediate but very weak at 1 915 nm. The spectral signatures of clusters 4 and 5 were quite similar, with low absorbance at 480 nm and for structural water at 1 915 nm, and were the only halloysite-dominant clusters with marked halloysite peaks. They were distinguished by a higher overall absorbance for cluster 4, especially with a high amount of iron oxyhydroxides (at 900 nm). A higher baseline for clusters 3, 4 and 5 between 1 100 and 1 900 nm also differentiated these clusters. This shift of the baseline was probably caused by the overall difference in the mineral particle size (Madari et al., 2006; Yang and Mouazen, 2012). Finally, cluster 6 was distinguished from the others by a low overall absorbance, except for iron oxyhydroxides at 480 nm and structural water at 1 915 nm, where the absorbance was intermediate.

The two first components of the principal component analysis (PCA) of VNIR spectra were plotted (Figure 3b), accounting for 61 % of the overall variability. The scatterplot had a triangular shape, as observed by Terra et al. (2018), structured by clusters 1, 3 and 6 at the vertices. This structure indicated that the mineralogical characteristics of the three extremity clusters mostly impacted the typology as a good cluster discrimination. PCA axis 1 expressed the distinction between clusters 3, 4 and 5 dominated by well-crystallized minerals on positive values of the axis from clusters 1, 2 and 6 dominated by poorly crystallized minerals on negative values of the axis.

Considering the globally similar shape (Figure 3a) of the mean VNIR spectra of clusters 1, 2 and 6 (no clear peaks for crystallized minerals and high absorbance for constitution water peaks) and given their position on the PCA, we suggest that PCA axis 2 expressed the andic gradient (or the vitric/nonvitric opposition) with the distinction of the mineralogical nature between clusters 1, 2 and 6. Soils of cluster 6 showed a lower mean absorbance spectrum than clusters 2 and 1 in the NIR fraction and seemed to be vitric materials dominant and less reactive to NIR light excitation. Soils of cluster 1 seemed to be rich in SROM (allophanes and proto-imogolites) and could represent "true" andic soils. The soils of cluster 2 were intermediate and probably less rich in SROM than those of cluster 1.

Overall, we observed an andic gradient from amorphous to SROM with $6 \rightarrow 2 \rightarrow 1$ from the bottom to top of the triangle and a gradient of crystallization with $6 \rightarrow 5 \rightarrow 4 \rightarrow 3$ from the left- to the right-hand side of the triangle. Transitions from the vertex to the other

components of the triangular structures were gradual, without clear breaks between clusters. This global scatterplot compactness reflected a complex mineralogical continuum as a function of a weathering gradient (Chevallier et al., 2019). This continuum can originate from the unique volcanic substrate that has produced the different soils on Reunion Island. More specifically, the point density was much lower for the clusters with poorly crystallized minerals (1, 2 and 6), with a clear distinction between clusters 1-2 and 2-6. In contrast, clusters 3, 4 and 5 were mixed and dense, probably because they accounted for 70 % of the dataset, reflecting the mineralogical proximity of these well-crystallized mineral clusters. Especially for clusters 4 and 5, the difference was very small on the mean spectra, and their distinction on the PCA was evident only on the 3rd principal component (data not shown). The poor discrimination of halloysite soil samples by VNIR spectrometry might be due to the presence of other phyllosilicates (10 and 14 angström), which are already poorly differentiated by XRD (Hidalgo et al., 2010; Romero et al., 1992). One assumption is that these phyllosilicates are mixed in these soils with iron oxyhydroxides, gibbsite, gels, or organic matter, which makes these methods confusing or irrelevant (Churchman et al., 2016).

When plotted on a Reunion Island map, the unsupervised spectral typology of the sugarcane cropping zone exhibited a very strong spatial structure (Figure 3c) with easy zoning of clusters 1 and 2 in the southeast, cluster 3 in the southern and northeastern regions, clusters 4 and 5 on the west and northeast coasts and cluster 6 as two cones in the southwest and northeast. This showed homogeneous spatial units and very fragmented ones in a scatter shape composed of several units. Globally, the more recent volcanic massif (south) presents less homogeneous spatial units than the old massif (north). Two areas showed this scatter aspect, one in the south of the island between clusters 4 and 5, with a dense sample structure, and an area in the east of the island among clusters 1, 2 and 6, which was less dense. In contrast, cluster 3 was formed with very homogeneous spatial units, such as cluster 6, which formed two spatial units corresponding exactly to two of the main alluvial cones of Reunion Island. Additionally, cluster 1 was zoned only to the east of the island, and cluster 2 was located almost exclusively on the young volcanic massif.

Finally, all around the island, there was an altitudinal impact on the clusters' allocation. In the southern/southeastern region, the dominant clusters 1 and 2 were found from sea level to the highest area under sugarcane cultivation, at 800 m, with a slight distinction for cluster 1, found at the highest elevations, between 500 and 800 m, followed by cluster 2 down to sea level. For the rest of the island, clusters 1 and 2 appeared briefly around the northeastern cone

(cluster 6) and in the western region, above 700 m. Then, cluster 3 appeared, mostly above 500 m in the southwest, 800 m in the western region and 100 m in the northeast. Cluster 4 followed cluster 3 to sea level in the northeast and some areas in the west and southwest. Cluster 5 followed cluster 4, mostly in the western region, below 500 m elevation. In the southwest, cluster 5 surrounded the cone formed by cluster 6.

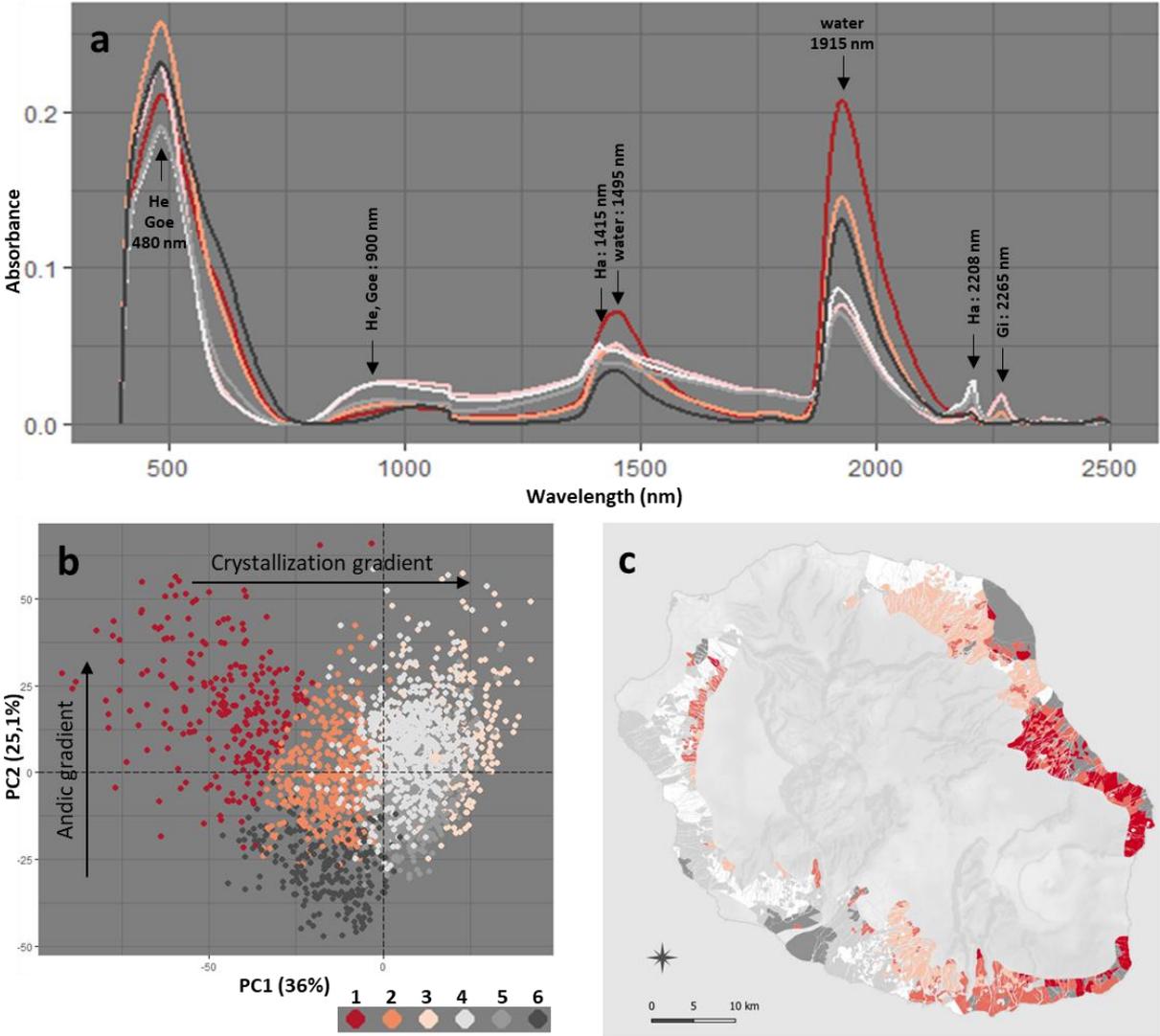


Figure 3 : Soil samples' VNIR spectral typology along the clusters' mean spectral signatures (a); the two first principal components of the spectral PCA (b); spatial visualization on the Reunion island sugarcane cultivated area (c) Gi: gibbsite, Goe: goethite, Ha: halloysite, He: hematite

3.2. XRD and chemical measurements on soil mineralogy support the VNIR spectral typology

The reference X-ray diffractograms for each cluster (Figure 4a) between 5 and 40 degrees (2θ) confirmed the presence of halloysite (0.734 and 0.445 nm), gibbsite (0.484 and 0.242 nm) as well as magnetite (0.296 nm), goethite (0.415 nm) and hematite (0.368, 0.270, and 0.252 nm) (Basile-Doelsch et al., 2005; Bordeepong et al., 2011).

Cluster 1 showed a peak of gibbsite and hematite with a shoulder at approximately 0,95 nm (5°), which is typical of SROM, even if it is not possible to directly read allophane or imogolite peaks on diffractograms (Basile-Doelsch et al., 2005; Parfitt, 1990; Ruiz Cruz and Moreno Real, 1991). Clusters 2 and 3 showed very similar, overall smooth diffractograms with a gibbsite peak and a hematite peak. Clusters 4 and 5 showed the two halloysite peaks but were distinguished by the iron oxyhydroxide (IO) peaks (goethite, hematite and magnetite) with more intense peaks for cluster 4. Cluster 6 also presented a smooth diffractogram with only two peaks of hematite. Sharp peaks of gibbsite for clusters 2 and 3 and hematite for clusters 1 and 4 reflected the high degree of crystallinity of this mineral (Basile-Doelsch et al., 2005).

Figure 4b provides a quantitative approach with the Si_{oxal} contents, related to the allophane content (Parfitt and Childs, 1988), and allowed us to rank clusters along an andic gradient. As observed previously, clusters 1, 2 and 6 were more allophane and amorphous than clusters 3, 4 and 5, with nearly 6-fold the Si_{oxal} amount for clusters 1 and 6 compared to those of clusters 4 and 5. Clusters 2 and 3 were intermediate with 8 and 3 ‰ Si_{oxal} , respectively.

For crystallized minerals, the presence of each mineral (gibbsite, halloysite and IO including goethite and hematite) was compared to the number of XRD samples per cluster (100 % represents the total number of samples analyzed by XRD within a cluster). Because each dominant mineral was represented at more than 80 % by a cluster, it confirmed that the spectral typology classified soil samples based on their mineralogy. Thus, XRD confirmed the gibbsite dominance in cluster 3 (87%), halloysite dominance in cluster 4 (84%) and cluster 5 (65%) and IO dominance in cluster 4 (84%). The absence of gibbsite in cluster 6, halloysite in clusters 1 and 2 and IO in cluster 1 was noted, showing the very small size of the crystallized domain of these samples, as observed by Levard et al. (2012). Beyond the binary aspect dominance/absence, which allowed the typology, minerals were present in a gradual way

between clusters. There was over 3 times more gibbsite in cluster 1 than in clusters 4 and 5 and an intermediate rate of 20 % for cluster 2. In the same way, the presence of IO was twice as high in clusters 3 and 5 than in cluster 6. Cluster 2 was intermediate, with 33 % IO.

These qualitative and semiquantitative measurements of crystallized and noncrystallized minerals in soil validated the VNIR spectral typology with a good categorization of mineralogical families, especially for allophane and the amorphous dominant clusters. This was an essential step for the attribution of relevant names to each of the clusters through their dominant mineral and pedogenetic properties, as shown in Figure 4c. Nearly 50 % of the dataset soil samples were characterized by well-crystallized minerals of the **HaIO** and **Ha** clusters, and nearly 70 % were characterized by the addition of the **Gi** cluster. Samples characterized by amorphous minerals are therefore largely in the minority under the sugarcane surface and represent 22 % for the **Al** and **Am** clusters and 30 % with **Vi** added.

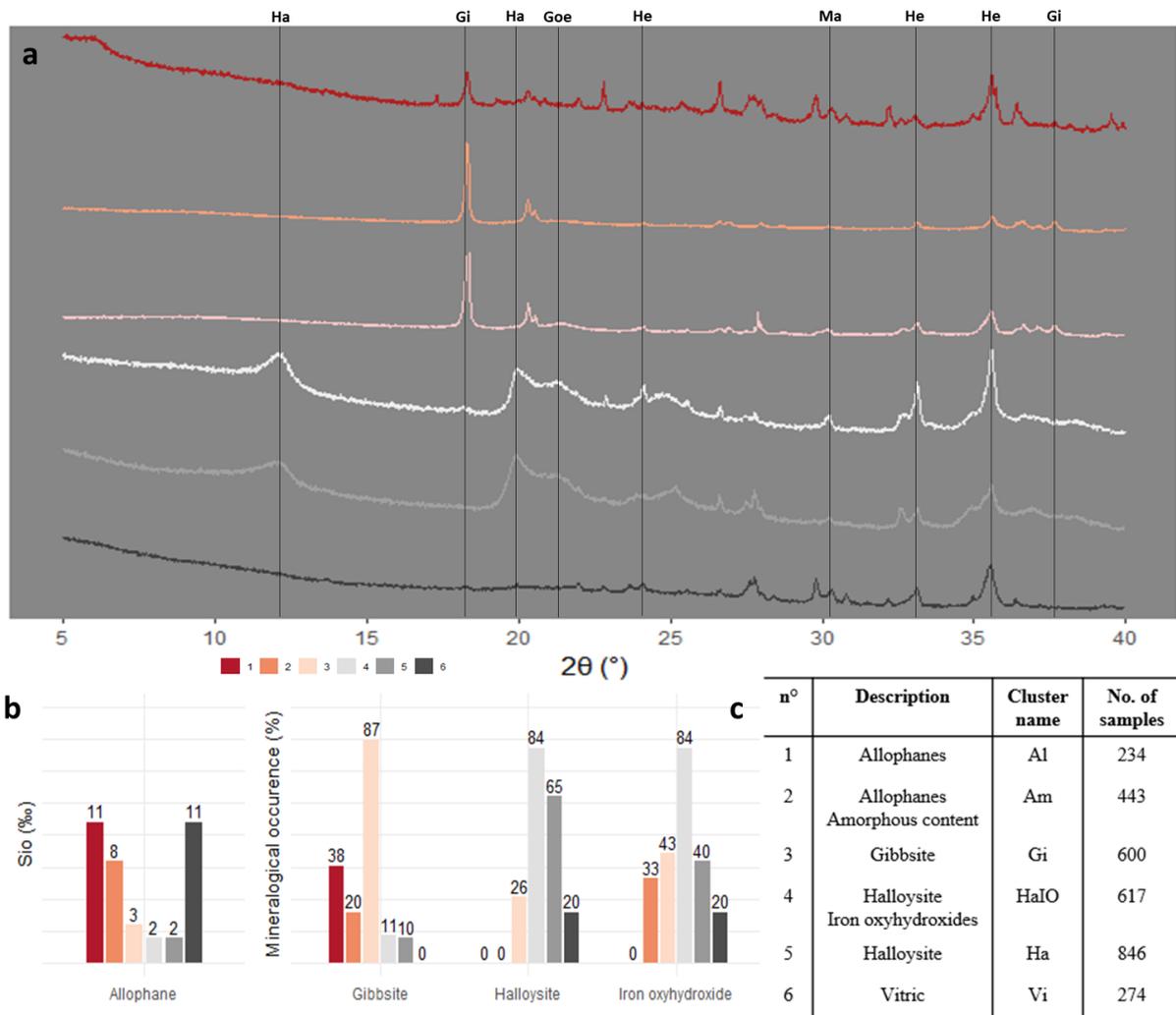


Figure 4 : VNIR typology supported by XRD and chemical analysis of amorphous compounds: reference X-ray diffractogram per cluster (a), SiO₂ content and crystallized mineral presence per cluster (b), assignment of clusters (c). Gi: gibbsite, Goe: goethite, Ha: halloysite, He: hematite, Ma: magnetite

The spectral typology was based on the VNIR potential to highlight the soil mineralogical properties along the toposequence. As mineralogy, pedogenetic processes also induce soil physical and chemical properties (Demattê and Terra, 2014). CEC as a pedogenesis criterion and SOC and pH as the impact of pedogenesis have thus enabled the improvement of spectral typology. These are also fundamental measures for the agronomic purpose of the typology. The unimodal distribution of these chemical components within each cluster was thus a fundamental condition to validate the proposed VNIR spectral typology regarding its soil management issue, as it 1/ reflects clusters with specific mineralogical signatures related to soil physical and chemical properties and 2/ highlights the level of soil fertility to fuel fertilization management for sugarcane production.

The spectral typology overall provided good discrimination of chemical properties (Figure 5a), which is in line with the well-known strong influence of the dominant mineralogy (e.g., allophane, halloysite, or gibbsite) on soil chemistry. For soil organic carbon (SOC), distributions were very well centered for the nonallophanic clusters Gi (gibbsite), HaIO (halloysite and IO) and Ha (halloysite). On the other hand, for the andic clusters, the Al (allophanes) and Am (allophanes and amorphous clusters), distributions were much more spread out but basically followed a normal distribution. For the Vi cluster, the bimodal distribution indicated the presence of two subpopulations in the cluster. For CEC and pH distribution by cluster, the trends of value classes and frequency of occurrence were quite similar. Distributions were clearly bimodal for CEC and pH for the Ha and Vi clusters. Clusters identified as poorly discriminated toward chemical components were Ha and Vi, which was confirmed by spatial analysis (Figure 3c).

Figure 5b shows that the distributions of chemical properties improved the VNIR typology proposed after adjusting the allocation of samples to clusters to correct the bimodal distributions highlighted in Figure 5a. Thus, dataset samples with SOC higher than 59 g.kg^{-1} (according to Jenks' natural break) were moved in the Al cluster, while the others remained in the Vi cluster. The SOC distribution for these two clusters subsequently had a unimodal shape. Samples in the new Vi cluster were also distinguished based on CEC. CEC values below 17 cmol.kg^{-1} revealed the Vi cluster, forming the cone northeast of the island. CEC values higher than 17 cmol.kg^{-1} created a new cluster, eVi, i.e., "evolved Vitric", forming the cone southwest of the island. This cluster proposal is in line with Raunet's (1991) observations of hydrolysis in this particular vitric area. We therefore hypothesize extreme weathering with the neof ormation of smectite, according to the obtained pH, CEC and mean spectra. The creation of this new cluster resulted in two clearly differentiated clusters for the pH and CEC parameters, even though the previous spectral class was well defined. The Ha cluster was also reshaped thanks to the CEC values. Samples with CEC above $13.5 \text{ cmol.kg}^{-1}$ remained in the Ha cluster, and those below $13.5 \text{ cmol.kg}^{-1}$ were reclassified in the HaIO, thus improving CEC and pH distributions for both clusters.

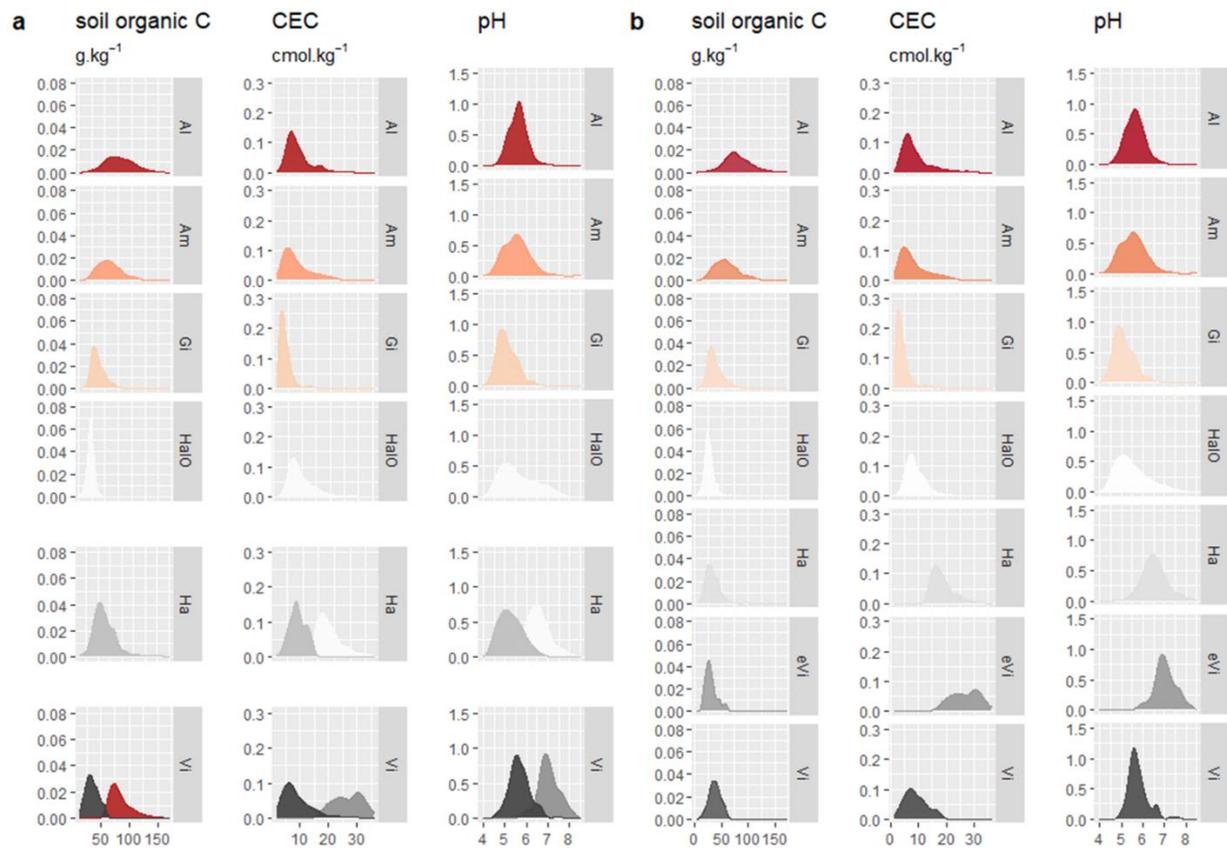


Figure 5 : Search for homogeneity of SOC, CEC and pH distribution frequencies per cluster for the improvement of the VNIR typology (a) to VNIR/chemical typology (b). Al: allophanes, Am: allophanes/amorphous content, Gi: gibbsite, HaIO: halloysite/iron oxyhydroxides, Ha: halloysite, eVi: evolved vitric, Vi: vitric. Ha Differentiation by CEC; Vi differentiation by 1/ SOC, 2/ CEC.

3.3. The VNIR/chemical typology provides a comprehensive understanding of the diversity of soil properties

Si_{oxal} (g.kg⁻¹) and CEC (cmol.kg⁻¹), as a result of climate and geology, are inherent soil characteristics and are difficult to alter significantly by agronomic practices. These properties had an impact on the soil chemical properties such as SOC (g.kg⁻¹), P (mg.kg⁻¹) and pH, as well as on the physical properties such as bulk density for Si_{oxal} . Thus, even without structural information on soils, the gradients of these parameters between soil clusters (Figure 6) can help to distinguish SROM from crystallized minerals (Levard et al., 2012). The distribution ranges of components by soil cluster were generally large but well defined within the interquartile range, which allowed us to assign distinct statistical classes.

As an indicator of the allophane content (Parfitt and Wilson, 1985; Poulenard and Herbillon, 2000), the Si_{oxal} values revealed the distinction between allophane-dominant clusters and nonallophane-dominant clusters (Figure 6a). The threshold Si_{oxal} value of the acidity criterion of 6 g.kg^{-1} made it possible to distinguish allophane-dominant clusters in the following decreasing order: $Vi \approx Al > Am > eVi$ with mean values of 12.7, 11.8, 8 and 6.6 g.kg^{-1} , respectively. These statistically distinct mean values could be grouped into two categories: strongly allophanic for the Vi and Al clusters and poorly allophanic for the Am and eVi clusters. According to the Poulenard and Herbillon (2000) formula ($Si_{\text{oxal}} \times 7.1$), the allophane content of the Vi and Al clusters is very high, with respective means of 90 and 84 g.kg^{-1} . Such contents at the soil surface (30-cm-deep) indicate the copresence of allophanes and organo-Al complexes, as expressed by Chevallier et al. (2019). The distinction of the Vi spectral cluster into two new clusters (eVi and Vi) enabled the distinction of different mineralogical evolutions of these vitric clusters. With a Si_{oxal} mean value close to the threshold and the first quartile close to the mean value of the nonallophane-dominant clusters (2.4 g.kg^{-1}), the eVi cluster seemed to have a complex mineralogical nature. In contrast, the nonallophane-dominant clusters (Gi, Ha, HaIO) had very similar mean Si_{oxal} values with respective means of 3.4, 2.3 and 2.2 g.kg^{-1} .

The Si_{oxal} values had a direct impact on the SOC (Figure 6c) and bulk density (Figure 6f). These three parameters are also major criteria for Andosol determination (WRB classification). Indeed, it is commonly observed that SROM contents are positively correlated with SOC contents and their stability (Chevallier et al., 2010; Torn et al., 1997). Thus, SOC contents higher than 50 g.kg^{-1} in the topsoil help to distinguish andic soils. Only the Al and Am clusters met this characteristic, with mean SOC contents of 80.4 and 58.4 g.kg^{-1} , respectively. Well below this threshold value, the Gi and Vi clusters were similar, with 37.1 and 37.3 g.kg^{-1} mean SOC, respectively. Finally, clusters with the lowest mean SOC contents were Ha, eVi and HaIO, i.e., 32.7, 30.1 and 27.3 g.kg^{-1} , respectively. The very high SOC contents of andic soils are known to be due to (1) humid climatic conditions, (2) important inputs of organic matter and its adsorption to mineral surfaces (Mayer and Xing, 2001), (3) the formation of Al/Fe-humus complexes (Percival et al., 2000; Torn et al., 1997), and (4) the inhibition of microbial decomposition due to low pH, Al toxicity and prolonged anaerobic conditions in soil microaggregates (Batjes, 2014; Mora et al., 2014). The mean SOC obtained in the allophanic and halloysitic clusters is consistent with that reported by Chevallier et al. (2019) and with the allophanic soils identified in Costa Rica, Ecuador, Martinique, and

Hawaii. In contrast, the very low SOC contents of the HaIO cluster can be explained by the high degree of crystallinity of iron oxyhydroxides because the efficiency of the complexing ability of organic matter is negatively correlated with the iron oxyhydroxide crystallinity (Rose et al., 1998), as previously stated for similar soils from Reunion Island (Basile-Doelsch et al. 2007).

Bulk densities are lower in the presence of allophanes in the soil due to the hollow nanosphere structure of allophanes and are lower than 0.9 g.cm^{-3} in andic soils (Shoji et al., 1996). Only the Al cluster met this criterion with a mean bulk density of 0.88 g.cm^{-3} . The bulk density of the other clusters increased gradually and significantly between $\text{Am} < \text{Vi} < \text{Gi} < \text{HaIO} < \text{Ha}$ and eVi (no significant difference), with mean values of 0.94, 1, 1.03, 1.1, 1.15 and 1.15 g.cm^{-3} . In contrast, clusters with the highest bulk density corresponded to the soils with the highest clay content.

The P_{OD} obtained per cluster did not reflect a clear gradient for the other indicators, but a trend was visible. The Vi cluster had the highest mean P_{OD} of 483.4 mg.kg^{-1} ; the Al, Am and Ha clusters had intermediate mean values of 280 mg.kg^{-1} . Finally, the Gi, HaIO and eVi clusters had the lowest mean P, approximately 155 mg.kg^{-1} .

The first hypothesis, i.e., high P_{OD} contents in the Vi, Al and Am clusters, is that andic soils have a high capacity to bind P in the solid phase due to their active Al and Fe and the high specific surface area (nanosphere or tile structure of SROM, which increases their reactive surface, compared to the plane surfaces of phyllosilicates) (FAO, 2014). The second hypothesis, i.e., high P_{OD} contents and especially for the Ha cluster (nonandic), is that there is a long P fertilization history on Reunion Island (with organic amendments or liming). This hypothesis is particularly plausible in low-altitude mechanizable plots (as in the Ha cluster). The third hypothesis, i.e., low P_{OD} contents in the Gi, HaIO and eVi clusters, is driven by the opposition between these clay clusters and the andic ones and by the low sorbed P levels in oxyhydroxide soils (Parfitt 1989). However, Feder and Bourgeon (2009) previously showed that soil inorganic P (P_i) sorption capacity increased with altitude in Reunion Island, and Nobile et al. (2018) confirmed in their study the large gradient along the soil toposequence. In the same study, the lowest P_i sorption capacities were measured in Arenosols (dejection cone soils) due to the presence of allochthonous and poorly evolved sandy material that is much less reactive to bind P_i than autochthonous secondary minerals. In contrast, the present study showed opposite results for the two dejection cones, with the lowest P_{OD} for the eVi cluster

and the highest P_{OD} for the Vi cluster. This result showed the extremely different evolution of dejection material from the same origin under different climatic conditions. This is in line with the andosolization hypothesis for the Vi cluster and the clay neoformation process for the eVi cluster. Finally, P measured by the Olsen-modified Dabin method relates more to total soil P than available P and is not appropriate for pedogenesis interpretation.

The allophane-dominant clusters Am, Al and Vi showed low and statistically nonsignificant CEC mean values of 8.6, 8.9 and 9 cmol.kg^{-1} , respectively. In contrast, a clear gradient was revealed by the CEC mean values of the Gi, HaIO, Ha and eVi clusters (Figure 6b). Gibbsite, with the formula $\text{Al}(\text{OH})_3$, has very few electronegative charges on its surface and therefore has a low capacity to adsorb cations, which explains the very low mean CEC of 4.1 cmol.kg^{-1} of the Gi cluster. The HaIO cluster had a low mean CEC comparable to allophane-dominant clusters, 9.2 cmol.kg^{-1} . The Ha cluster had a mean CEC more than twice as high as the HaIO cluster, with 18.6 cmol.kg^{-1} . Finally, the eVi cluster had the highest mean CEC, with 26.8 cmol.kg^{-1} (more than 6 times higher than that of Gi). The CEC, positively correlated with pH, explained the observed pH mean values and followed the same gradient.

The Vi cluster showed andic properties with a high Si_{oxal} content, high P_{OD} , low CEC and pH and relatively low bulk density. However, it was not possible to characterize it as an andic cluster due to the low mean SOC rate. Indeed, the soil particles of this alluvial cone, mainly sandy and silty, are not fine enough to increase the organic matter amount ($> 2 \mu\text{m}$) (Sieffermann and Millot, 1969).

Finally, while the former typologies only reflected soil pedogenesis or morpho-pedology, here, links are established between the pedogenetic aspects and the physical-chemical properties of the soils, expressed by their threshold mean values for each cluster. The observed physical-chemical properties were in strong agreement with the spectral properties of the soil clusters and allowed us to confirm their characterization. Based on all of the soil type characteristics gathered, we propose an informal correspondence with the WRB soil classes. According to the observed andic gradient, the Vi cluster could be an Arenosol with andic characteristics; the Am cluster could be classified as an Aluandic Andosol (nonallophanic Andosol) possibly rich in organo-mineral complexes (Al or Fe-humus type), and the Al cluster could be classified as a Silandic Andosol (rich in SROM). According to the crystallization gradient, it is possible to distinguish (1) the eVi cluster, which could be characterized as an Arenosol with vertic properties (the presence of smectite could indeed

explain the high CEC and pH of these soils); (2) the Ha cluster, which could be related to a Cambisol; (3) the HaIO cluster, which could be a Ferralsol; and finally, (4) the Gi cluster, which could be classified as a Ferralsol with andic characteristics.

The use of these properties also allowed a significant gain in accuracy in the typology, especially for the eVi and Vi clusters, which were not differentiated by the spectral approach and yet were very different from a chemical point of view. It is possible that these clusters were spectrally indistinguishable because (1) the smectite that would compose the eVi cluster is difficult to characterize in a direct way by VNIR spectrometry and (2) the supposedly large amount of smectite in the eVi cluster was correlated with the OH groups in the free water of the 2:1 structure of this material, visible on the NIR spectrum at 1 900 nm by a strong absorbance, as previously observed (Ben-Dor and Banin, 1990b; Demattê et al., 2004).

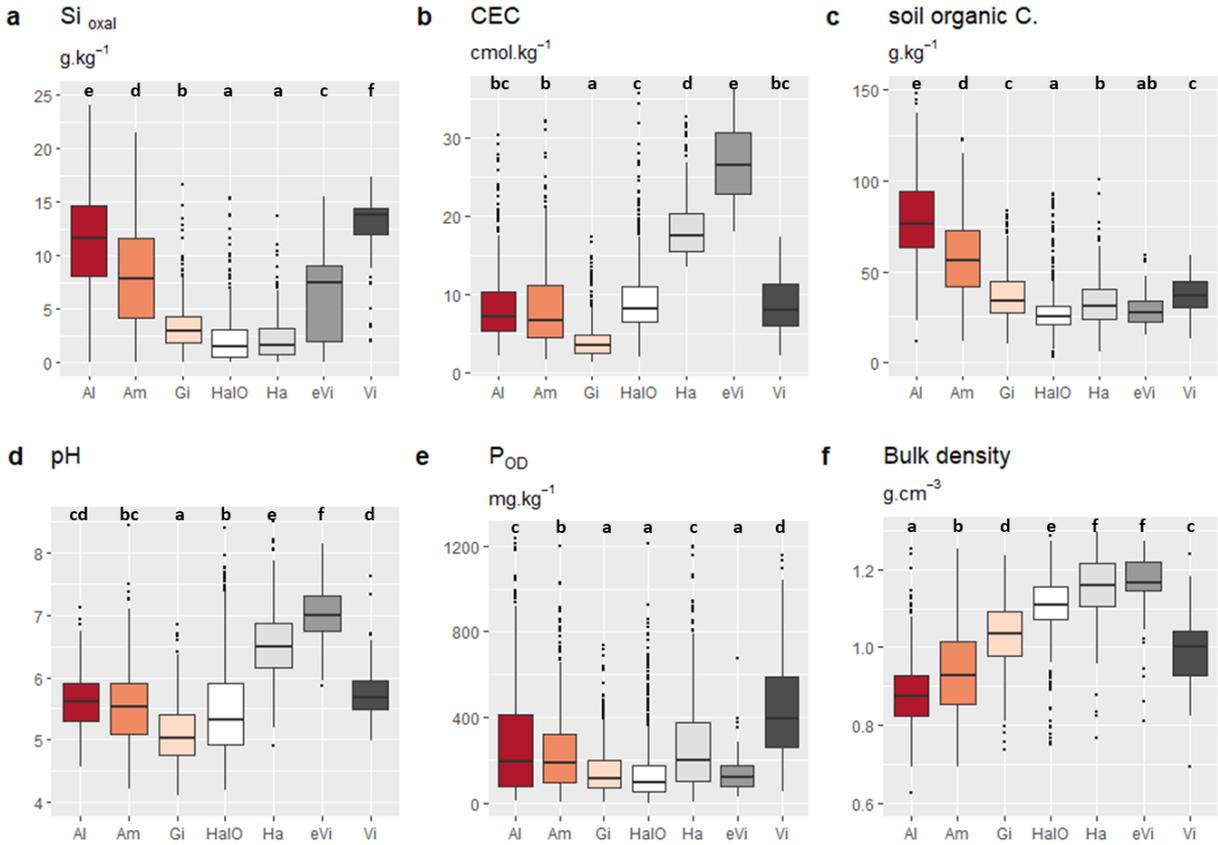


Figure 6 : Soil cluster boxplot and Tukey test for the VNIR/chemical typology among the pedogenesis indicators: acid-oxalate extraction Si (a) and CEC (b); and resulting soil chemical properties: soil organic C (c), pH (d); P_{OD} (e) and physical property: bulk density (f)

3.4. Geological and pedological knowledge supports the spatial structure of the VNIR/chemical soil typology

The spatialization of the VNIR/chemical typology, based on a mineralogical and chemical soil constituent approach, is presented in Figure 7b. It shows the improvement of spatial unit homogeneity compared to the typology based only on VNIR spectra (Figure 7a). The very clear improvement of the spatial unit homogeneity by the contribution of chemical properties revealed the pedogenesis expression of the weathering gradient in a more pronounced way. The extent of the Al cluster was larger and more homogeneous. The Am and Gi clusters remained unchanged. The extent of the HaIO cluster was also enlarged, while the Ha cluster was reduced. These two halloysite clusters were spatially well defined with a very distinct altitudinal distribution. Finally, the eVi and Vi units represented small cultivated areas, but the spatial units were very well defined and corresponded to well-identified geographic and pedological zones. The eVi and Vi clusters corresponded to two distinct alluvial cones in the northeastern and southwestern regions, respectively (i.e., *Annexe 1* of supplementary materials).

The globally homogeneous spatial structure of the typology on the sugarcane surface highlighted three main observations. First, it was possible to clearly distinguish the two volcanic massifs on the map with strongly weathered halloysite soil clusters on the older massif (from 2 million years ago) and weakly weathered SROM on the younger massif (from 400 000 years ago). This means that the nature of the soil clusters is related to the temporal evolution of the island geology. Al oxyhydroxides, which require a long pedogenesis to form, are, however, significantly present on both massifs (cluster Gi). The appearance of this cluster on the recent massif is very localized and corresponds perfectly to the early volcanism of phase *I* (“Piton de la Fournaise”), which is consistent with the late flow of phase *IV* (“Piton des Neiges”) on which the Gi cluster is installed (Figure 3c). The presence of young materials is very discrete on the old massif, with (i) the Al and Am clusters on the western flank, mainly above 700 m altitude. These soils, although formed from phase *IV* materials, have been preserved from advanced weathering due to the warm and humid climate of the high regions of Reunion Island (Figures 1d and 1e). (ii) Cluster Vi, located in the alluvial cone to the northeast, was formed only in the last 10 000 years.

Second, soil clusters followed a weathering gradient from the extreme east to the extreme west in the following order: Al, Am, Gi, HaIO and Ha (eVi and Vi clusters were particular

because of the allochthonous nature of their materials). This simple amorphous/crystallized distinction highlighted the importance of the pedogenetic age for soil properties and described the spatial variations in soil. The case of the Vi cluster is also interesting since its surroundings, which are older alluvium, are represented by the Al cluster, which reflects the andosolization process set up over time within the same spatial and geological entity. An altitudinal gradient as successive crown shapes (Feder, 2013) could also be observed from the center of the island to the coast (visible despite the reduced typology area under sugarcane cultivation). This altitudinal gradient (from Am/Gi, HaIO to Ha and followed by eVi in the southwest) is particularly visible in areas where the geological substrate was uniform and old (such as in the Phase *IV* and Phase *I* flows). On these toposequences, the impact of climate is primordial since the "warm temperate moist" and "tropical wet" climates found at high altitudes cause the leaching of Si, thereby enabling SRO minerals to form and persist, and the accumulation of Si at the bottom of the slope, where the climate is drier ("tropical moist" and "topical dry"), thereby causing the formation of aluminosilicates such as halloysite.

The last observation of this spatialization is the scattered tendency of cluster units, which was particularly visible on the Al and Am clusters (less visible on the other clusters). These scatters were mostly visible in areas with complex geology and mainly on the "Piton de la Fournaise" volcanic massif, where several recent geological ages intersect (six main periods from -75 000 years to today). This complex distribution of SROM (and thus soil clusters) under volcanic regions has already been observed both horizontally and vertically (Churchman et al., 2016; Mora et al., 2014) and is due to active volcanism and the instability of newly formed materials (Zehetner et al., 2003). Such a soil unit's spatial structure makes the use of a preestablished map unsuitable for agronomic use, especially for crop management purposes at the plot scale, because of the limitation question between two soil units. This result therefore suggests the attribution of a soil unit, from the proposed typology, directly by VNIR measurement, for each soil sample analyzed.

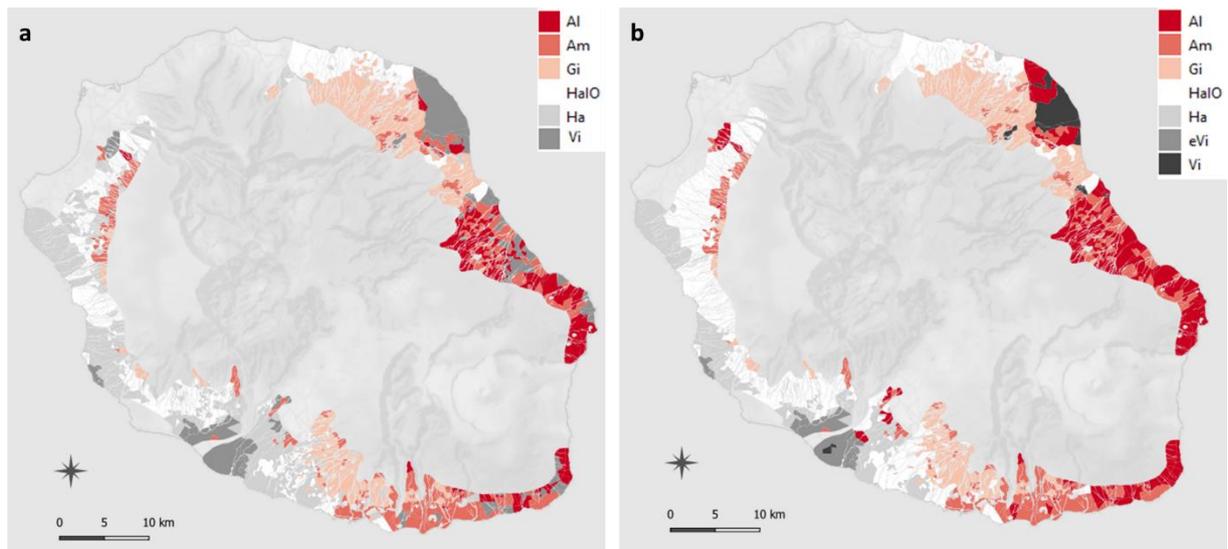


Figure 7 : Improvement of the spectral typology spatialization (a) due to the VNIR/chemical approach (b). Al: allophane; Am: amorphous, Gi: gibbsite, HaIO: halloysite with iron oxyhydroxides, Ha: halloysite, eVi: evolved vitric, Vi: vitric

Even though the opposition of soil types (from the Andosol to Ferralsol) allowed a good performance of the typology, the quality of the clustering (spatialization, precision of agronomic potentials and constraints) must be put in perspective with regard to its importance in the sugarcane-cultivated area (Table 1). Thus, the dominant clusters were HaIO and Gi, covering 29 and 22 %, respectively, of the sugarcane area; clusters Al and Am covered 19 and 16 %, respectively, of the sugarcane area; 9 % was covered by cluster Ha; and only 5 % was covered clusters eVi and Vi. Significant chemical constraints of sugarcane-cultivated soils in Reunion Island are (1) low CEC and pH with mean values of 8 cmol.kg^{-1} and 5.5, respectively, for 89 % of the surface (Al, Am, Gi, HaIO and Vi clusters), which may imply important liming operations (with a particular vigilance for Gi cluster soils) and (2) the lowest SOC contents (33 g. kg^{-1}) for 65 % of the surface (Gi, HaIO, Ha, eVi and Vi, with particular attention to the HaIO cluster), which may lead to significant fertilizer requirements (low nutrient supply from the soil). However, the contents of these compounds are not sufficient for the agronomic diagnosis of plots. These results should be cross-referenced with climatic data as well as soil physical data (depth, bulk density and stoniness) to reveal the potentials and constraints of agricultural soils in Reunion Island.

Table 1 : Relative significance of soil sample types in the sugarcane area for the VNIR/chemical typology

Cluster name	No. of samples	Proportion of samples (%)	Sugarcane surface (%)
Al	356	12	19
Am	443	15	16
Gi	600	20	22
HaIO	1082	36	29
Ha	381	13	9
eVi	59	2	2
Vi	93	3	3

3.5. A new typology more related to pedogenesis

The soil typology used for fertilization guidelines on Reunion Island is currently based on the soil typology of Pouzet et al. (2003) and has allowed the fundamental evolution of considering the soil fertility potential in an agronomic issue. The typology was established by grouping the morphopedological types of Raunet, (1991), according to their chemical properties only, based on 15 000 soil analyses. The objective of this typology was then comparable to the present study: to combine a pedogenetic approach with the soil chemical properties to reveal the agronomic potentials and constraints of a limited number of soil types. The matrix in Figure 8 shows the occurrence rate of the soil clusters of the VNIR/chemical typology in each soil unit described by Pouzet et al. (2003). Despite the same number of soil types in each typology, the soil types of the current typology were very heterogeneous and reflected a high mineralogical heterogeneity. Some clusters were present in very small percentages (< 2 %) within the soil types of the current typology, which certainly reflects an inconsistency of boundaries between the units. As Feder and Bourgeon (2009) explain, the pedogenetic boundaries used by Raunet (1991) for his typology were based on a less precise and now obsolete taxonomic system (CPCS, 1967), and it is therefore unwise to rely on his study to update a soil map. The matrix also revealed soil characteristics for which the two typologies coincide, more or less clearly: "Andic ferralitic soil", of which 78.2 % was represented by cluster Gi, previously described as a Ferralsol with andic characters; "ferralitic soil", of which 68.7 % was represented by cluster HaIO, described as a Ferralsol; "Hydric

Andosol", of which 57.2 % was represented by cluster Al, described here as a Silandic Andosol; and "Cambisol", of which 48.4 % was represented by cluster Ha, also described as a Cambisol. However, many points of disagreement were also visible: "Andosol" was mostly represented by the Gi cluster (41.7 %), whereas this cluster is rather similar to the Ferralsol, despite these andic characteristics; the "Andic Cambisol" was represented (63.6 %) by the HaIO cluster, whereas it is rather similar to a Ferralsol and does not present any andic characteristics. Finally, "Alluvial soil" was represented by the clusters Al, Am, eVi and Vi in significant quantities, which makes the pedological and agronomic interpretation of this soil type very confusing.

The presence of several clusters with distinct mineralogical and chemical characteristics within each soil type of the current typology highlights the inadequacy of this typology regarding soil pedogenesis and represents a large part of the sugarcane area (i.e., *Annexe 3* of supplementary materials). The VNIR/chemical typology conversely makes it possible to reduce the average coefficient of variation per unit by 3 % compared to the current typology for the SOC, CEC and pH (i.e., *Annexes 2 and 4* of supplementary materials).

The relevance of the methodology proposed in our study lies in its unsupervised, simple and transparent approach. In addition, due to the low cost of spectral data acquisition, the typology may be replicated in neighboring and developing areas, such as the highly ferralitic soils of Madagascar and central Africa. A limitation to this perspective could, however, be the "too homogeneous" character of soils of a given territory. Indeed, in our study case, the typology finds its relevance in the alteration gradients revealed: the opposition of vitric and nonvitric soils and the crystallization gradient. This is also the case for studies in Brazil and Australia, whose vast and heterogeneous territory makes it possible to highlight soil weathering gradients (Demattê and Terra, 2014; Terra et al., 2018; Viscarra Rossel and Behrens, 2010)

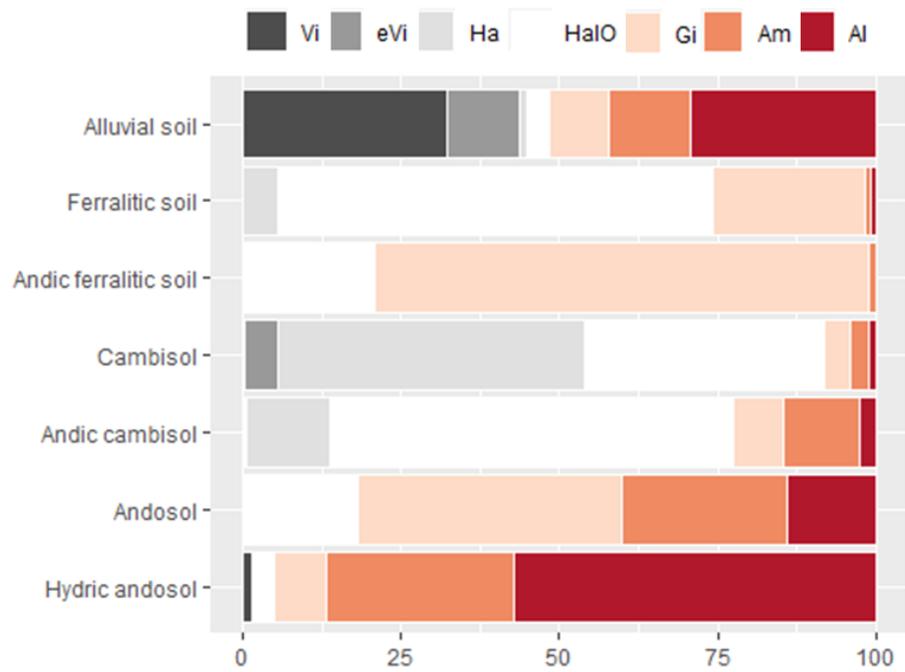


Figure 8 : Heterogeneity of soil type assignment according to the typology considered (current typology (Pouzet et al., 2003) or VNIR/chemical typology)

4. Conclusions

The first objective of this study was to verify whether the VNIR spectral signatures of Reunion Island soils could be used to identify the mineralogical compounds leading to soil type differentiation. The second objective was to verify that the spatialization of the spectral soil sample units revealed island pedogenesis and the altitudinal alteration gradient was set up under geological and climatic action. Finally, our last objective was to reveal the direct link between soil mineralogy and the physical-chemical composition to obtain homogeneous units of agronomic relevance.

The VNIR spectra studied on the surface cultivated under sugarcane on Reunion Island revealed the soil mineralogy. Unsupervised clustering allowed the formation of six clusters with distinct spectral signatures based on their absorption features, intensity, and spectral shape. The continuum formed by samples revealed pedogenetic processes of these soils through an andic gradient, starting from vitric materials, as well as a crystallization gradient of the minerals, from SROM to Al oxyhydroxides.

The impact of the soil sample mineralogy on CEC, SOC, pH and BD was validated for the studied dataset. In addition, the contribution of the chemical parameters SOC and CEC to the typology allowed the spatial and physical-chemical distribution homogenization of the clusters. The VNIR/chemical typology methodology thus resulted in seven clusters of soil samples whose mineralogical and physical-chemical properties suggest referenced soil types that a morphological analysis of the soil profiles could confirm: Arenosol with vitric and vertic characters represented by clusters Vi and eVi; Andosols with or without SROM, represented by clusters Al and Am; a Cambisol represented by cluster Ha; and a Ferralsol with or without andic characters represented by clusters Gi and HaIO.

The spatial structure of this soil sample typology is very satisfactory and reveals two of the fundamental factors of the pedogenesis of these tropical volcanic soils: the volcanism ages with a clear distinction between the two massifs and a very heterogeneous aspect of the spatial units for soils formed during recent volcanism and the climate with a very marked altitudinal alteration gradient across successive crowns. Our hypothesis that the strong altitudinal gradient and the volcanic and tropical characteristics of the studied soils allow us to exploit the strong potential of VNIR spectroscopy to distinguish soils into a typology was thus validated.

5. References

- Allo, M., Todoroff, P., Jameux, M., Stern, M., Paulin, L., Albrecht, A., 2020. Prediction of tropical volcanic soil organic carbon stocks by visible-near- and mid-infrared spectroscopy. *CATENA* 189, 104452. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104452>
- Basile-Doelsch, I., Amundson, R., Stone, W.E.E., Borschneck, D., Bottero, J.Y., Moustier, S., Masin, F., Colin, F., 2007. Mineral control of carbon pools in a volcanic soil horizon. *Geoderma* 137, 477–489. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.10.006>
- Basile-Doelsch, I., Amundson, R., Stone, W.E.E., Masiello, C.A., Bottero, J.Y., Colin, F., Masin, F., Borschneck, D., Meunier, J.D., 2005. Mineralogical control of organic carbon dynamics in a volcanic ash soil on La Reunion. *Eur J Soil Science* 56, 689–703. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00703.x>
- Batjes, N.H., 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil. Sci.* 65, 4–21.
- Ben-Dor, E., Banin, A., 1990a. Near-Infrared Reflectance Analysis of Carbonate Concentration in Soils. *Appl. Spectrosc.* 44, 1064–1069. <https://doi.org/10.1366/0003702904086821>
- Ben-Dor, E., Banin, A., 1990b. Diffuse reflectance spectra of smectite minerals in the near infrared and their relationship to chemical composition / Spectres de réflectance diffuse de smectites dans le proche infrarouge, en relation avec la composition chimique. *Sci. Géol.* 43, 117–128.
- Ben-Dor, E., Heller, D., Chudnovsky, A., 2008. A Novel Method of Classifying Soil Profiles in the Field using Optical Means. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 1113–1123. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0059>
- Bickel, K., Richards, G., Köhl, M., Vianna Rodrigues, R.L., Stahl, G., 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 : Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 3 : Consistent Representation of Lands. IPCC.
- Bishop, J.L., Ethbrampe, E.B., Bish, D.L., Abidin, Z.L., Baker, L.L., Matsue, N., Henmi, T., 2013. Spectral and Hydration Properties of Allophane and Imogolite. *Clays Clay Miner.* 61, 57–74. <https://doi.org/10.1346/CCMN.2013.0610105>
- Bordeepong, S., Bhongsuwan, D., Pungrassami, T., Bhongsuwan, T., 2011. Characterization of halloysite from Thung Yai District, Nakhon Si Thammarat Province, in Southern Thailand. *Songklanakarin J. Sci. Technol.* 5, 9.
- Bowers, S.A., Hanks, R.J., 1965. Reflection of Radiant Energy From Soils. *Soil Sci.* 100, 130–138. <https://doi.org/10.1097/00010694-196508000-00009>
- Brasset, T., 1995. Etude par spectroscopie en réflectance diffuse (visible et proche infrarouge) de la transformation de l'héritage ferrallitique en Basse-Casamance (Senegal). Exemple de la toposéquence de Yabone. Denis Diderot-Paris VII UFR des Sciences Pphysiques de la Terre.
- Bui, E.N., Moran, C.J., 2001. Disaggregation of polygons of surfacial geology and soil maps using spatial modeling and legacy data. *Geoderma* 103, 79–94.
- Chevallier, T., Fujisaki, K., Roupsard, O., Guidat, F., Kinoshita, R., de Melo Viginio Filho, E., Lehner, P., Albrecht, A., 2019. Short-range-order minerals as powerful factors explaining deep soil organic carbon stock distribution: the case of a coffee agroforestry

plantation on Andosols in Costa Rica. *SOIL* 5, 315–332. <https://doi.org/10.5194/soil-5-315-2019>

Chevallier, T., Woignier, T., Toucet, J., Blanchart, E., 2010. Organic carbon stabilization in the fractal pore structure of Andosols. *Geoderma* 159, 182–188. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.010>

Churchman, G., Pasbakhsh, P., Lowe, D.J., Theng, B.K.G., 2016. Unique but diverse: some observations on the formation, structure and morphology of halloysite. *Clay miner.* 51, 395–416. <https://doi.org/10.1180/claymin.2016.051.3.14>

Churchman, G.J., Gilkes, R.J., 1989. Recognition of intermediates in the possible transformation of halloysite to kaolinite in weathering profiles. *Clay miner.* 24, 579–590. <https://doi.org/10.1180/claymin.1989.024.4.02>

Clark, R.N., King, T.V.V., Klejwa, M., Swayze, G.A., Vergo, N., 1990. High spectral resolution reflectance spectroscopy of minerals. *J. Geophys. Res. Atmos.* 95, 12653–12680.

Cozzolino, D., Moron, A., 2003. The potential of near-infrared reflectance spectroscopy to analyse soil chemical and physical characteristics. *J. Agric. Sci.* 140, 65–71. <https://doi.org/10.1017/S0021859602002836>

CPCS, 1967. Classification des sols. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Grignon, France 87.

Dabin, B., 1967. Sur une méthode d'analyse du phosphore dans les sols tropicaux. Presented at the Colloque sur la fertilité des sols tropicaux, ORSTOM, p. 17.

Demattê, J.A.M., Campos, R.C., Alves, M.C., Fiorio, P.R., Nanni, M.R., 2004. Visible–NIR reflectance: a new approach on soil evaluation. *Geoderma* 121, 95–112. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.012>

Demattê, J.A.M., Garcia, G.J., 1999. Alteration of Soil Properties through a Weathering Sequence as Evaluated by Spectral Reflectance. *Soil Science Society of America Journal* 63, 327–342. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300020010x>

Demattê, J.A.M., Terra, F.S., 2014. Spectral pedology: A new perspective on evaluation of soils along pedogenetic alterations. *Geoderma* 217–218, 190–200. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.11.012>

Di Iorio, E., Circelli, L., Lorenzetti, R., Costantini, E.A.C., Egendorf, S.P., Colombo, C., 2019. Estimation of andic properties from Vis-NIR diffuse reflectance spectroscopy for volcanic soil classification. *CATENA* 182, 104109. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104109>

Fallavier, P., Babre, D., Breysse, M., 1985. Détermination de la capacité d'échange cationique des sols tropicaux acides. *L'Agronomie tropicale* 40, 298–308.

Feder, F., 2013. Soil map update: Procedure and problems encountered for the island of Réunion. *CATENA* 110, 215–224. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.06.019>

Feder, F., Bourgeon, G., 2009. Mise à jour de la carte des sols de l'île de la Réunion. Démarche suivie et problèmes rencontrés. *Etude et Gestion des Sols* 16, 85–99.

Hidalgo, C., Etchevers, J.D., Martínez-Richa, A., Yee-Madeira, H., Calderon, H.A., Vera-Graziano, R., Matus, F., 2010. Mineralogical characterization of the fine fraction (<2 μ m) of degraded volcanic soils and tepetates in Mexico. *Applied Clay Science* 49, 348–358. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2009.11.007>

Hunt, G.R., Salisbury, J.W., 1970. Visible and near infrared spectra of minerals and rocks. VI. Additional silicates. *Mod. Geol.* 1, 283–300.

Levard, C., Doelsch, E., Basile-Doelsch, I., Abidin, Z., Miche, H., Masion, A., Rose, J., Borschneck, D., Bottero, J.-Y., 2012. Structure and distribution of allophanes, imogolite and proto-imogolite in volcanic soils. *Geoderma* 183–184, 100–108. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.03.015>

Madari, B.E., Reeves, J.B., Machado, P., Guimarães, C.M., Torres, E., McCarty, G.W., 2006. Mid- and Near-Infrared Spectroscopic Assessment of Soil Compositional Parameters and Structural Indices in Two Ferralsols. *Geoderma* 136, 245–259. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.03.026>

Madeira Netto, J.S., 1993. Etude quantitative des relations constituants minéralogiques - Réflectance diffuse des latosols brésiliens. Application à l'utilisation pédologique des données satellitaires TM (Région de Brasilia). Université Pierre et Marie Curie, Paris VI.

Mayer, L.M., Xing, B., 2001. Organic Matter–Surface Area Relationships in Acid Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 250–258.

Mora, J.L., Guerra, J.A., Armas-Herrera, C.M., Arbelo, C.D., Rodríguez-Rodríguez, A., 2014. Storage and depth distribution of organic carbon in volcanic soils as affected by environmental and pedological factors. *CATENA* 123, 163–175.

Nanni, M.R., Demattê, J.A.M., 2006. Spectral Reflectance Methodology in Comparison to Traditional Soil Analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 393–407. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.0285>

Nduwamungu, C., Ziadi, N., Parent, L.-E., Tremblay, G.F., Thuriès, L., 2009. Opportunities for, and limitations of, near infrared reflectance spectroscopy applications in soil analysis: A review. *Can. J. Soil Sci.* 89, 531–541. <https://doi.org/10.4141/CJSS08076>

Nobile, C.M., Bravin, M.N., Tillard, E., Becquer, T., Paillat, J.-M., 2018. Phosphorus sorption capacity and availability along a toposequence of agricultural soils: effects of soil type and a decade of fertilizer applications. *Soil Use Manage* 34, 461–471. <https://doi.org/10.1111/sum.12457>

Oehler, J.-F., Lénat, J.-F., Labazuy, P., 2008. Growth and collapse of the Reunion Island volcanoes. *Bull Volcanol* 70, 717–742. <https://doi.org/10.1007/s00445-007-0163-0>

Parfitt, R., 1990. Allophane in New Zealand - A review. *Soil Res.* 28, 343. <https://doi.org/10.1071/SR9900343>

Parfitt, R., Childs, C., 1988. Estimation of forms of Fe and Al - a review, and analysis of contrasting soils by dissolution and Mossbauer methods. *Soil Res.* 26, 121. <https://doi.org/10.1071/SR9880121>

Parfitt, R.L., Wilson, A.D., 1985. Estimation of allophane and halloysite in three sequences of volcanic soils, New Zealand. *Catena Suppl.* 7, 1–8.

Percival, H.J., Parfitt, R.L., Scott, N.A., 2000. Factors Controlling Soil Carbon Levels in New Zealand Grasslands Is Clay Content Important? *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1623–1630.

Poulenard, J., Herbillon, A.J., 2000. Sur l'existence de trois catégories d'horizons de référence dans les andosols. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science* 331, 651–657. [https://doi.org/10.1016/S1251-8050\(00\)01467-1](https://doi.org/10.1016/S1251-8050(00)01467-1)

Pouzet, D., Letourmy, P., Legier, P., 2003. Evaluation de la fertilité des sols réunionnais cultivés, à partir des conseils en fertilisation de canne à sucre, Agritrop. CIRAD, Montpellier.

Raunet, M., 1991a. Le milieu physique et les sols de l'île de la Réunion, Cirad. ed.

Raunet, M., 1991b. Le milieu physique et les sols de l'île de La Réunion 515.

Riquier, J., 1960. Notices sur les cartes pédologiques de reconnaissance. Ile de la Réunion. Publications de l'institut de Recherche Scientifique de Madagascar, Tananarive-Tsimbazaza 72.

Roecker, S.M., Howell, D.W., Haydu-Houdeshell, C.A., Blinn, C., 2010. A Qualitative Comparison of Conventional Soil Survey and Digital Soil Mapping Approaches, in: Boettinger, J.L., Howell, D.W., Moore, A.C., Hartemink, A.E., Kienast-Brown, S. (Eds.), *Digital Soil Mapping*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 369–384. https://doi.org/10.1007/978-90-481-8863-5_29

Romero, R., Robert, M., Elsass, F., Garcia, C., 1992. Abundance of halloysite neof ormation in soils developed from crystalline rocks. Contribution of transmission electron microscopy. *Clay miner.* 27, 35–46. <https://doi.org/10.1180/claymin.1992.027.1.04>

Rose, J., Vilge, A., Olivie-Lauquet, G., Masion, A., Frechou, C., Bottero, J.-Y., 1998. Iron speciation in natural organic matter colloids. *Colloids and Surfaces* 136, 11–19.

Ruiz Cruz, M.D., Moreno Real, L., 1991. Practical determination of allophane and synthetic alumina and iron oxide gels by X-ray diffraction. *Clay miner.* 26, 377–387. <https://doi.org/10.1180/claymin.1991.026.3.07>

Sherman, D.M., Waite, T.D., 1985. Electronic Spectra of Fe³⁺ Oxides and Oxide Hydroxides in the Near IR to Near UV. *Am. Mineral.* 70, 1262–1269.

Sieffermann, G., Millot, G., 1969. Equatorial and tropical weathering of recent basalts from Cameroon : Allophanes, halloysite, metahalloysite, kaolinite and gibbsite. *International Clay Conference* 1, 417–430.

Stenberg, B., Viscarra Rossel, R.A., Mouazen, A.M., Wetterlind, J., 2010. Visible and Near Infrared Spectroscopy in Soil Science, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 163–215. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)07005-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)07005-7)

Stoner, E.R., Baumgardner, M.F., 1981. Characteristics variations in reflectance of surface soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 161–1165.

Teng, H., Viscarra Rossel, R.A., Shi, Z., Behrens, T., 2018. Updating a national soil classification with spectroscopic predictions and digital soil mapping 164, 125–134.

Terra, F.S., Demattê, J.A.M., Viscarra Rossel, R.A., 2018. Proximal spectral sensing in pedological assessments: vis–NIR spectra for soil classification based on weathering and pedogenesis. *Geoderma* 318, 123–136. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.053>

Torn, M.S., Trumbore, S.E., Chadwick, O.A., Vitousek, P.M., Hendricks, D.M., 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389, 170–173.

Vasques, G.M., Dematte, J.A.M., Viscarra Rossel, R.A., Ramirez-Lopez, L., Terra, F.S., 2014. Soil classification using visible/near-infrared diffuse reflectance spectra from multiple depths. *Geoderma* 223, 73–78. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.019>

Viscarra Rossel, R.A., Behrens, T., 2010. Using data mining to model and interpret soil diffuse reflectance spectra. *Geoderma* 158, 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.025>

Viscarra Rossel, R.A., Walvoort, D.J.J., Mcbratney, A.B., Janik, L., Skjemstad, J.O., 2006. Visible, Near Infrared, Mid Infrared or Combined Diffuse Reflectance Spectroscopy for Simultaneous Assessment of Various Soil Properties. *Geoderma* 131, 59–75.

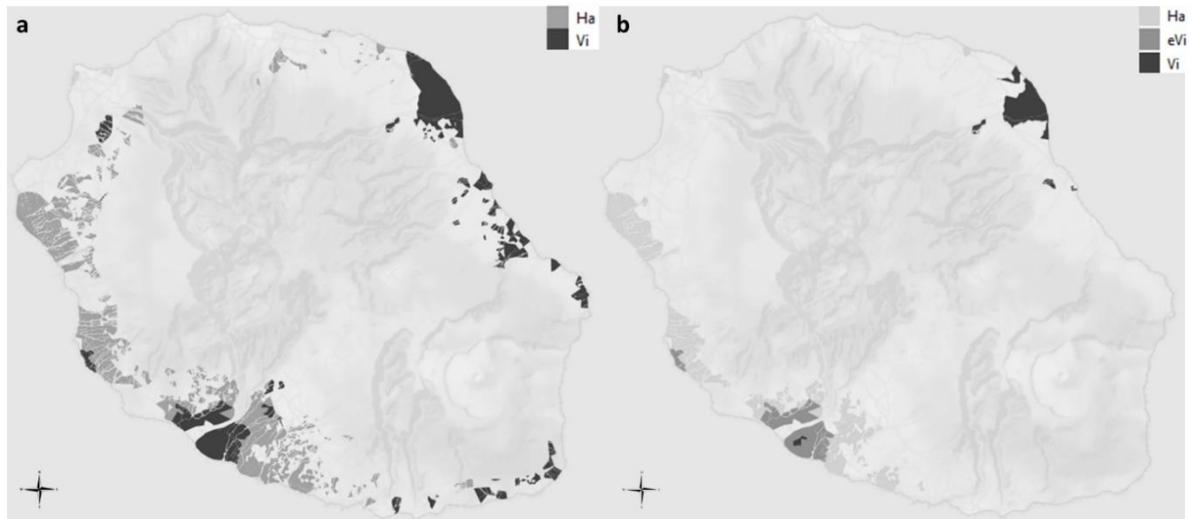
Yang, H., Mouazen, A., 2012. Vis/Near- and Mid- Infrared Spectroscopy for Predicting Soil N and C at a Farm Scale, in: Theophile, T. (Ed.), *Infrared Spectroscopy - Life and Biomedical Sciences*. InTech. <https://doi.org/10.5772/36393>

Yang, L., Jiao, Y., Fahmy, S., Zhu, A.-X., Hann, S., Burt, J.E., Qi, F., 2011. Updating Conventional Soil Maps through Digital Soil Mapping. *Soil Science Society of America Journal* 75, 1044–1053. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0002>

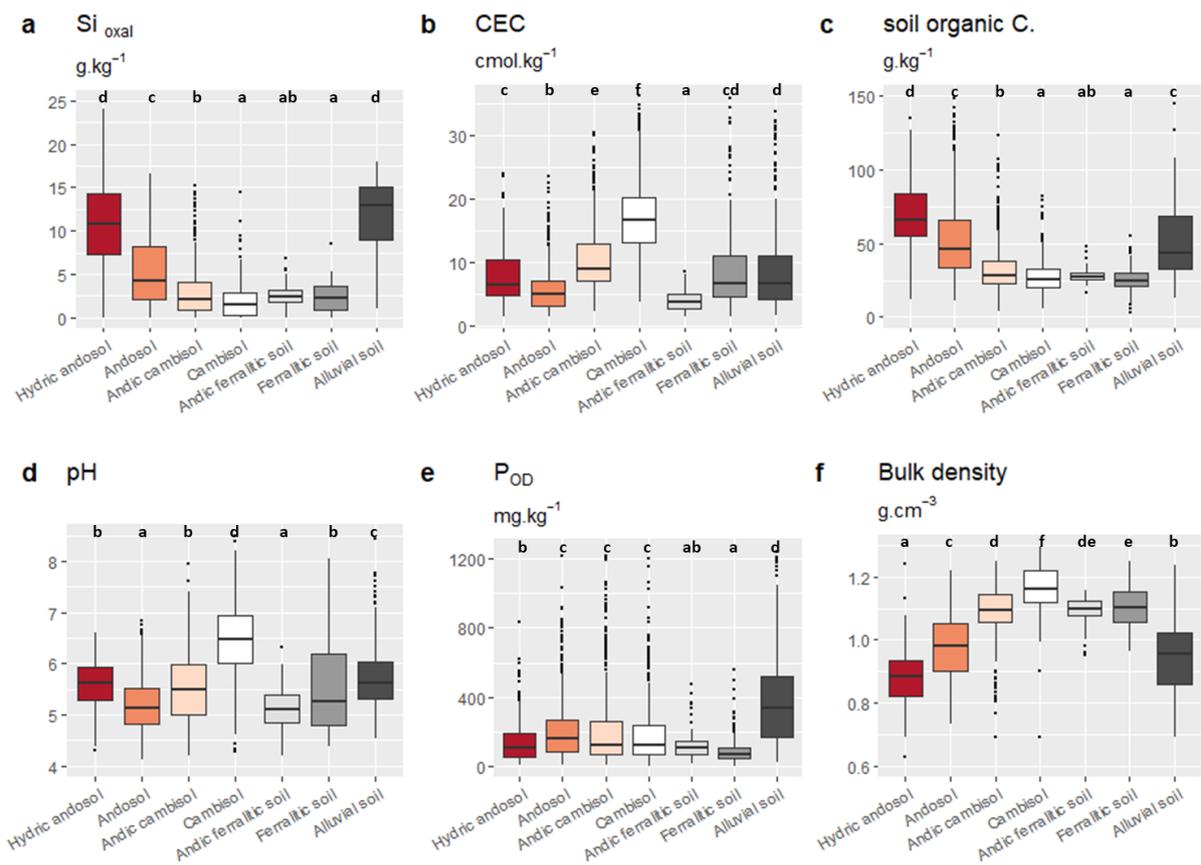
Zebrowski, C., 1975. Etude d'une climatoséquence dans l'île de la Réunion. *Cahiers de ORSTOM, série Pédologie* 13, 255–278.

Zehetner, F., Miller, W., West, L.T., 2003. Pedogenesis of Volcanic Ash Soils in Andean Ecuador. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1797–1809. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1797>

6. Supplementary materials



Annexe 1 : Spatial visualization of the improvement between the two bimodal clusters of the VNIR typology (a) and the VNIR/chemical typology (b)

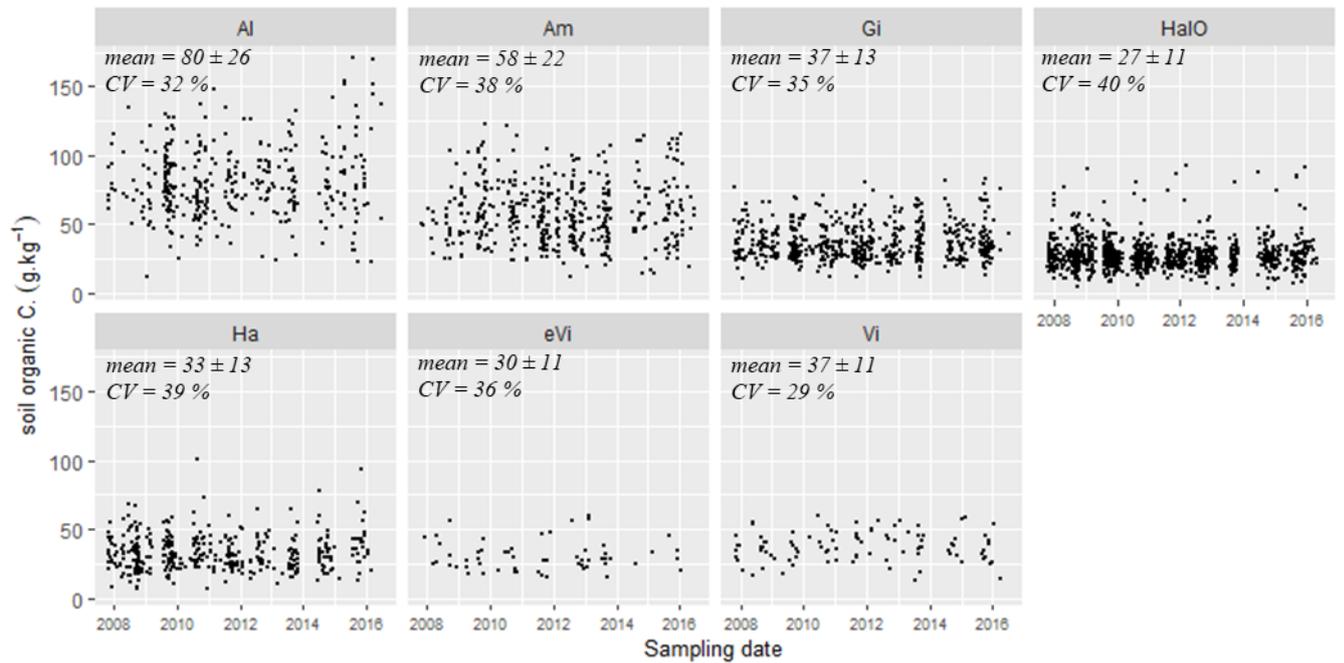


Annexe 2 : Soil cluster boxplot and Tukey test for the current typology (Pouzet et al., 2003) among the pedogenesis indicator: acid-oxalate extraction Si (a) and CEC (b); and resulting soil chemical properties: soil organic C (c), pH (d); POD (e) and physical property: bulk density (f)

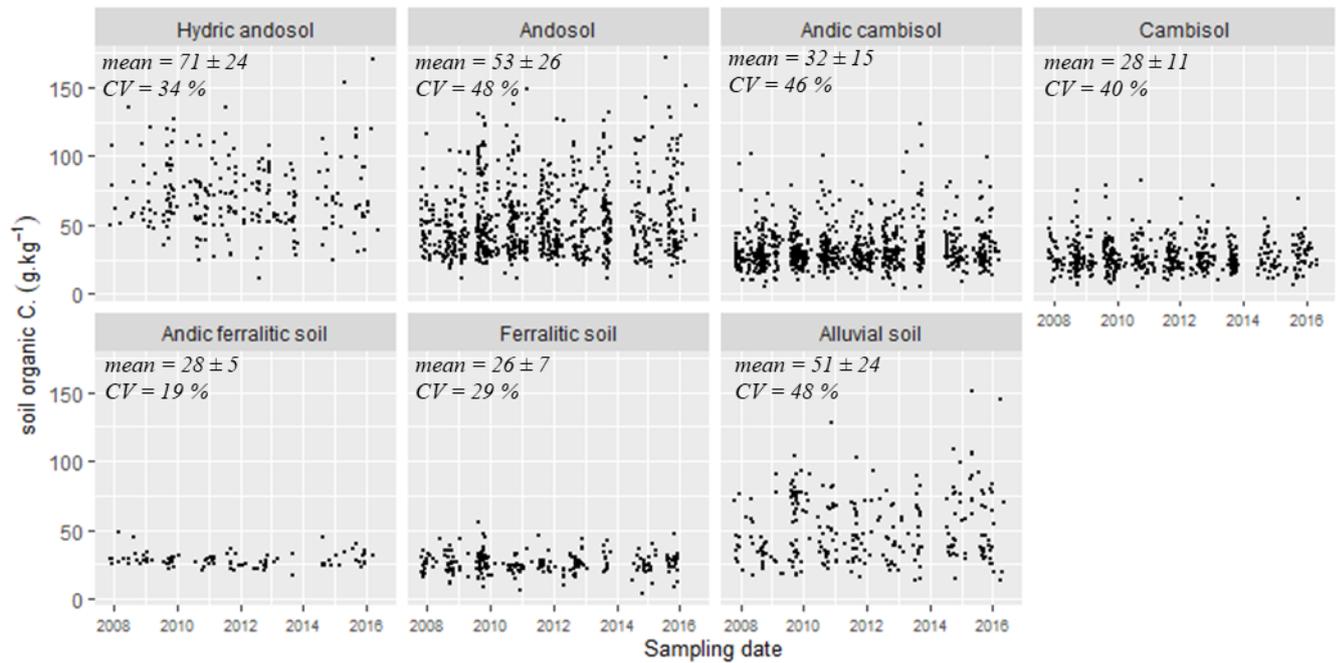
Annexe 3 : Relative significance of soil sample types in the sugarcane area for the current typology
(Pouzet et al., 2003)

Cluster name	No. of samples	Proportion of samples (%)	Sugarcane surface (%)
Hydric Andosol	236	8	15
Andosol	828	27	26
Andic Cambisol	849	28	22
Cambisol	523	17	13
Andic ferralitic soil	87	3	6
Ferralitic soil	233	8	7
Alluvial soil	258	9	11

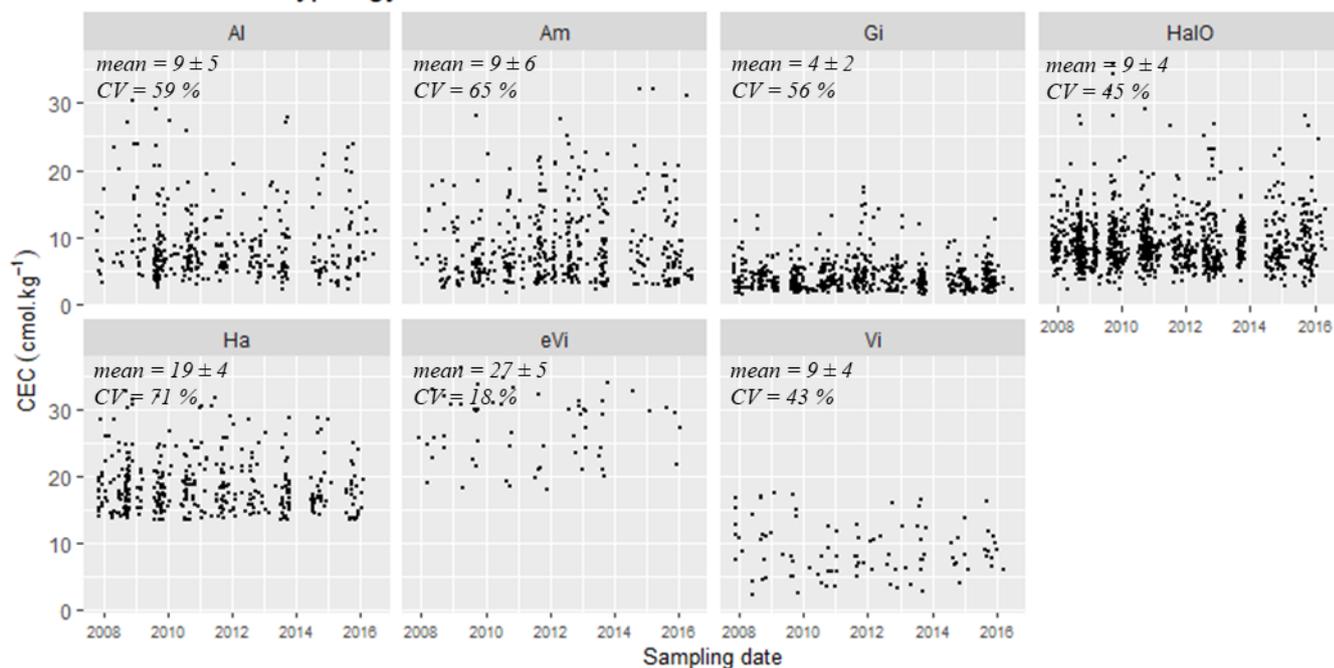
a VNIR/chemical typology



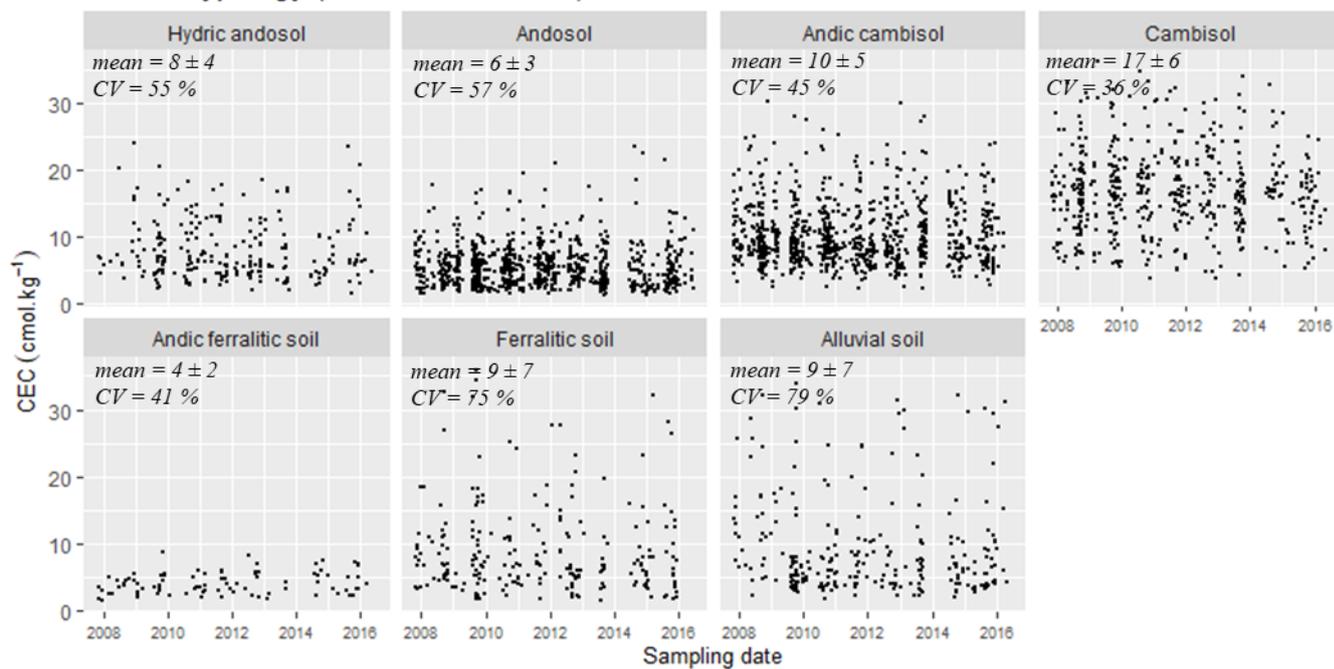
Current typology (Pouzet et al., 2003)



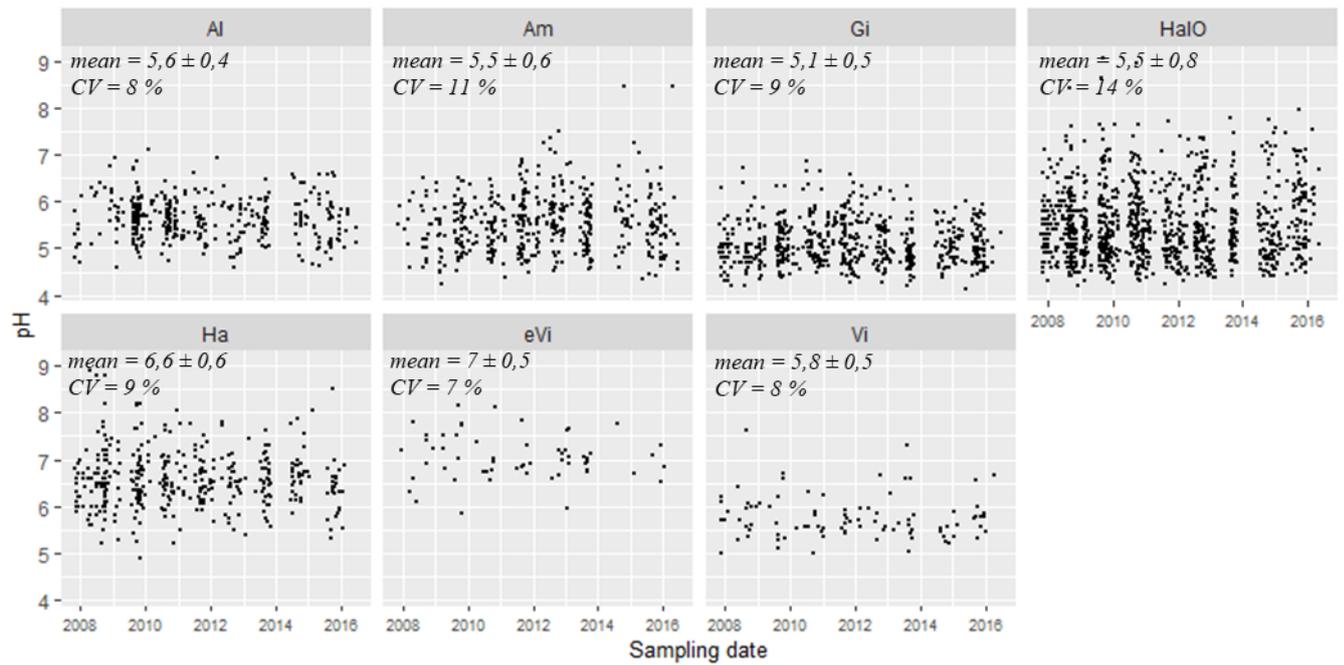
b VNIR/chemical typology



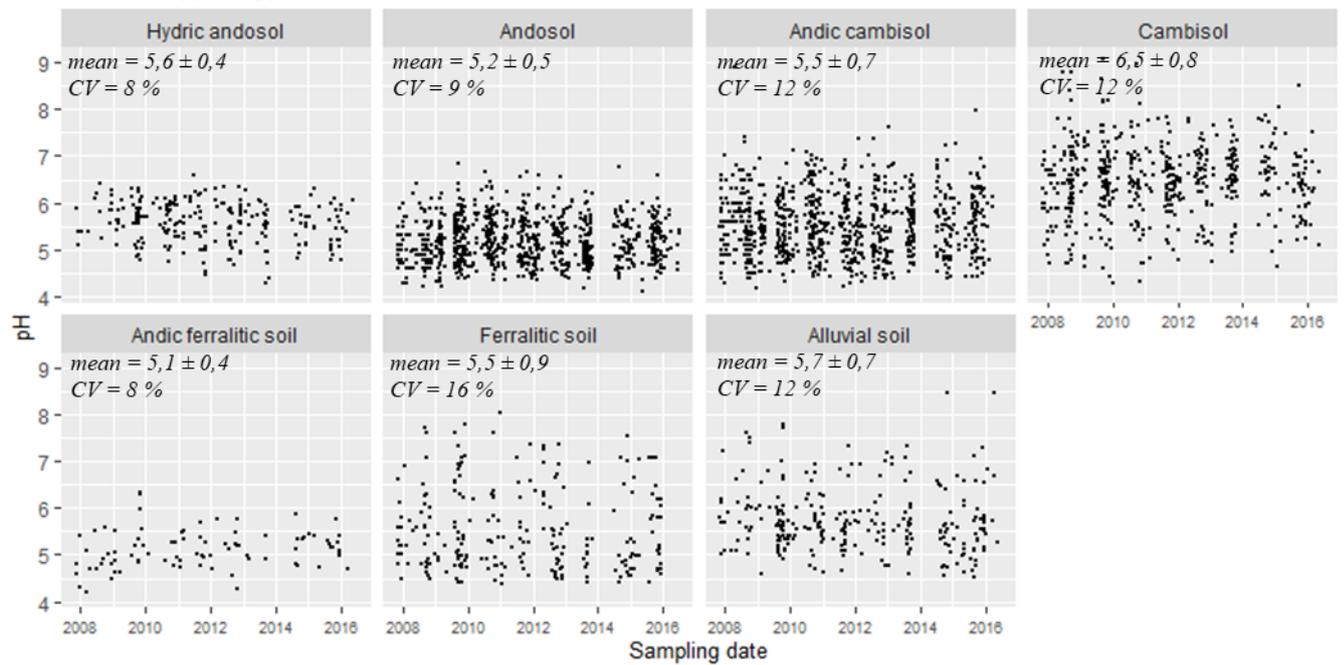
Current typology (Pouzet et al., 2003)



c VNIR/chemical typology



Current typology (Pouzet et al., 2003)



Annexe 4 : Decrease in the mean coefficient of variation per compound due to the proposed VNIR/chemical typology for the SOC content (a), CEC (b) and pH (c)

Chapitre II : Prédiction du taux de minéralisation de l'azote organique des sols volcaniques et tropicaux

Ce travail a été réalisé au sein de l'unité de recherche Recyclage et Risque du Cirad de Saint-Denis de La Réunion et a fait l'objet d'une valorisation poster pour le congrès de l'ISSCT 2023 en Inde :

Versini A., Nobile C., Ramos M., Février A., Villefourceix-Gimenez P., 2023. Assessment of soil nitrogen to improve nitrogen fertiliser recommendations for sugarcane in Réunion. In : Proceedings of the XXXI International Society of Sugar Cane Technologists. ISSCT. Hyderabad : ISSCT, 646-650. ISSCT Congress. 31, Hyderabad, Inde, 20 Février 2023/23 Février 2023.

Les personnes impliquées ainsi que leurs contributions respectives à ce chapitre de thèse sont listées ci-dessous. **Marion Ramos** a effectué la sélection des échantillons, la mise en place et le suivi des incubations en conditions contrôlées, les envois d'échantillons, l'analyse et la rédaction du chapitre. **Antoine Versini** a participé à la mise en place et au suivi des incubations en conditions contrôlées, à l'analyse et la rédaction du chapitre. **Laurent Thuriès** a apporté la méthodologie des incubations en conditions contrôlées, a participé à leur mise en place et suivi, a participé à l'analyse et la rédaction du chapitre. **Léa Chevalier** a effectué la mise en place et le suivi des incubations en conditions contrôlées. **Marion Collinet** et **Jocelyn Idmond** ont réalisé les analyses physico-chimiques sur les sols et les dosages d'azote minéral de l'incubation au laboratoire Cirad de La Réunion. **Marie Tella** et **Mathilde Valette** ont réalisé les analyses granulométriques au laboratoire Cirad de Montpellier. **Géraud Moussard** a collecté les spectres dans le visible et proche infra-rouge au laboratoire de La Réunion. **Amicie Delahaie**, **François Baudin**, **Lauric Cécillon** et **Pierre Barré** ont réalisé les analyses Rock-Eval® au laboratoire de géologie de l'Ecole Normale Supérieure de Paris. **Thierry Morvan** et **Hugues Clivot** ont alimenté l'analyse de ces données à travers des échanges par mail.

1. Introduction

La matière organique des sols (MOS) remplit des services écosystémiques essentiels par son rôle central dans la fertilité chimique, physique et biologique des sols (Gerke, 2022; Russell, 1977; Tiessen et al., 1994). Tout d'abord d'un point de vue de la fertilité chimique, la minéralisation de la MOS est un processus clé des cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote. En effet, la transformation de matière organique du sol en CO₂ et matière minérale (azote, phosphore, soufre...) affecte directement le statut organique des sols et la nutrition azotée des cultures. Par ce processus de minéralisation, la MOS constitue un substrat énergétique pour les micro-organismes et alimente la fertilité biologique. Par ailleurs, sa capacité de liaison avec les matières minérales fait d'elle un atout majeur pour la fertilité physique des sols en participant à leur bonne structuration et à la rétention de l'eau. La MOS représente enfin un réservoir de carbone actionnable à des fins d'atténuation du changement climatique tel que le préconise l'initiative 4p1000 (Rumpel et al., 2020).

La minéralisation de l'azote contenu dans la MOS joue également un rôle de premier plan en agronomie car l'azote reste dans la majorité des contextes agricoles le principal élément minéral limitant la productivité (Smith et al., 2015). En canne à sucre en particulier, la minéralisation nette de l'azote de la MOS couvre environ 80 % des besoins de la culture (Dourado-Neto et al., 2010; Poultney, 2021). Un enjeu économique et environnemental majeur est donc de tenir compte de la balance entre besoins des cultures et fourniture du sol afin d'optimiser la dose de fertilisant et sa synchronisation avec les besoins non satisfaits par le sol (Cassman et al., 2002).

La minéralisation de la MOS est réalisée par les micro-organismes et à ce titre fortement contrôlée par les conditions édaphiques (Basile-Doelsch et al., 2020). La composition minéralogique du sol joue un rôle fondamental sur l'accessibilité de la MOS aux micro-organismes, ce qui se traduit par une relation forte entre constituants et teneurs en MOS (Kleber et al., 2021). Ces deux dernières décennies, les associations organo-minérales se sont ainsi imposées comme le premier mécanisme de stabilisation du C dans les sols reléguant le concept de récalcitrance chimique au second plan (Lehmann and Kleber, 2015). Les argiles minéralogiques protègent la MOS de la minéralisation par (i) adsorption d'une part (Kleber et al., 2015, 2007) et (ii) en la rendant physiquement inaccessible par aggrégation d'autre part (Levard et al., 2012; Tamrat et al., 2019), ce qui historiquement a fait de la fraction granulométrique argileuse la variable de référence pour prédire le taux de minéralisation de la

MOS (Adu and Oades, 1978; Colman and Schimel, 2013). Enfin, (iii) la MOS s'associe avec les carbonates dans les sols calcaires pour former des ponts calciques par un mécanisme de complexation entre les surfaces chargées négativement, ce qui a pour effet de la stabiliser (Rowley et al., 2018).

La quantité de MOS qui est disponible pour les micro-organismes est fortement liée au niveau d'entrée de matière organique (MO) dans le système sol-plante. Le stockage de la MOS peut ainsi être influencée par des pratiques amendantes telles que la fertilisation organique (Malou et al., 2020) ou par des transitions d'usage en faveur de système restituant plus de biomasse, tels que les pâturages, les vergers ou les systèmes forestiers (Guo and Gifford, 2002).

La température et les conditions d'humidité du sol influencent directement l'activité microbienne, que l'on peut estimer par la respiration du sol selon le facteur Q10 (Winkler et al., 1996), et sont ainsi des facteurs importants de contrôle des taux de minéralisation de la MOS (Cassman and Munns, 1980; Plaza-Bonilla et al., 2022). Enfin, certaines propriétés physico-chimiques du sol comme le pH ou les teneurs en nutriments jouent également un rôle important en modulant l'activité microbienne du sol (Kemmitt et al., 2006; Rowley et al., 2018).

Le taux de minéralisation de la MO et de l'azote organique du sol peut être renseigné par des approches variées combinant différentes échelles et de nombreuses méthodes. Ce taux de minéralisation de l'azote peut par exemple être optimisé à l'échelle d'un territoire sur la base de variations décennales de stocks de MOS (Sierra et al., 2015). Une approche plus courante est le suivi au champ de la dynamique de minéralisation de l'azote à partir de carottes de sol (Khanna and Raison, 2013), de cylindres couverts (Adams et al., 1989) ou de résines échangeuses d'ions (DiStefano and Gholz, 1986). Il s'agit ensuite de recalculer le taux de minéralisation en réintégrant les pertes de NO_3 par lixiviation, mais ces méthodes, lourdes à dupliquer sur de nombreux sites, présentent un certain nombre de limites identifiées par Hanselman et al. (2004), tels qu'une mauvaise représentativité des conditions d'humidité du sol et une sous-estimation de l'azote minéralisé. Basée sur la même approche, une méthode développée par Mary et al. (1999) simule les flux de nitrate à partir de mesures de flux d'eau et de teneurs en azote minéral du sol afin de recalculer le taux de minéralisation de l'azote organique du sol.

L'approche la plus couramment utilisée pour mesurer un taux de minéralisation reste pour des raisons pratiques (maîtrise des conditions d'incubation, standardisation des apports, des sols...) les incubations en laboratoire, parfois appelées incubations en conditions contrôlées (ICC) d'humidité et de température. Une ICC présente en effet l'avantage d'être relativement simple à mettre en œuvre, une incubation excédant rarement 200 jours (Stanford and Smith, 1972), favorisant un déploiement à grande échelle (Griffin et al., 2007). Cette méthode permet ainsi d'identifier et de hiérarchiser facilement les déterminants de la minéralisation de l'azote dans le sol à des fins de prédiction (Ros et al., 2011). Il est cependant souvent délicat d'utiliser les données d'ICC pour prédire la minéralisation de l'azote dans des conditions au champ en raison de la non-prise en compte des fluctuations climatiques (Delin and Lindén, 2002), des interactions entre la microflore et la mésofaune du sol (Scheu, 2005), de la minéralisation dans les couches profondes du sol (Balesdent et al., 2018) ou encore de l'influence de la plante sur la minéralisation (Keiluweit et al., 2015). Le conditionnement des échantillons de terre (séchage, broyage, rehumectation, tassement, etc) peut également fortement influencer le taux de minéralisation observé (Franzluebbers et al., 2000; Kan et al., 2021; Kruse et al., 2004; Meyer et al., 2019). A condition que les sols soient incubés proche d'un état au champ (Cabrera, 1993; Khan et al., 2007), les ICC représentent toutefois une option intéressante pour estimer le potentiel de minéralisation des sols, dans un contexte tropical où les moyens alloués à la recherche sont limités. Ros et al. (2011) ont d'ailleurs noté que les ICC pouvaient être parfois plus pertinentes que les études au champ en raison du grand nombre de variables environnementales et de pratiques agricoles qui interagissent entre elles dans cette dernière approche.

Qu'il s'agisse de suivi au champ ou d'incubations au laboratoire, ces méthodes « biologiques » restent onéreuses et chronophages et ne peuvent pas être mobilisées en routine pour caractériser le potentiel de minéralisation site par site (Keeney, 1982). Des méthodes « chimiques » ont ainsi été testées jusque dans les années 2000 afin d'établir des relations statistiques entre une fraction d'azote obtenue par extraction et l'azote minéralisable mesurée par une approche « biologique » (Ros et al., 2011; Schomberg et al., 2009; Sharifi et al., 2007). Ces approches, également testées en canne à sucre, n'ont pas donné de résultats suffisamment convaincants pour qu'une méthode chimique s'impose dans le champ opérationnel (Otto et al., 2013). Les approches spectrales ont également largement été étudiées, en proche et moyen infra-rouge, afin de prédire la minéralisation du N dans le sol (Fystro, 2002; Matamala et al., 2019; Moron, 2004). Ainsi, la spectrométrie proche infra-

rouge (SPIR) se montre particulièrement bien adaptée en raison de sa sensibilité aux groupes fonctionnels dominants dans la MOS (Soriano-Disla et al., 2014).

Une autre approche consiste à développer des équations de pédotransfert qui permettent de prédire le taux de minéralisation de l'azote organique du sol à partir de propriétés du sol classiquement mesurées. Ainsi, la méthode biologique développée par Mary et al. (1999) a été mobilisée sur 65 parcelles en sol nu en France métropolitaine afin d'établir l'équation de prédiction du taux de minéralisation de l'azote organique des sols, faisant référence pour les grandes cultures (Clivot et al., 2017; Oorts et al., 2007), et appliquée sur 137 parcelles en maïs en Bretagne afin d'établir l'équation de minéralisation de cette région (Morvan et al., 2022). Les variables permettant d'estimer le taux de minéralisation sont globalement identifiées dans la littérature comme étant le taux d'argile granulométrique, la teneur ou le stock de N, le pH, le rapport C/N, parfois la teneur en carbonates et plus rarement l'historique de fertilisation et des proxy de l'activité microbienne du sol (Clivot et al., 2017; Dessureault-Rompré et al., 2015; Kemmitt et al., 2006; Morvan et al., 2022; Parfitt and Salt, 2001). Ces variables permettent d'expliquer les relations organo-minérales, l'environnement physico-chimique du sol et la qualité de la MOS, et reflètent la quantité et l'accessibilité de celle-ci pour la biomasse microbienne. Ces équations de prédiction du taux de minéralisation de l'azote organique des sols jouent un rôle crucial dans les modèles de dynamique de la matière organique des sols (AMG ou STICS par exemple en France) qui sont utilisés dans de nombreux cadres tels que la certification C (Acosta-Alba et al., 2022; Soenen et al., 2021), l'évaluation multicritère (Levavasseur and Houot, 2022), les analyses de cycle de vie (Avadí et al., 2022), les études à l'échelle du territoire (Pellerin et al., 2020) ou encore les outils d'aide à la fertilisation.

Les îles volcaniques et tropicales présentent des particularités culturelles, pédologiques et climatiques qui rendent incertaine l'utilisation des formalismes développés en conditions tempérées (Demenois et al., 2023). L'assolement de La Réunion et des Antilles est notamment dominé par des cultures pérennes ou semi-pérennes dont 43 % de la SAU en canne à sucre, 31 % en prairie permanente et 8 % en banane (Recensement agricole 2020). Ces systèmes de culture, très productifs et profondément enracinés, présentent des niveaux élevés de restitution aérienne et souterraine. Ces entrées importantes de C sont de nature à alimenter les fractions les plus actives de la matière organique (Cotrufo et al., 2019) et ainsi susceptibles d'augmenter les taux de minéralisation de l'azote organique des sols. Récemment, la méthode d'analyse thermique Rock-Eval® a été adaptée aux sols afin de

prédire la taille de cette fraction active de la MOS (Cécillon et al., 2021; Soucémariadin et al., 2018) à laquelle le taux de minéralisation de l'azote peut être rapporté.

Du fait de la nature minéralogique des sols andiques et plus généralement de conditions climatiques propices à l'altération et au lessivage sous les tropiques, les sols volcaniques et tropicaux se caractérisent par des niveaux d'acidité importants. La moitié des sols canniens réunionnais présentent ainsi des pH inférieurs à 5,5, c'est-à-dire en deçà du seuil de validité de l'équation de Clivot et al. (2017). Par ailleurs, les sols les plus altérés présentent souvent des argiles minéralogiques dans les fractions granulométriques limoneuses, du fait notamment de ponts calciques, ce qui suggère que l'utilisation agrégée des fractions argileuses et limoneuses pourrait être une meilleure variable explicative que l'argile seule dans ces contextes (Feller and Beare, 1997). Les sols de La Réunion, comme ceux des Antilles, présentent également des sols volcaniques jeunes dominés par des structures minérales amorphes (allophanes et imogolites) et dans lesquels les argiles minéralogiques sont absentes ou rares. Ces sols andiques se caractérisent tout autant par des teneurs en eau et en matières organiques remarquablement élevées que par des compositions granulométriques extrêmement variables (Buurman et al., 1997), rendant *de facto* cette mesure de référence peu pertinente dans ces contextes pédologiques (Soil Survey Staf, 2022). Les andosols sont composés de particules allophaniques de taille nanométrique qui s'agrègent à différentes échelles selon un modèle fractal (Rosello, 1984). Les procédures de conditionnement et de traitement de ces échantillons modifient ces niveaux d'agrégation et affectent fortement les compositions granulométriques obtenues (Colmet Daage et al., 1970; Nanzyo et al., 1993). Ces sols sont en particulier très sensibles au séchage qui conduit à la formation irréversible de pseudo-limons et *in fine* de pseudo-sables (Warkentin et Maeda, 1980 ; Rosello, 1984 ; Pensec, 1987). L'oxalate d'ammonium et le citrate bicarbonate dithionite (CBD) sont des réactifs qui sont couramment utilisés pour dissoudre l'Al et le Fe et extraire les éléments issus des minéraux mal-cristallisés, de coprécipités et de complexes organo-métalliques (Rennert, 2019). Ces extractants peuvent être utilisés afin d'augmenter le taux de recouvrement des particules de sol dans la fraction argileuse lors des procédures de fractionnement granulométrique des sols (Alary et al., 2013; Buurman et al., 1997), représentant ainsi une alternative prometteuse pour renseigner la variable argile dans les modèles biophysiques en contexte volcanique.

L'objectif de ce travail de thèse était d'étudier les taux de minéralisation de l'azote organique des sols volcaniques et tropicaux afin de pouvoir prédire la fourniture en azote des

sols cultivés en canne à sucre à La Réunion. A cet effet, le potentiel de minéralisation de l'azote par incubation en conditions contrôlées ainsi qu'une batterie d'analyses descriptives ont été déterminés sur quarante sols afin de tester l'équation métropolitaine et de tenter d'établir un modèle de prédiction valide pour les îles volcaniques et tropicales.

2. Matériel et méthode

2.1. Sites d'étude

Cette étude a été réalisée sur la sole agricole de La Réunion. Cette île volcanique est marquée par une pédogénèse très jeune (pentes extrêmes, irrégularité du paysage) et un climat fortement contrasté par l'altitude (climats tropicaux secs, humides et climat tempéré). Ces conditions géographiques expliquent la grande diversité pédologique de l'île avec des Andosols sur 42 % de la surface agricole utile (SAU) sous canne à sucre, riches en minéraux peu cristallisés (allophanes, imogolites et ferrihydrites). On y trouve également des sols riches en minéraux cristallisés (halloysite, kaolinite) tels que les Cambisols et les sols ferrallitiques (respectivement 33 et 13 % de la SAU) et enfin des sols alluviaux (12 % de la SAU).

Des incubations en conditions contrôlées (ICC) de sols représentatifs des différentes conditions pédoclimatiques de l'île ont été réalisées afin de quantifier leur taux de minéralisation. A cet effet, 40 échantillons de sol ont été sélectionnés parmi les échantillons arrivant au laboratoire d'analyses du Cirad de Saint-Denis (La Réunion) (Figure 1). Chaque échantillon était un composite d'échantillons de 15 prélèvements à la tarière sur 30 cm de profondeur, permettant d'intégrer l'hétérogénéité de la parcelle analysée. Ces échantillons, géolocalisés, ont été présélectionnés pour leur représentativité de la sole cannière selon les typologies actuelle (Pouzet et al., 2003) (Figure 1a) et la VNIR (cf. Chapitre II) (Ramos et al., in prep) (Figure 1b). Deux échantillons de prairies ont été intégrés pour élargir les gammes de valeurs étudiées. Le nombre de 40 sites correspond à un compromis de faisabilité entre une expérimentation relativement lourde à mettre en œuvre mais qui requiert des répétitions pour être interprétable.

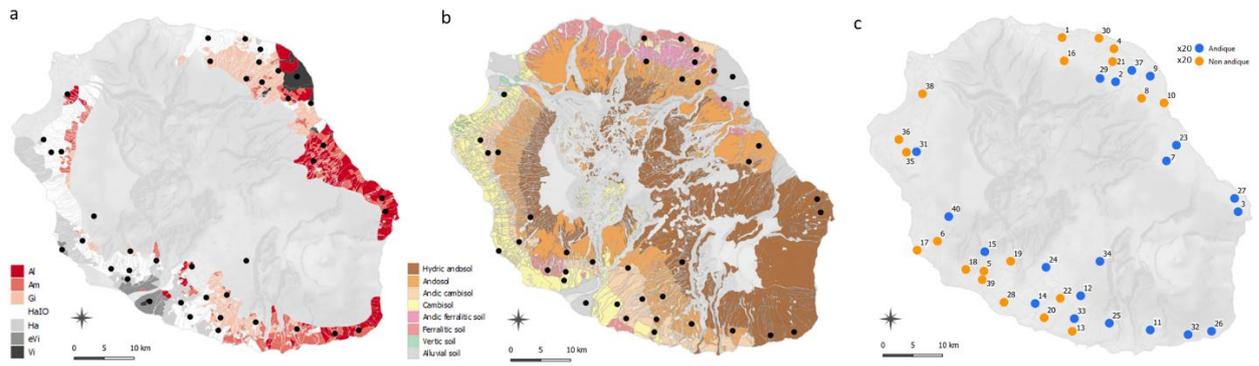


Figure 1 : Distribution des sites d'échantillonnage des sols pour incubations en conditions contrôlées avec la typologie VNIR (Ramos et al., in prep) (a), la typologie actuelle (Pouzet et al., 2003) et (b) la typologie simplifiée établie selon un critère d'andacité (c).

Etant donné l'importance de la minéralogie des sols dans la minéralisation de l'azote organique, le choix d'une simplification des typologies existantes (Ramos et al., in prep ; Pouzet et al., 2003) a été fait dans ce chapitre. Cette typologie simplifiée des sols est basée sur un « critère d'andacité », qui distingue dans cette étude les sols andiques des sols non andiques, sur la base des teneurs en carbone totale du sol (SOC en g.kg^{-1}) et de leur humidité pondérale à la capacité au champ ($\text{pF } 2,5$ en g.100g^{-1}) (Figure 2). Le terme d'andacité, introduit par Perret dans sa thèse de doctorat portant sur les propriétés physiques, hydriques et mécaniques des sols andiques de la Réunion, qualifie le caractère andique des sols, c'est-à-dire une présence plus ou moins importante en minéraux cristallisés à courte distance (SROM). Le degré d'andacité se rapporte ainsi à un degré de réactivité des sols vis-à-vis de la matière organique qui s'exprime le long du gradient altitudinal avec une dominante de plus en plus faible des allophanes depuis les Andosols des hauts jusqu'aux Cambisols des bas (Perret, 1992).

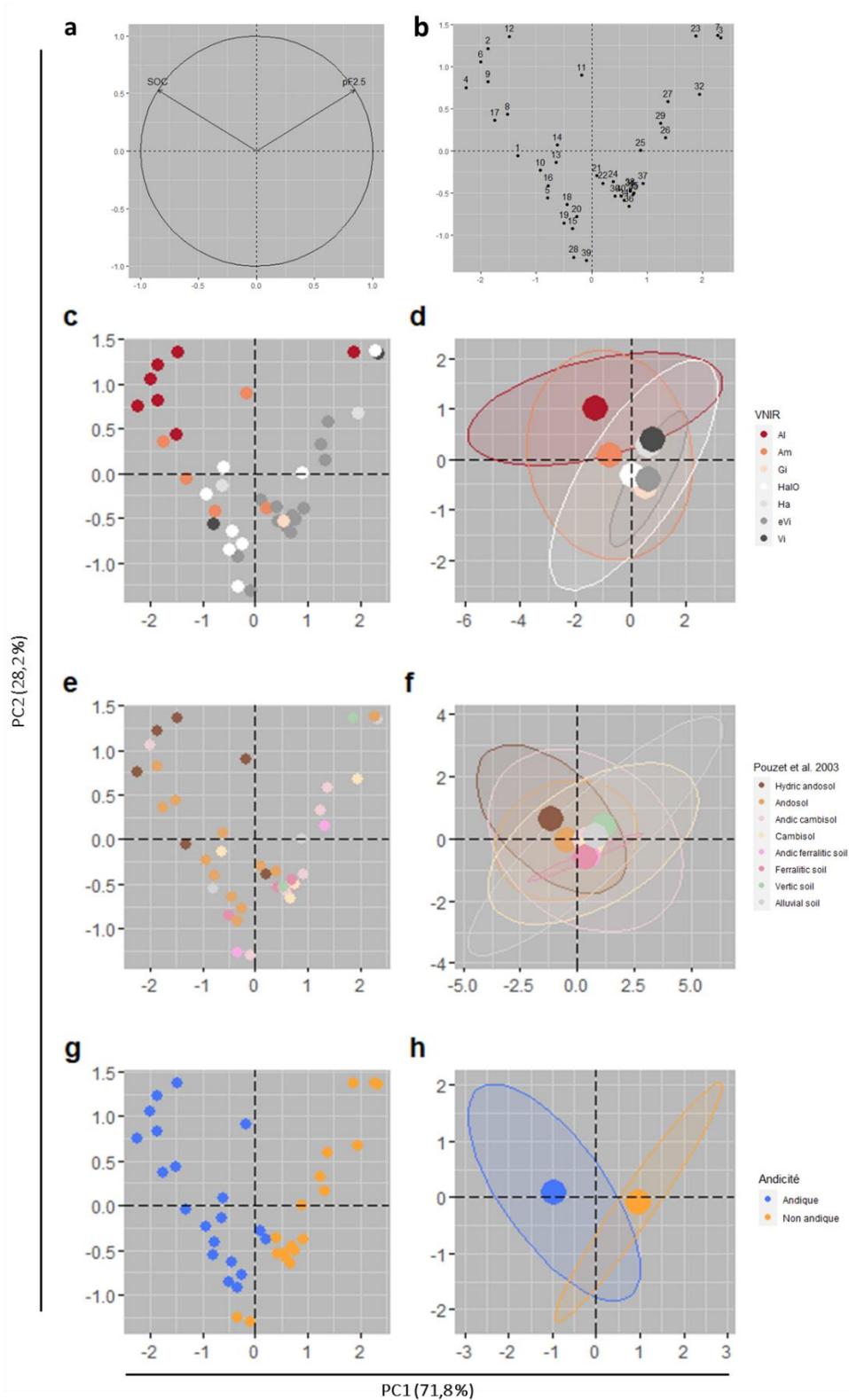


Figure 2 : Simplification de la typologie des sols selon le critère d'andacité en deux catégories « Andique » et « Non andique » pour l'étude des ICC grâce à l'ACP des sols de composantes principale 1 (71,8 %) et 2 (28,2 %) : selon les variables (a) et les individus (b), les typologies étudiées (points et points moyens) : VNIR (Ramos et al., in prep) (c) et (d), actuelle (Pouzet et al., 2003) (e) et (f) et la typologie simplifiée (g) et (h)

2.2. Caractérisation des sols

2.2.1. Propriétés physico-chimiques

Les analyses classiques de caractérisation chimique du sol ont été réalisées au laboratoire des sols du Cirad du Saint-Denis de La Réunion. Onze propriétés ont été sélectionnées pour représenter l'état chimique du sol des 40 échantillons. En raison de l'absence de carbonates, le carbone organique du sol a été exprimé par la teneur en carbone total (g.kg^{-1}). Le SOC et l'azote total du sol (N tot , g.kg^{-1}) ont été quantifiés par la méthode de combustion de Dumas (ISO 106994:1995) avec un analyseur élémentaire (VarioMax Cube CNS, Elementar, Hanau, Allemagne). Le ratio C/N a été calculé à partir de ces mesures. Le teneur en phosphore du sol, exprimé en mg.kg^{-1} , est historiquement mesuré par la méthode Olsen modifiée Dabin (POD, Dabin, 1967) à La Réunion, malgré les limites identifiées en tant qu'indicateur du P disponible du sol (Nobile et al., 2018). La capacité d'échange cationique (CEC), en cmol.kg^{-1} , ainsi que la teneur en cations échangeables (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , en cmol.kg^{-1}) ont été quantifiées par une solution de trichlorure de cobaltihexamine comme réactif d'extraction, selon la norme ISO 23470:2018 (Fallavier et al., 1985) Enfin, le pH a été quantifié par la méthode à l'eau et au KCl (ISO 10390:2021).

La réserve utilise (RU) a été estimée à partir de mesures de l'humidité pondérale à la capacité au champ et au point de flétrissement (par méthode de presse matricielle ISO 11274 :1998) et de valeurs de densité apparente, le tout sur une profondeur fixe de 1 m.

2.2.2. Composition granulométrique

La composition granulométrique des sols de cette étude a été déterminée au laboratoire d'analyse du Cirad de Montpellier (US 49) en fonction du critère d'andacité. Pour les 40 sols, la répartition granulométrique standard à 5 fractions a été mesurée sur sol sec par une combinaison de tamisage et de sédimentation (Skalar SP100) sans décarbonatation, selon la norme ISO 11277 :2009.

Par ailleurs, la détermination de la répartition granulométrique des sols élaborés à partir de dépôts volcaniques récents est affectée par la formation de complexes organo-métalliques avec les oxyhydroxydes de Fe, Al et les Si associés. Ainsi, deux extractions sélectives par dissolution des formes libres de Fe, Al et Si ont été appliquées en amont de la détermination

de la répartition granulométrique sur les 20 sols andiques, afin de garantir que la mesure des particules primaires ne soit pas gênée par ces complexes :

- Par l'ajout d'oxalate d'ammonium (« Ox », de formule $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$) en solution à $0,2 \text{ mol.L}^{-1}$, tamponné à pH 3 dans un rapport volumique sol/solution de 1 pour 30 et sous agitation pendant 4 h (Alary et al., 2013; van Reeuwijk, 2002). Il en résulte la solubilisation des complexes organiques, des formes amorphes de Fe et Al et des aluminosilicates non cristallisés (McKeague, 1967). Il dissout également les phases peu ordonnées comme les allophanes et les imogolites (Parfitt and Henmi, 1982).
- Par l'ajout de dithionite de sodium (« CBD », de formule $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) à 20 g.L^{-1} dans le sol, sous agitation durant 30 minutes à 80°C dans une solution d'acétate de sodium à $0,4 \text{ mol.L}^{-1}$ dans un rapport volumique sol/solution de 1 pour 16 (van Reeuwijk, 2002). Il en résulte l'élimination des formes amorphes et cristallines des oxyhydroxydes de Fe et Al grâce à la solubilisation des composés organiques qu'ils stabilisent (Mehra and Jackson, 1960).

L'efficacité des extractions sélectives et la justesse de la détermination granulométrique ont été validées par comparaison à des résultats étalons. La reproductibilité du couplage « extraction + granulométrie » a été évaluée par l'introduction dans chaque série analytique d'une référence d'andosol (provenance de Saint-Leu, La Réunion). L'incertitude de cette reproductibilité intermédiaire a été estimée à 6 % pour chaque fraction granulométrique.

2.2.3. *Stabilité de la matière organique par Rock-Eval®*

Des analyses Rock-Eval® ont été réalisées par François Baudin à l'Institut des Sciences de la Terre de Paris Sorbonne Université afin de caractériser la stabilité de la matière organique des 40 échantillons de sol. La méthode Rock-Eval® repose sur la mesure continue des composés carbonés de l'échantillon analysé, lors de sa dégradation thermique progressive par une source de chaleur croissante. Cette dégradation thermique est constituée : 1/ d'une pyrolyse, ce qui permet de caractériser les composés thermiquement labiles et 2/ d'une combustion par oxydation du résidu de pyrolyse, ce qui permet d'avoir accès aux teneurs en carbone organique et minéral de l'échantillon (Cécillon et al., 2021). Chaque analyse a permis de générer 5 thermogrammes correspondant aux effluents d'hydrocarbures volatils mesurés chaque seconde pendant la phase de pyrolyse (« HC_PYR », « CO_PYR » et « CO₂_PYR »)

et pendant la phase d'oxydation (« CO₂_OX » et « CO₂_OX ») (Behar et al., 2001; Cécillon et al., 2021), permettant de calculer des indicateurs de stabilité de la MOS. Les indicateurs utilisés dans cette étude étaient :

- cpSOC (« Centennially Persistent Soil Organic Carbon »), sans unité. Il représente le résultat de prédiction de la proportion de carbone stable à l'échelle du siècle selon le modèle développé par Cécillon et al. (2021) ;
- HI (Indice Hydrogène), en mg.HC.g⁻¹C. Il décrit l'enrichissement relatif en hydrogène élémentaire de la matière organique du sol. Plus il est élevé, plus le carbone est labile (Barré et al., 2016);
- OI_{re6} (Indice Oxygène), en mgO₂.g⁻¹C. Il décrit l'enrichissement relatif en oxygène élémentaire de la matière organique du sol. Plus il est élevé, plus le carbone est stable (Barré et al., 2016).

2.3. Mesure du taux de minéralisation de l'azote organique par incubations en conditions contrôlées

2.3.1. Déroulé de l'expérimentation

Le taux de minéralisation des 40 sols sélectionnés ont été mesurés grâce à des incubations en conditions contrôlées (ICC). Un certain nombre de mesures ont été prises afin de limiter les artefacts de minéralisation couramment rencontrés avec les ICC (Fierer and Schimel, 2003; Kruse et al., 2004). Les échantillons de sol ont ainsi été conservés frais en chambre froide (4°C) jusqu'au jour de l'incubation, afin de ne pas affecter la composition granulométrique des andosols très sensibles au séchage (Khan et al., 2007) et de limiter les flush de minéralisation lié à la ré-humectation des sols (Beauchamp et al., 1986; Cabrera, 1993). Les résidus de culture visibles à l'œil nu ont également été supprimés manuellement. Par ailleurs, les échantillons ont été tamisés à 4 mm pour limiter les perturbations dues à la rupture des agrégats.

L'incubation a été menée pour chacun des 40 échantillons sur 4 répétitions selon les standards expérimentaux français FD-U44-163 (AFNOR, 2016a) et pendant 135 jours à 28°C dans une chambre climatique. Ils ont permis le suivi de la minéralisation du carbone et de l'azote de la matière organique du sol grâce aux mesures de libération de CO₂, NH₄⁺ et NO₃⁻. Chaque échantillon, contenu dans un pilulier, contenait 25 g de sol équivalent sol sec tassés dans la mesure du possible à la densité apparente de terre fine mesurée sur le terrain ou

estimée par type de sol afin de conserver une structure proche de celle de leurs sites d'origine. Pour les sols andiques, dont la densité apparente de terre fine est très faible ($< 0,9 \text{ g.cm}^{-3}$), les quantités ont été réduites à 15 g de sol équivalent sec. La minéralisation de carbone et d'azote étaient suivies par deux dispositifs différents (Figure 3).

L'émission de CO_2 a été mesurée à 9 dates d'échantillonnage, aux jours (j) 3, 7, 14, 21, 28, 58, 91, 120 et 135 grâce à un système de piégeage des carbonates par une solution de soude (NaOH) à $0,5 \text{ mol.L}^{-1}$, soit 160 piluliers préparés (40 sols x 4 répétitions). L'humidité du sol de chaque pilulier a été maintenue grâce à un flacon d'eau placé dans chaque dispositif (atmosphère humide) ou par addition d'eau après contrôle régulier par pesée. Les quantités de CO_2 émises ont été calculées à partir du dosage des carbonates par analyseur en flux continu (Proxima, AMS Alliance, Villeneuve-la-Garenne, France). Un bocal témoin a été préparé sans sol afin de déterminer la surestimation de libération du CO_2 occasionnée par l'ouverture des bocaux à chaque date de prélèvement. Les données récoltées n'ont cependant pas été analysées dans ce manuscrit.

Les teneurs en NH_4^+ et de NO_3^- ont été mesurées à 6 dates d'échantillonnage, aux jours 0, 28, 58, 91, 120 et 135. L'extraction de NH_4^+ et de NO_3^- au chlorure de potassium (KCl) étant destructrice, autant de piluliers que de dates de mesure ont été préparés et incubés à j_0 pour les 40 sols, soit 960 piluliers (6 dates x 40 sols x 4 répétitions). Selon la norme ISO 14256-2 (2005), 10 g de sol frais ont été mélangés à 40 ml de KCl à 1 mol.L^{-1} , centrifugés puis le surnageant a été récolté pour dosage du NH_4^+ et de NO_3^- par spectrophotométrie sur analyseur en flux continu (Proxima, AMS Alliance, Villeneuve-la-Garenne, France), après ajout des réactifs de Berthelot et de Griess. Pendant l'incubation l'humidité des sols à la capacité au champ a été conservée dans les piluliers par deux méthodes : 1/ par saturation de l'atmosphère grâce à l'humidification du sable de maintien des piluliers (Figure 3) et 2/ par ajout d'eau dans les piluliers pour atteindre un poids fixé, correspondant à la somme du poids de sol sec de l'échantillon, du poids du pilulier vide et de l'humidité pondérale à la capacité au champ (inscription sur le pilulier en Figure 3).

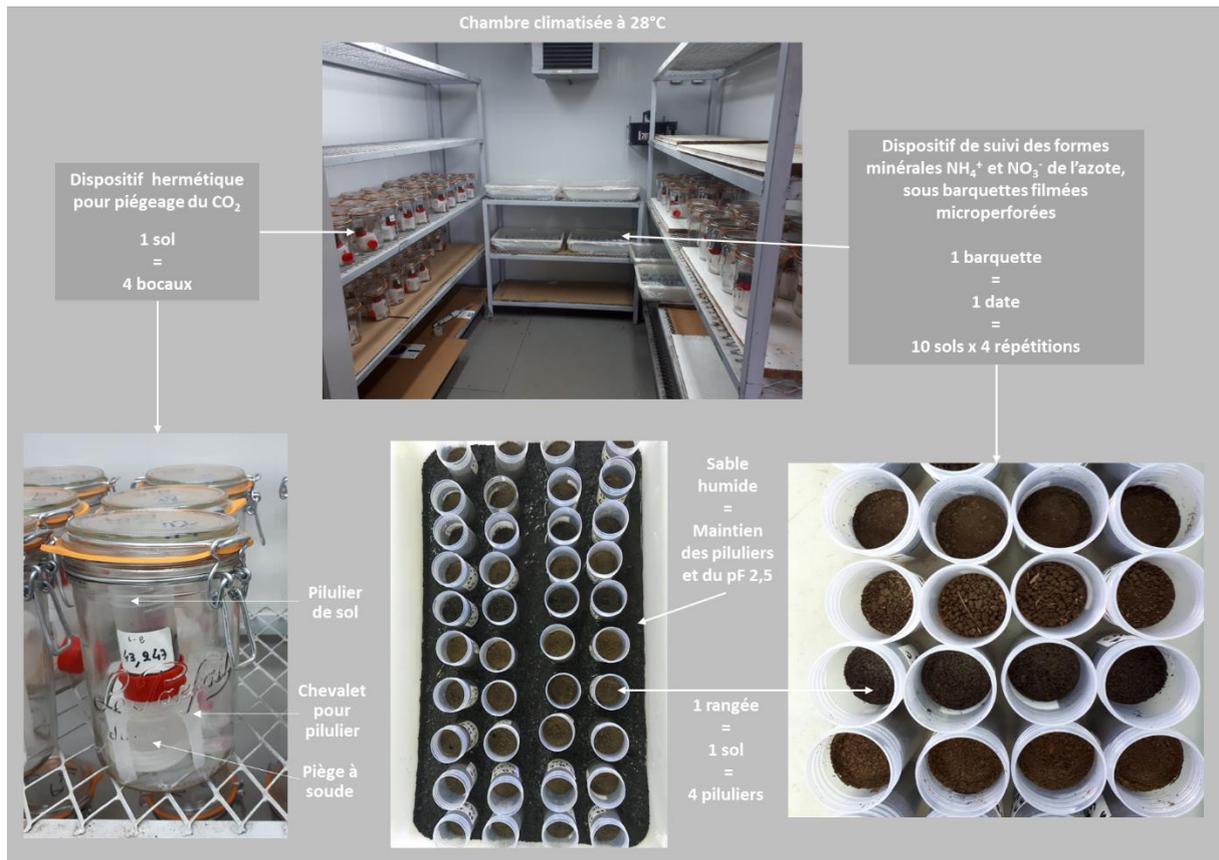


Figure 3 : Aperçu du dispositif expérimental au laboratoire pour le suivi des minéralisations du carbone et de l'azote des sols par incubations en conditions contrôlées

Deux séries d'ICC de 20 sols ont été réalisées l'une à la suite de l'autre dans les mêmes conditions pour faciliter la mise en œuvre de l'expérimentation (Figure 4). Les échantillons 1 à 20 ont été incubés dans la première série qui s'est déroulée du 28 janvier au 10 juin 2020 et les échantillons 21 à 40 ont été incubés dans la seconde série, allant du 9 mars au 21 juillet 2020.

2020

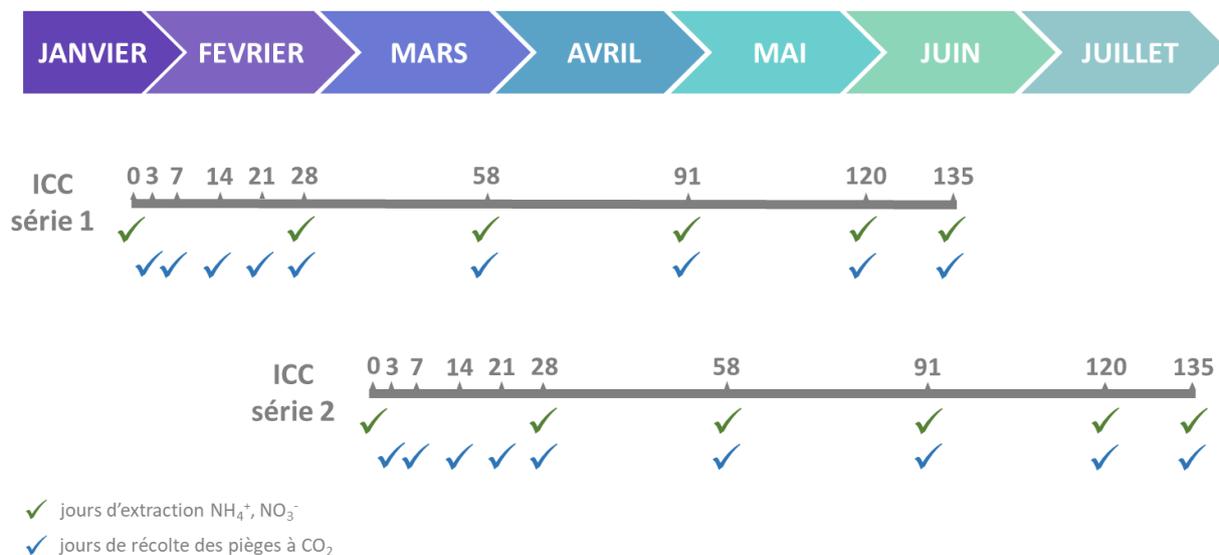


Figure 4 : Chronologie du suivi de la minéralisation de l'azote et du carbone lors des incubations en conditions contrôlées des 40 sols étudiés

2.3.2. Calcul du taux de minéralisation de l'azote

La somme des quantités de NH₄⁺ et NO₃⁻ minéralisées à chaque date de prélèvement, calculées en mg.kg⁻¹ de sol a permis d'obtenir la quantité de N minéral issu des pools de N organique des sols. La quantité d'azote minéralisé (Nmin) en kg.tN⁻¹ a été calculée à chaque date de prélèvement en tenant compte de la teneur en Nmin des sols au J0 (retranchée) et de la teneur en N organique. La cinétique de minéralisation du N organique au cours du temps a ensuite permis le calcul du taux de minéralisation du N organique par jour normalisé (JN), c'est la variable Km, en kgN.tNorg⁻¹.JN⁻¹. L'utilisation de jours normalisés permet la prise en compte des facteurs climatiques (Rodrigo et al., 1997) qui contrôlent l'activité microbienne du sol et qui régule la minéralisation de la matière organique : la température (15°C) et l'humidité du sol (capacité au champ) pendant l'incubation. Cette standardisation est commune à l'ensemble des outils calculant les fournitures d'azote par le sol dans le cadre du raisonnement des pratiques de fertilisation azotée par la méthode du bilan prévisionnel en France (COMIFER, 2013), où la fourniture en N par le sol équivaut au produit du Km, des JN et du Stock en N du sol.

2.4. Prédiction du taux de minéralisation à partir des propriétés des sols

2.4.1. Test et paramétrage de l'équation de minéralisation métropolitaine

Le taux de minéralisation de l'azote organique des sols est généralement prédit en métropole à partir de l'équation de pédotransfert développée en grandes cultures par Clivot et al. (2017). Cette équation est un assemblage multiplicatif de fonctions liées aux propriétés des sols dont l'ensemble a été paramétré avec une approche séquentielle. Les variables utilisées au sein de chaque fonction sont le stock d'azote organique du sol (fonction linéaire, tN.ha⁻¹), la teneur en argiles (fonction exponentielle, %), le pH_{eau} (fonction exponentielle polynomiale, sans unité), le rapport C/N (fonction exponentielle polynomiale, sans unité), et la teneur en CaCO₃ des sols (fonctions non linéaires, %). Cette équation permet d'estimer la vitesse potentielle (Vp) ou le taux de minéralisation (Km) selon que l'on prenne ou pas en compte le stock de N du sol (Vp = Km x Stock N). L'absence de CaCO₃ dans les sols basaltiques de La Réunion permet de simplifier comme suit l'équation de Clivot et al. (2017) à des fins de prédiction du Km:

$$Km = [exp(-a \cdot argile/1000)] \cdot [exp(-b \cdot (pH_{eau} - 8,5)^2)] \cdot [0,8 \cdot exp(-c \cdot (C/N - 11)^2) + 0,2]$$

avec *argile*, *pH_{eau}* et *C/N* qui représentent la mesure en laboratoire de ces paramètres ainsi que les paramètres de forme *a* (2,519), *b* (0,112) et *c* (0,06) de chacune des fonctions entre crochets, optimisés pour l'équation comprenant l'ensemble des variables explicatives.

Le Km prédit avec l'équation de Clivot et al. (2017) a été comparé aux Km mesurés avec les incubations en conditions contrôlées. Ces performances de prédiction ont également été testées avec différentes options de mesures de composition granulométrique en associant les limons fins à la classe des argiles ou se basant sur des protocoles adaptés aux sols andiques (ajout d'oxalate ou de CBD).

Dans un second temps, chaque fonction de l'équation a été reparamétrée en optimisant les paramètres de forme (fonction Solveur, Excel 2010) afin de minimiser les écarts entre valeurs prédites et valeurs cibles. Cette démarche a été conduite sur l'ensemble du jeu de données (approche globale) mais un paramétrage pour les sous-jeux de données andique et non andique a également été expérimenté (approche locale).

La performance des modèles de prédiction a été évaluée grâce au R² des régressions, à l'erreur moyenne de la prédiction (ME) et à l'erreur quadratique moyenne (RMSE).

2.4.2. Construction d'une équation réunionnaise

La capacité à prédire les Km mesurés sur les 40 sols incubés a été explorée à partir des variables reflétant la chimie (analyses physico-chimiques), la composition granulométrie des sols (procédure standard, avec oxalate ou avec CBD) et la stabilité du carbone organique (analyse Rock-Eval®).

L'ensemble de ces variables a fait l'objet de tests statistiques permettant d'identifier des différences entre types de sol grâce à des ANOVA et des tests post-hoc de Tukey. La normalité et l'homoscédasticité des résidus ont été contrôlées avec des tests de Shapiro-Wilk et de Bartlett. L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé grâce au logiciel R (v3.2.2, R Core Team, 2015, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria), via RStudio (v1.4.1106–2009-2021, RStudio Team, 2015, Integrated Development for R, RStudio Inc., Boston, MA).

Une première exploration du jeu de données a été conduite à partir d'une ACP (package factoextra, logiciel R studio). Celle-ci a permis d'identifier des covariables et de limiter le nombre de variables pouvant expliquer les Km. Les coefficients de corrélation de Pearson des variables présélectionnées par l'ACP ont ensuite permis de sélectionner les covariables corrélées au Km mesuré, avec un seuil de significativité de 5 %. La capacité prédictive de ces variables a ensuite été testée grâce à la construction d'une équation de prédiction de structure multiplicative et d'approche séquentielle. En effet, une fonction (linéaire ou non linéaire) a été construite pour chaque covariable et intégrée successivement dans l'équation de prédiction, de la plus corrélée à la moins corrélée, à la variable à prédire. Les paramètres de forme de chaque fonction intégrée dans l'équation ont été optimisés (fonction Solveur, Excel 2010) afin de minimiser le RMSE entre valeurs mesurées et prédites. Pour les raisons exposées plus haut (2.4.1), la capacité prédictive de covariables sélectionnées sur les 40 sols a été testée pour le jeu de données global ainsi que pour chacun des sous jeux de données. Les performances des modèles de prédiction ont été évaluées grâce au R^2 des régressions, au ME et au RMSE.

Cette méthodologie a également été appliquée pour la prédiction du Km mesuré rapporté à la fraction labile de la MOS (Km_RE), en tenant compte du pool actif de l'azote organique déduit du cpSOC obtenu avec l'analyse Rock-Eval®. L'utilisation du Km_RE a été testée afin de s'affranchir du mode d'usage du sol, qui induit de fortes variations dans les stocks de MOS (Guo and Gifford, 2002).

2.4.3. Prédiction du taux de minéralisation à partir des spectres IR

Des acquisitions de spectres par spectrométrie proche infra-rouge (SPIR) ont été réalisées sur les 40 échantillons de sol pour explorer une troisième approche de prédiction. Les spectres ont été acquis au laboratoire des sols de Saint-Denis de La Réunion par un spectromètre proche infra-rouge à monochromateur (XDS, Foss, Silver Spring, MD, USA). Les données spectrales (en réflectance) ont été collectées tous les 2 nm dans les domaines du visible et du proche infra-rouge. Les spectres (moyenne de 32 balayages) ont été transformés en absorbance (soit $\log(1/\text{réflectance})$). Deux acquisitions spectrales ont été réalisées pour un même échantillon, puis les absorbances ont été moyennées après contrôle de la moyenne quadratique (RMS).

Pour limiter les phénomènes de dérive de la ligne de base et de différents bruits de fond, les spectres ont été prétraités par la méthode SNVD (« Standard Normal Variate and Detrend »), la dérivée première a été calculée et lissée sur 4 points de longueur d'ondes acquises, grâce au logiciel Win-ISI (Infrasoft International, Port Matilda, PA, USA).

Ce travail exploratoire a permis d'élaborer deux modèles de calibrage de la variable « Km mesuré » par la méthode de régression linéaire multiple (« MLR ») afin de limiter le nombre de longueurs d'ondes de chaque modèle. Étant donné le faible effectif d'individus, le premier modèle a sélectionné 4 longueurs d'ondes, soit $1/10^{\text{ème}}$ de la population (règle communément admise comme une limite acceptable), tandis qu'un sur paramétrage à 7 longueurs d'ondes a été autorisé (à titre exploratoire) pour le deuxième modèle. Les statistiques de calibrage comprennent l'erreur standard de calibrage (« SEC »), le coefficient de détermination (R^2), l'erreur standard de validation croisée (« SECV ») et le coefficient de variation (« SECV » exprimé en % de la moyenne). L'écart résiduel de prédiction (RPD) (écart type/ SECV du modèle), le R^2 , le ME et RMSE ont été utilisés comme une évaluation de la qualité générale du modèle de calibrage. Ces modèles préliminaires n'ont pas été validés sur un jeu de validation car ils illustrent une démarche exploratoire. Le test sur un jeu de validation sera nécessaire si on étend la démarche à un plus grand nombre de sols.

3. Résultat

3.1. Fraction granulométrique des sols volcaniques

La Figure 5 présente les répartitions granulométriques moyennes par type de sol, par typologie étudiée. La granulométrie des sols mesurée par la méthode standard de sédimentation révélait un gradient marqué de la fraction argileuse ($25 \pm 17 \%$), en fonction de l'andacité du type de sol. Ainsi la gamme de valeurs de la fraction argileuse était de 9 à 41% pour la typologie VNIR (Figure 6a) et de 8 à 45 % pour la typologie actuelle (Figure 6b). Ces résultats sont cohérents avec ceux de la typologie simplifiée (Figure 6c) avec en moyenne trois fois moins d'argiles granulométriques dans les sols andiques ($12 \pm 6 \%$) que dans les sols non andiques ($37 \pm 14 \%$). Les taux de limons étaient en revanche beaucoup moins variables entre les types de sols et typologies avec en moyenne $32 \pm 7 \%$ de limons fins et $12 \pm 3 \%$ de limons grossiers pour la typologie VNIR ; $31 \pm 5 \%$ de limons fins et $12 \pm 3 \%$ de limons grossiers pour la typologie actuelle ; et $32 \pm 1 \%$ de limons fins et $14 \pm 3 \%$ de limons grossiers pour la typologie simplifiée. Les sols comptaient en moyenne $45 \pm 11 \%$ de limons (somme des limons fins et grossiers). Enfin, les taux de sables suivent naturellement une tendance opposée à celles observables pour les argiles et limons.

L'adaptation de la procédure granulométrique pour les sols andiques conduit à une augmentation moyenne du taux d'argile d'un facteur 2,5 dans le cas de l'oxalate et d'un facteur 4 dans le cas du CBD. Avec 42 % de leur masse dans la fraction argileuse, la granulométrie des andosols obtenue par l'apport de CBD se rapproche ainsi fortement de celle obtenue pour les sols non andiques avec la procédure granulométrique standard.

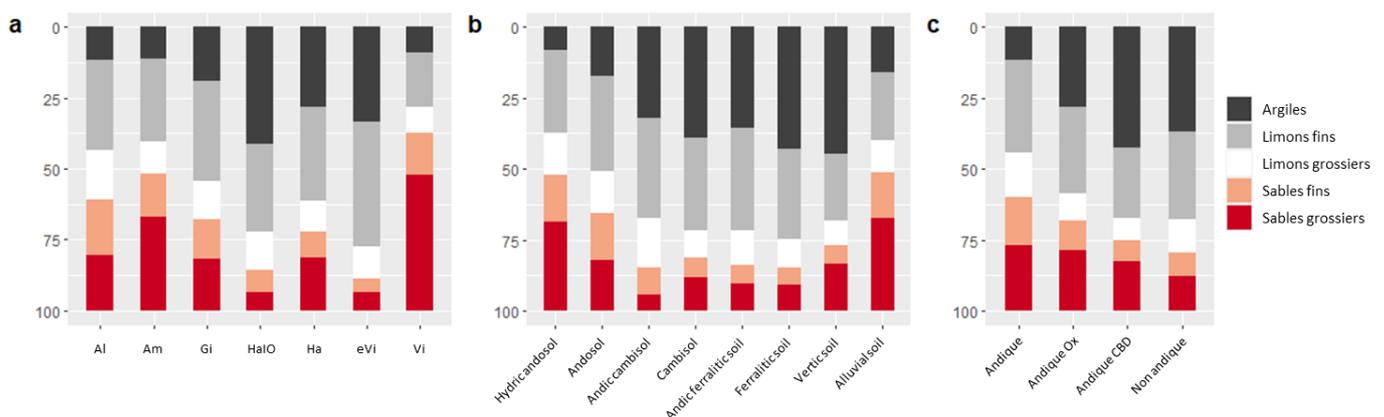


Figure 5 : Fractions granulométriques moyennes par type de sol étudié pour les typologies VNIR/chimie (Ramos et al., in prep) (a), actuelle (Pouzet et al., 2003) (b) et simplifiée selon le critère d'andacité (c)

3.2. Stabilité de la matière organique des sols

La proportion de carbone stable à l'échelle du siècle (cpSOC) variait entre 36 et 63 %, en fonction du type de sol et selon le gradient d'andacité des sols (Figure 6a), avec une p-value du test ANOVA inférieure à 0,001 pour la typologie VNIR et de 0,002 pour la typologie actuelle. Le cpSOC était en effet plus faible dans les sols andiques (49 ± 5 % en moyenne) que dans les sols non andiques (55 ± 4 % en moyenne) d'après la typologie simplifiée (p-value $< 0,001$).

Les indices HI et OI_re6 suivent la même logique que le cpSOC. En effet, l'indice HI variait significativement (entre 81 et 188 mgHC.g⁻¹C en moyenne) en fonction du type de sol (Figure 7b), avec une p-value inférieure à 0,001 pour la typologie VNIR et de 0,008 pour la typologie actuelle. Cet indicateur montrait que la teneur moyenne en SOC labile des sols andiques était plus importante dans les sols andiques (142 ± 20 mgHC.g⁻¹C) que dans les sols non andiques (127 ± 21 mgHC.g⁻¹C) avec une p-value de 0,03. Enfin, les résultats de l'indice OI_re6 allaient dans le même sens que ceux du cpSOC. Les sols andiques présentaient en effet moins de carbone stable (307 ± 89 mgO₂.g⁻¹C) que les sols non andiques (374 ± 91 mgO₂.g⁻¹C) avec une p-value de 0,02. Les valeurs moyennes de OI_re6 allaient de 160 à 535 mgO₂.g⁻¹C et la typologie VNIR permettait de mieux discriminer ces valeurs que la typologie actuelle avec des p-values du test ANOVA respectivement inférieure à 0,001 et de 0,02.

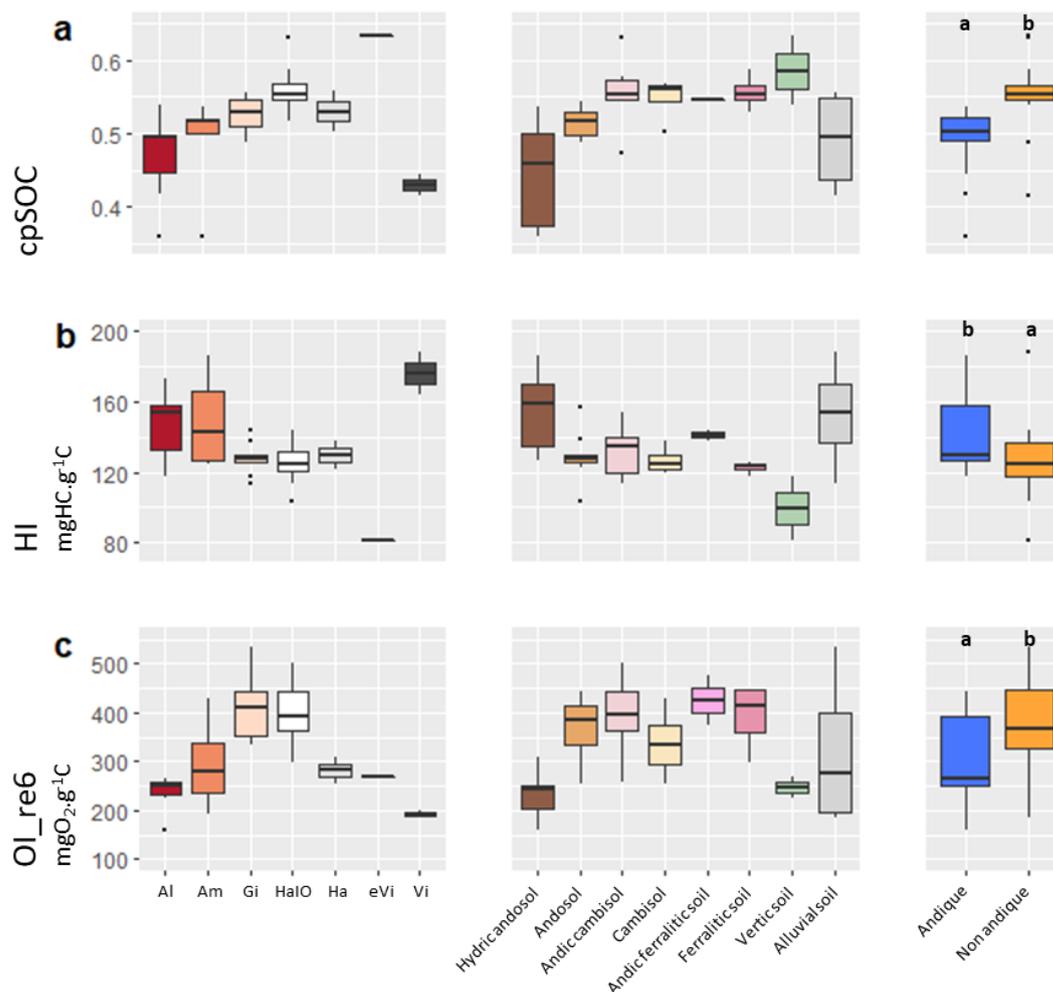


Figure 6 : Distribution des indicateurs de la Rock-Eval® cpSOC (a), HI (b) et OL_re6 (c) en fonction des typologies des sols VNIR/chimie (Ramos et al., in prep), actuelle (Pouzet et al., 2003) et simplifiée selon le critère d'andacité et résultats du test de Tukey (lettres sur les barplots de la typologie simplifiée)

3.3. Minéralisation de l'azote organique des sols

Les incubations de sols en conditions contrôlées ont permis d'établir des cinétiques de minéralisation de l'azote dans les sols (NH_4^+ et NO_3^-) au cours des 135 jours d'incubation (Figure 7). Un jour d'incubation à 28°C et à humidité équivalente à la capacité au champ représente 4,5 jours normalisés, soit 607,5 JN pour l'ensemble de la période d'incubation. Malgré quelques variations potentiellement dues à des artefacts, les cinétiques de minéralisation de l'azote étaient linéaires pour l'ensemble des sols. La quantité d'azote minéralisé dans les sols incubés, relativement faible à 126 JN (j28 d'incubation), allait de 1 à 8 kgN.tN^{-1} , et augmentait jusqu'au dernier jour d'incubation avec des Nmin entre 5 et 43 kgN.tN^{-1} , soit une gamme variant d'un facteur 8 du début à la fin de l'incubation. La grande disparité de minéralisation observée

entre les sols sur la durée de l'incubation était peu expliquée par le type de sol au regard de la typologie VNIR (Figures 7a et 7d), même si l'échantillon représentant du type de sol eVi (« evolved Vitric ») a minéralisé près de 2 fois plus d'azote que la moyenne des autres types de sols. La typologie actuelle (Figures 7b et 7e) n'expliquait pas non plus cette disparité avec seulement une différence significative pour les sols vertiques à 607,5 JN (Figures 7b) qui minéralisaient en moyenne deux fois plus que les autres sols ($40 \pm 4 \text{ kgN.tN}^{-1}$ contre $19 \pm 6 \text{ kgN.tN}^{-1}$ pour les autres sols). La différence de minéralisation de l'azote était en revanche plus nette lorsque les sols incubés étaient classés selon leur andicité (Figures 7c et 7f) avec un Nmin plus important pour les sols non andiques que pour les sols andiques avec des différences significatives pour les deux dernières dates d'incubation. Finalement, les sols non andiques minéralisaient en moyenne jusqu'à $24 \pm 9 \text{ kgN.tN}^{-1}$ à 607,5 JN sur une cinétique croissante alors que les sols andiques plafonnaient en moyenne à $15 \pm 5 \text{ kgN.tN}^{-1}$.

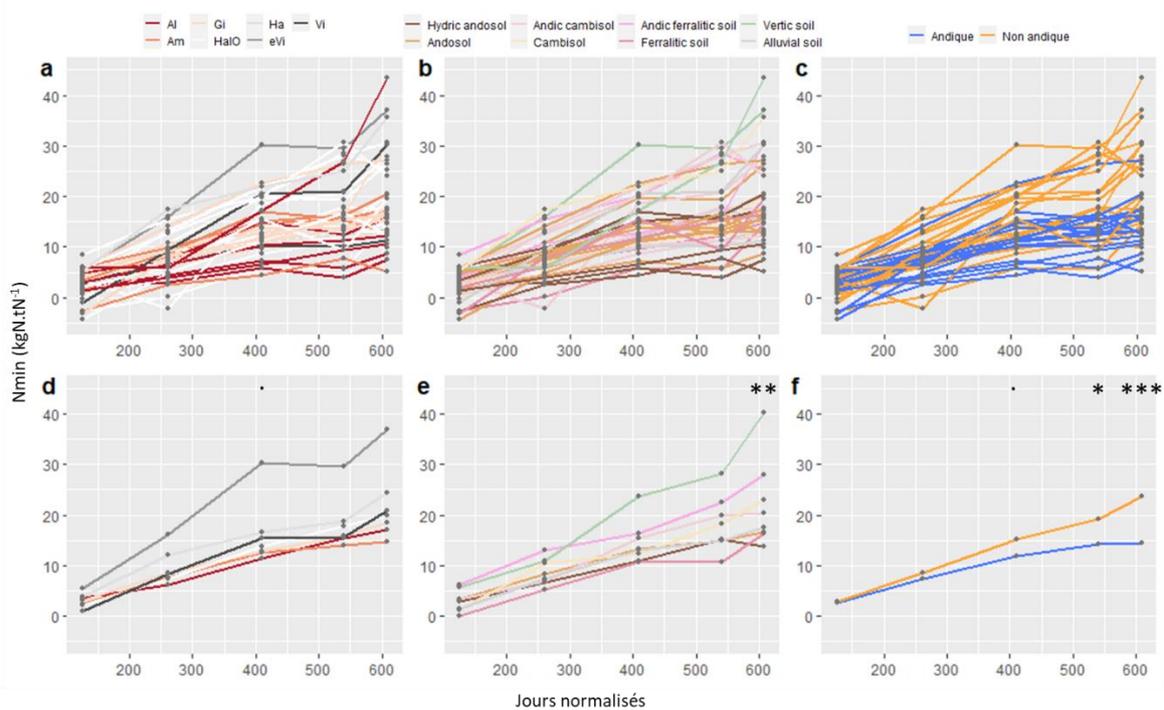


Figure 7 : Cinétique de minéralisation de l'azote sur la période d'incubation, exprimée en jours normalisés, pour la totalité des échantillons (a, b , c) et moyennée par typologie (d, e, f) pour les typologie VNIR/chimie (Ramos et al., in prep) (a, d), actuelle (Pouzet et al., 2003) (b, e) et simplifiée selon le critère d'andicité (c, f)

La gamme de Km obtenue sur les sols incubés était de 0,01 à 0,07 kgN.tNorg⁻¹.JN⁻¹ (Figure 8a). La typologie VNIR n'a pas permis de discriminer les Km alors que la p-value de

l'ANOVA réalisée sur la typologie actuelle était de 0,01 en raison de valeurs extrêmes de K_m pour les sols vertiques (« Vertic soil », $0,06 \pm 0,01 \text{ kgN.tNorg}^{-1}.\text{JN}^{-1}$ en moyenne). La typologie simplifiée a permis de montrer que les sols andiques ont minéralisé en moyenne plus de 1,5 fois moins d'azote que les sols non andiques, respectivement $0,025 \pm 0,01$ et $0,04 \pm 0,01 \text{ kgN.tNorg}^{-1}.\text{JN}^{-1}$, avec une p-value inférieure à 0,001.

3.4. Performance de l'équation de minéralisation métropolitaine

3.4.1. Variables et paramétrage par défaut

L'équation métropolitaine de Clivot et al. (2017) permet d'estimer le K_m à partir des variables suivantes : azote total du sol, taux d'argiles granulométriques, pH_{eau} et rapport C/N (Figure 8). La gamme de teneurs en azote total des sols était de 1 à 10 g.kg^{-1} et était mieux expliquée par la typologie VNIR (p-value < 0,001) que par la typologie actuelle (p-value = 0,02). Malgré une grande variabilité des teneurs, ce sont les sols andiques qui possédaient les teneurs moyennes les plus élevées en N total avec 6 ± 2 contre $2 \pm 1 \text{ g.kg}^{-1}$ pour les sols non andiques. Les taux d'argiles granulométriques mesurés avec la méthode standard, allant de 1 à 59 %, étaient bien discriminés par les types de sols de chaque typologie avec des p-values inférieures à 0,001. Le critère d'andicité montre que les taux d'argiles granulométriques des sols andiques étaient en moyenne plus de trois fois inférieurs ($12 \pm 7 \%$) à ceux des sols non andiques ($38 \pm 14 \%$). La variable pH_{eau} était mal expliquée par les types de sols étudiés, malgré des p-values inférieures à 0,001 pour les typologies VNIR et actuelle, tirées par des valeurs extrêmes de pH pour les sols « eVi » (pH 8) et « Vertic » (pH moyen de $7,4 \pm 0,8$). Enfin, la variable C/N, dont les valeurs étaient peu variables sur ce jeu de données (12 ± 1 en moyenne), n'était discriminée par aucune des trois typologies.

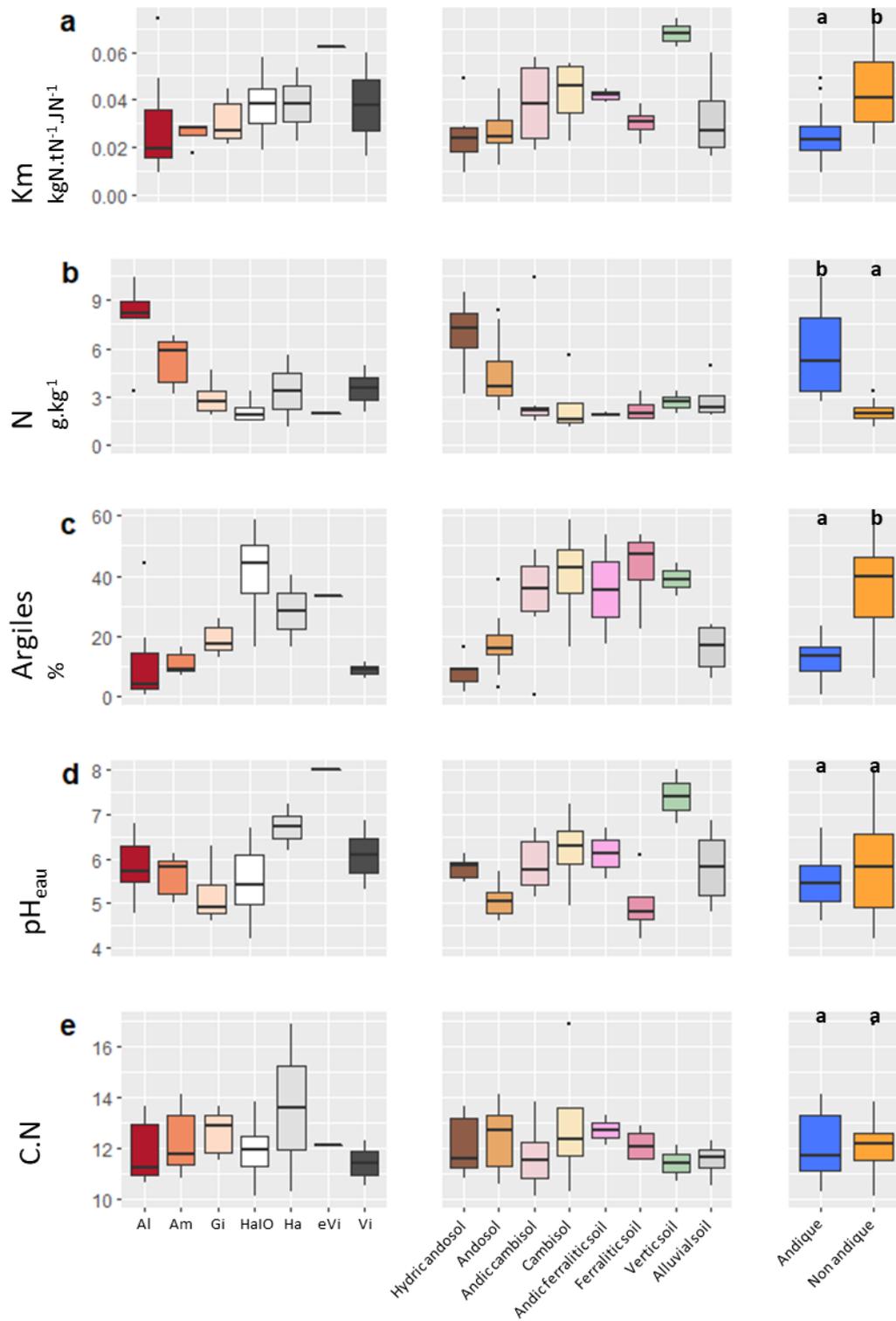


Figure 8 : Distribution du Km et des potentielles variables explicatives pour chaque typologie : VNIR/chimie (Ramos et al., in prep) à gauche, actuelle (Pouzet et al., 2003) au centre et simplifiée selon le critère d'andicité à droite. La fraction argileuse (Argiles, %) présentée correspond à la méthode analytique standard.

Une utilisation par défaut de l'équation métropolitaine présente des performances médiocres lorsqu'elle est comparée aux mesures obtenues par ICC dans cette étude (Tableau 1 et Figure 9). Le modèle métropolitain surestime fortement les Km de ces sols volcaniques avec une valeur moyenne de $0,08 \pm 0,05 \text{ kgN.tN}^{-1}.\text{JN}^{-1}$ (Figure 9a) et une erreur de prédiction du modèle d'un ordre de grandeur allant jusqu'à 15 fois le Km mesuré par incubation, portée par les sols andiques (Figures 9c, 9e et 9g). Les sols andiques présentaient les performances les plus mauvaises avec une RMSE relative de 333 % tandis que les sols non andiques présentaient les meilleures performances, avec une RMSE relative de 108 % (Tableau 1).

3.4.2. Nouveau paramétrage par optimisation

Grâce à l'optimisation des paramètres de forme des fonctions, les performances des modèles testés se sont nettement améliorées passant sur l'ensemble du jeu de données d'une RMSE relative de 201 à 36 % (Tableau 1). Les prédictions sont 3 fois meilleures pour les sols non andiques (RMSE relative de 33 %) et 8 fois meilleures pour les sols andiques (RMSE relative de 42 %) avec ce paramétrage réalisé sur l'ensemble du jeu de données. Un paramétrage directement sur les sous-jeux de données correspondant au niveau d'andacité des sols permet de réduire la RMSE relative à 30% pour les sols non andiques et 36% pour les sols andiques. Les Km prédits avec ce nouveau paramétrage rentrent ainsi dans la même gamme de valeurs que les Km mesurées, avec une valeur moyenne de $0,03 \pm 0,01 \text{ kgN.tNorg}^{-1}.\text{JN}^{-1}$ (Figure 9b). Les erreurs de prédiction du modèle sont ainsi largement réduites par rapport au paramétrage par défaut, notamment pour les sols andiques, avec une gamme allant de -50 à 200 % (Figure 9d, 9f et 9h).

Tableau 1 : Performances de prédiction du Km par l'optimisation des paramètres Argile, pH et C/N dans l'équation de minéralisation métropolitaine. ME : erreur moyenne ; RMSE % : erreur quadratique moyenne relative

Paramétrage	Type de modèle	Jeu de données de calibration	Jeu de données de validation	a Argile	b Argile	c pH	d C/N	ME	RMSE %
				$a.\exp(-b.\text{Argile}/1000)$	$\exp(-c.(pH-8,5)^2)$	$0,8.\exp(-d.(C/N-11)^2)+0,2$			
Par défaut	Global	Global	Andique					0,064	333
			Non Andique	0,346	-2,519	0,112	0,060	0,018	108
			Global					0,041	201
Optimisé	Global	Global	Andique					0,0020	42
			Non Andique	1,251	0,088	-0,030	0,005	-0,0019	33
			Global					0,0000	36
			Local	Andique	Andique	2,65	0,05	0,00	0,05
		Non Andique	Non Andique	0,31	0,14	-0,04	0,00	0,0000	30

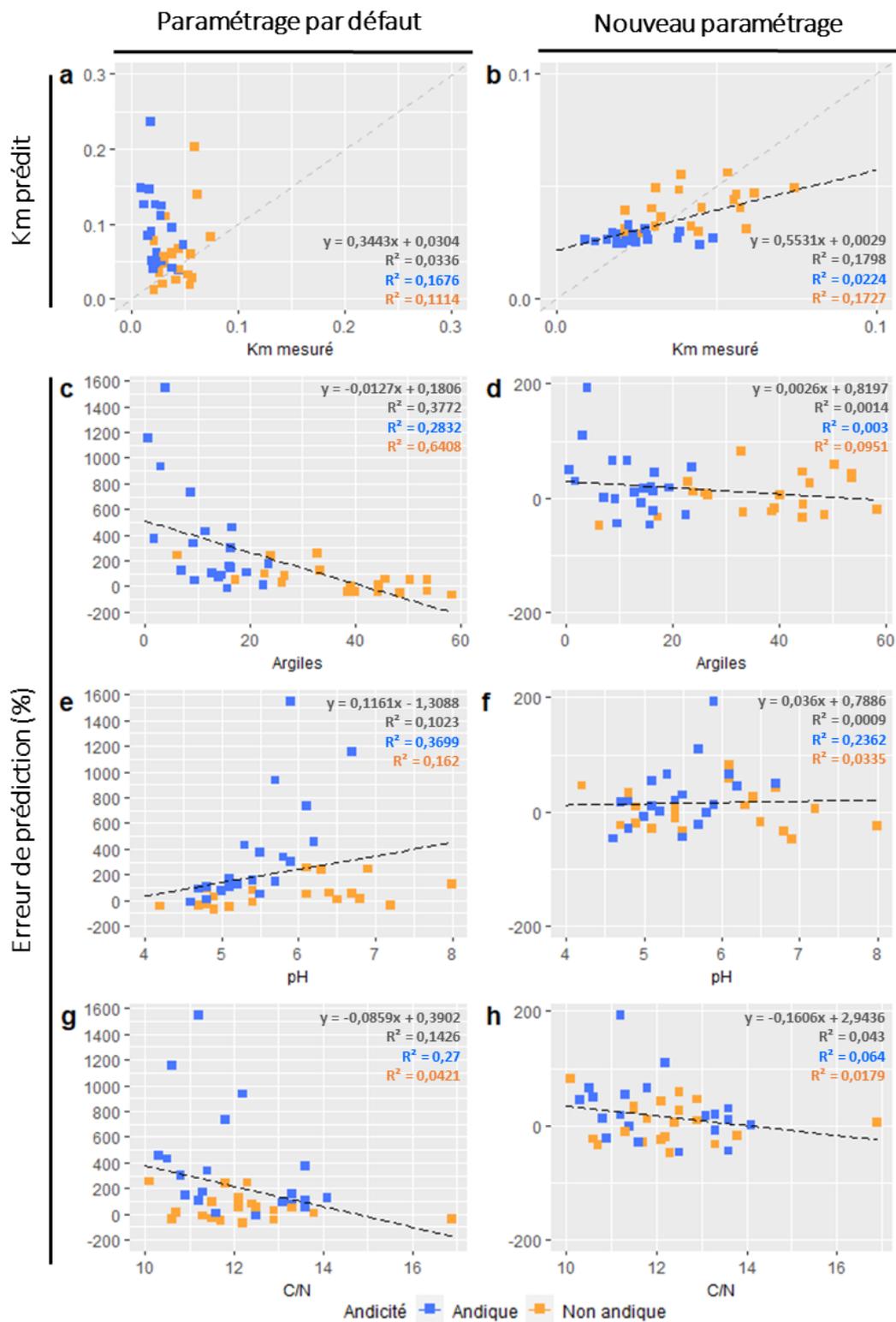


Figure 9 : Fit du modèle (a, b) et calibration du modèle par fonction de pédotransfert (c, d, e, f, g, h) de l'équation de prédiction du Km de Clivot et al. (2017) selon le paramétrage par défaut (colonne gauche) et le nouveau paramétrage (colonne droite). Erreur de prédiction exprimée par l'erreur moyenne (ME) relative

Le nouveau paramétrage a eu un impact différent entre les fonctions du modèle, premièrement en modifiant le poids et la hiérarchie portés par chaque fonction alors que les trois fonctions oscillaient entre 0,2 et 1 avec le paramétrage par défaut ; et ensuite en inversant la logique (leur signe) des fonctions Argile et C/N (Figure 10).

Le paramètre de forme de la fonction Argile étant négatif lorsque le paramétrage par défaut est appliqué, plus la fraction argileuse est importante, plus la fonction tend vers 0 et ainsi, moins elle aura de poids dans l'équation. Autrement dit, dans la logique initiale de l'équation, plus la fraction argileuse des sols est importante, moins ceux-ci minéraliseront de l'azote. Le taux d'argiles granulométriques obtenu par méthode standard ayant été appliqué dans cette fonction, ce sont les sols andiques qui ont un poids plus important que les sols non andiques dont la fraction argileuse est plus importante. Avec le nouveau paramétrage de la fonction Argile et un paramètre de forme positif, la logique de la fonction s'est inversée, donnant plus de poids aux sols les plus riches en argiles granulométriques standard, ici les sols non andiques. Globalement, ce nouveau paramétrage a fortement réduit l'implication de cette fonction dans le modèle, avec des valeurs allant de 0,1 à 0,2 (Figure 10a).

La fonction pH a gardé la même allure avec le nouveau paramétrage, même si la gamme des valeurs de la fonction étaient diminuée (0,6 à 1). La fonction accorde plus de poids aux pH forts et ne semble pas régie par l'andacité des sols (Figure 10b).

Enfin, la fonction C/N n'a presque plus de poids lorsque le nouveau paramétrage est appliqué, avec des valeurs autour de 1 et était seulement tirée (valeur de 1,15) par le C/N élevé d'un échantillon non andique (Figure 10c).

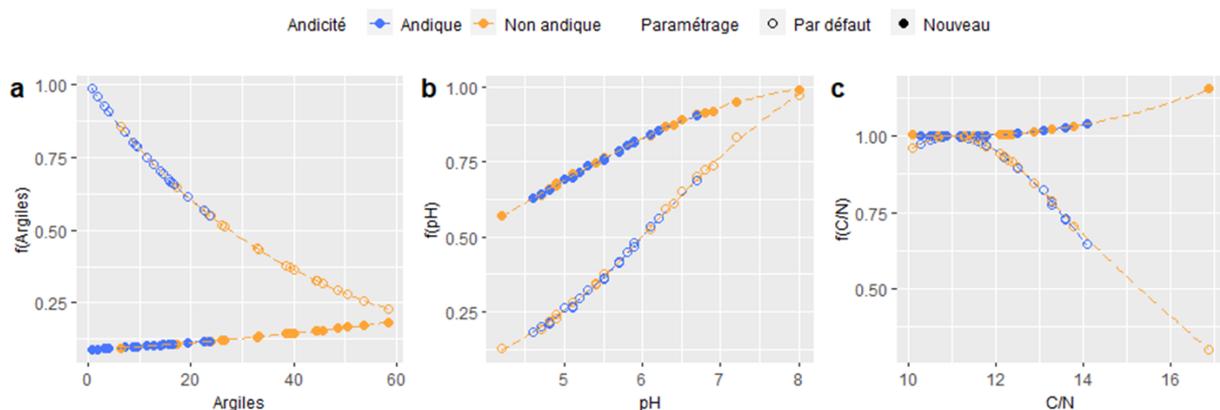


Figure 10 : Fonctions de pédotransfert de l'équation de prédiction du Km de Clivot et al. (2017) en fonction de l'andacité et du paramétrage des fonctions effectué sur le jeu de données global

3.4.3. Alternatives pour la variable Argile

L'utilisation de mesures alternatives du taux d'argile dans l'équation de minéralisation métropolitaine de Clivot et al. (2017) représente une seconde option au reparamétrage du modèle. L'ajout de la fraction limons fins pour renseigner la variable argile (avec un équivalent « éléments les plus fins ») dans l'équation de prédiction permet de diviser par deux l'erreur de prédiction obtenue sur l'ensemble des sols (Tableau 2). La réduction de l'erreur de prédiction est de 30 % pour les sols non andiques. Le recours à des protocoles de mesure des argiles granulométriques adaptés aux sols andiques a permis d'améliorer les performances du modèle avec des RMSE relatives de 187 % pour l'apport d'oxalate et de 127 % pour le CBD. La prise en compte des limons fins dans les mesures granulométriques alternatives permet pour les sols andiques de réduire la RMSE relative à 81 % (pour l'apport de CBD), ce qui est 4 fois plus faible qu'avec l'utilisation de l'argile standard.

Tableau 2 : Performances de prédiction du Km par l'utilisation de mesures alternatives du taux d'argile dans l'équation de minéralisation métropolitaine. ME : erreur moyenne ; RMSE % : erreur quadratique moyenne relative.

Jeu de données	Classe granulométrique	Méthode	ME	RMSE %
Global	Argiles	Standard	0,041	201
	Argiles + limons fins	Standard	0,0019	98
Andique	Argiles	Standard	0,064	333
	Argiles + limons fins	Standard	0,016	137
	Argiles	Oxalate	0,034	187
	Argiles + limons fins	Oxalate	0,003	86
	Argiles	CBD	0,016	127
	Argiles + limons fins	CBD	0,000	81
Non andique	Argiles	Standard	0,184	108
	Argiles + limons fins	Standard	-0,060	74

3.5. Performance de l'équation réunionnaise

3.5.1. Facteurs de contrôle

La construction d'un modèle prédictif du Km adapté au contexte pédoclimatique volcanique et tropical de La Réunion a tout d'abord nécessité un choix de variables explicatives du Km pour la construction de fonctions de pédotransfert. L'ensemble des

covariables analysées dans cette étude sur les 40 sols incubés ont été projetées sur les axes d'une ACP afin d'observer la structure du jeu de données. Les variables pour lesquelles la contribution à la structure des trois premières composantes principales de l'ACP était supérieure à 5 % ont été conservées comme variables préselectionnées pour la construction du modèle prédictif (Figure 11). Ainsi, le premier axe de l'ACP expliquait 37 % de la variabilité du jeu de données et était représenté, dans l'ordre décroissant de contribution (jusqu'à 5 %), par les variables Argile, cpSOC, SOC, AL, N, Km mesuré, Na, HI, Mg, CEC, Ca et la réserve utile. Le deuxième axe de l'ACP expliquait 26,6 % de la variabilité du jeu de données et était représenté par les variables OI_re6, CEC, pH_{eau}, Ca, Mg, K, N et Na. Le troisième axe de l'ACP expliquait 13 % de la variabilité du jeu de données, soit 76,6 % d'explication par les 3 premières composantes principales, et était représenté principalement par les variables AL_{CBD} et AL_{Ox}. La représentation des variables sur l'ACP était structurée en 5 groupes. Les variables Km mesuré et OI_re6 étaient isolées tandis qu'un troisième groupe était constitué des variables granulométriques et du cpSOC et un 4^{ème} groupe était constitué des variables N, SOC, HI et la réserve utile. Ces groupes 3 et 4 étaient opposés et représentaient les relations organo-minérales dans les sols. Enfin le 5^{ème} groupe était constitué des variables pH_{eau}, CEC, K, Ca, Mg, Na et représentait l'environnement chimique et la disponibilité des nutriments dans les sols.

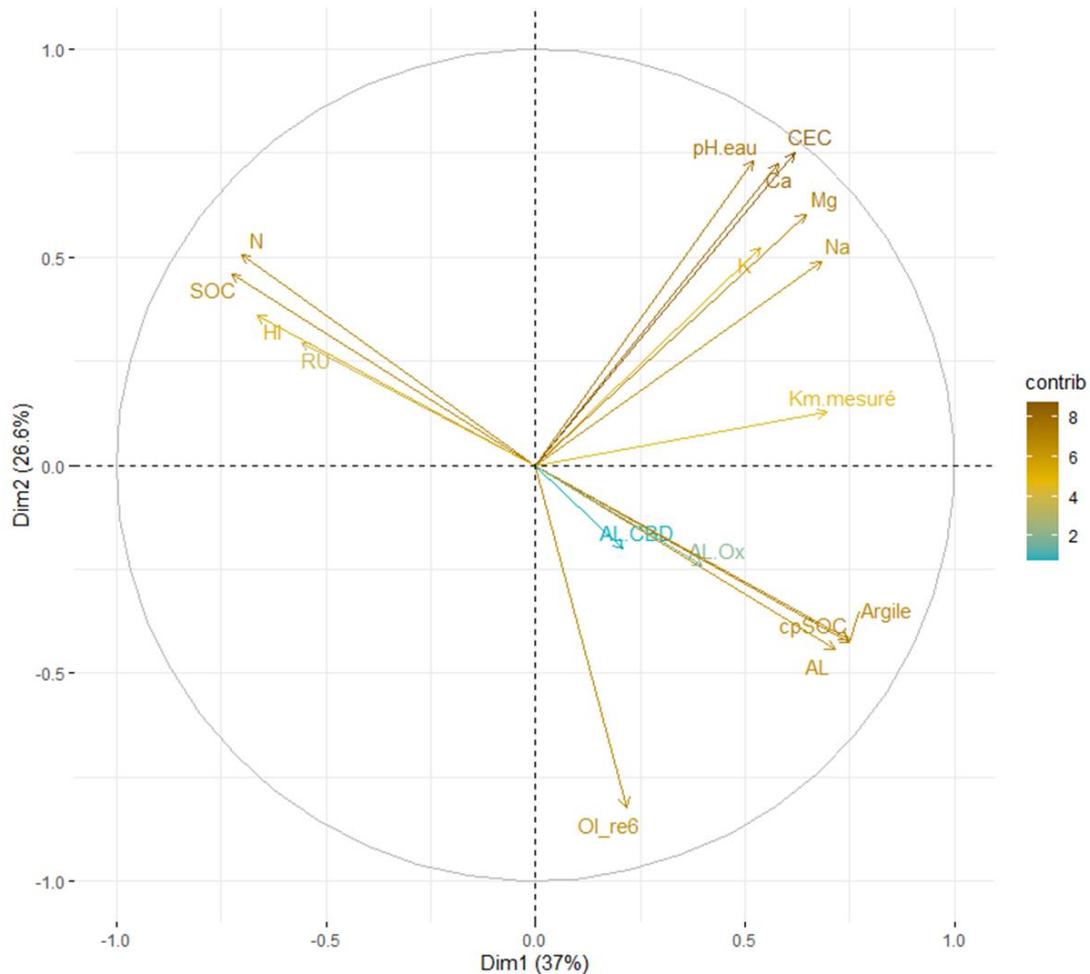


Figure 11 : ACP d'une présélection de variables du jeu de données de 40 sols en fonction de leur contribution (contrib, en %) à la structure des deux premières composantes principales. AL : argiles + limons fins ; RU : réserve utile

Les tables de corrélation de Pearson ont ensuite permis de sélectionner les variables corrélées au Km mesuré (seuil de significativité à 5 %) pour le modèle prédictif parmi celles présélectionnées par l'ACP, et de supprimer certaines variables (appartenant au même groupe sur l'ACP) corrélées entre elles. La table de corrélations de Pearson des variables sélectionnées est présentée en Figure 12 pour les trois jeux de données testés. Sur l'ensemble des variables présélectionnées par l'ACP, les variables corrélées au Km mesuré selon le coefficient de corrélation de Pearson (r), dans l'ordre décroissant de significativité, étaient : K ($r=0,603^{***}$), Argile ($r=0,509^{***}$), N ($r=-0,505^{***}$), SOC ($r=-0,477^{**}$), AL ($r=0,463^{**}$), CEC ($r=0,454^{**}$), Ca ($r=0,444^{**}$), Mg ($r=0,419^{**}$), Na ($r=0,392^*$), pH_{eau} ($r=0,381^*$), réserve utile ($r=-0,368^*$) et HI ($r=-0,294$). Etant donné la forte corrélation entre la CEC, le pH et les micronutriments Ca, K, Mg et Na, nous avons choisi de représenter ce groupe de variables par la CEC comme représentative de l'environnement chimique tropical et de la disponibilité des

nutriments dans le sol. Les variables Argile, AL, la réserve utile, le SOC et le N, faisant partie d'un même axe sur l'ACP (groupes de variables 3 et 4), étaient corrélées au Km mais également fortement corrélées entre elles. Nous avons sélectionné les variables AL (pour sa corrélation positive avec le Km mesuré), étant donné l'importance de la prise en compte des limons en contexte tropical (Feller and Beare, 1997) et N (pour sa corrélation négative avec le Km mesuré), comme représentatives des relations organo-minérales des sols. Enfin, même si le cpSOC n'était pas corrélé au Km mesuré et qu'il était projeté dans le même groupe de données que AL sur l'ACP, nous l'avons testé comme variable de prédiction du Km, afin de représenter le statut de la matière organique des sols. Ainsi, les variables sélectionnées pour le modèle prédictif du jeu de données global étaient AL, N, CEC et cpSOC (Figure 12a).

Lorsque les corrélations de Pearson ont été testées sur les sous jeux de données, seules les variables AL ($r=0,452^*$) sur les sols andiques (Figure 11b) et CEC ($r=0,687^{***}$) sur les sols non andiques étaient corrélées au Km mesurée (Figures 12b et 12c).

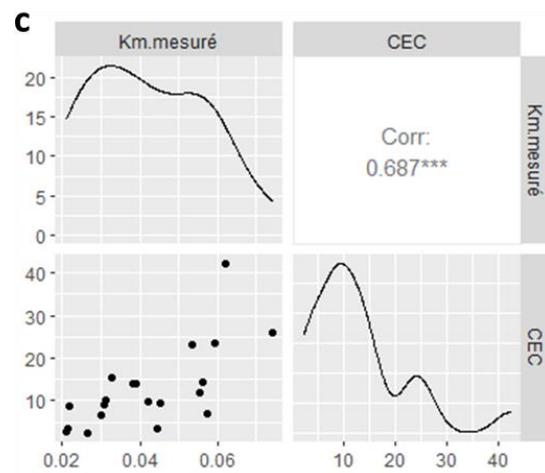
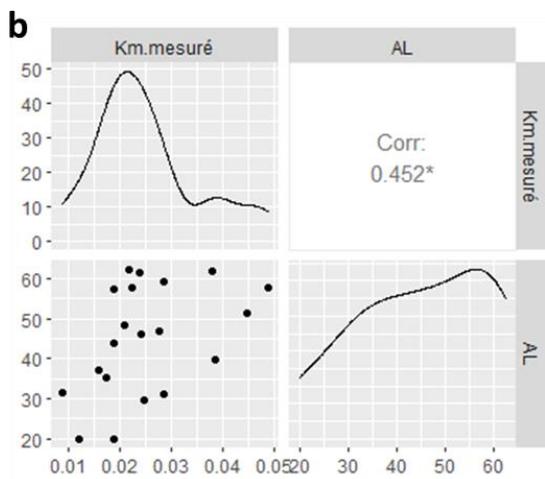
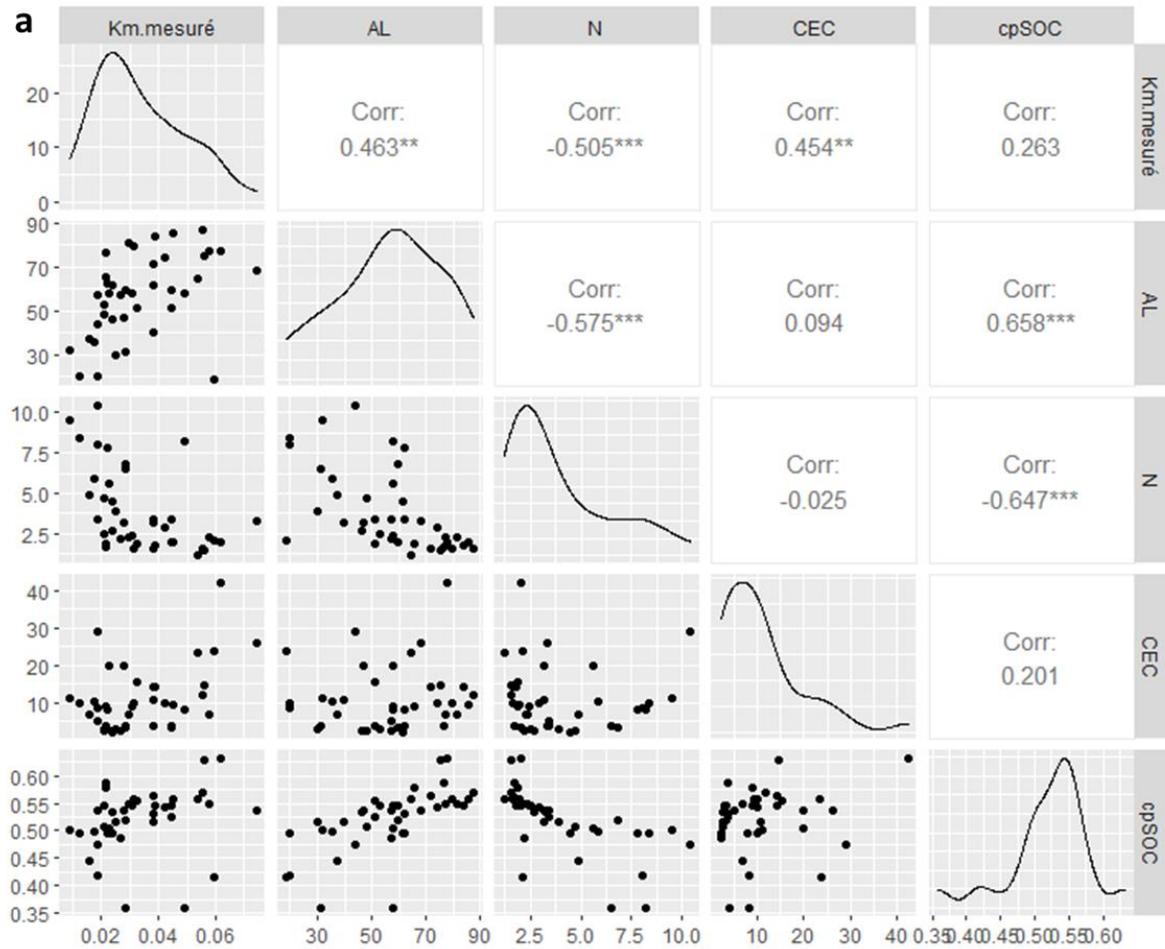


Figure 12 : Tables des corrélations de Pearson entre la variable « Km mesuré » à expliquer et les variables explicatives sélectionnées pour l'exploration de leur capacité prédictive, sur le jeu de données global (a) et les sous-jeux de données andique (b) et non andique (c)

3.5.2. Construction d'un modèle multiplicatif séquentiel

Les variables sélectionnées par les corrélations de Pearson ont ensuite permis la création de fonctions de pédotransfert grâce à la nature de la régression entre chaque variable et le Km mesuré (Figure 13). Ces fonctions ont alors été testées dans un modèle prédictif du Km par une approche multiplicative et séquentielle, c'est-à-dire par l'apport multiplicatif successif de chaque fonction au modèle, de la variable la plus corrélée à la moins corrélée au Km mesuré ($N > AL > CEC$ pour l'ensemble du jeu de données). Le récapitulatif de l'optimisation des paramètres de forme et des performances des modèles testés est présenté en Tableau 3.

Les fonctions créées présentaient chacune deux paramètres de forme et étaient sous forme de fonction puissance pour la variable N ($f(N) = a.N^b$), de fonction exponentielle pour la variable AL ($f(AL)=c.exp^{d.AL}$) et de fonction linéaire pour la variable CEC ($f(CEC)=e.CEC+f$). La fonction de la variable cpSOC n'est pas présentée dans les résultats du modèle car elle n'apporte pas d'amélioration de performances au modèle. Les valeurs de la fonction $f(N)$ étaient comprises entre 0,3 et 0,5 et son allure était marquée par le critère d'andacité des sols (Figure 13a). La fonction avait plus de poids pour les sols non andiques (de 0,4 à 0,5), qui possédaient les plus faibles teneurs en N, que pour les sols andiques (entre 0,3 et 0,4). La fonction $f(AL)$ (de -0,25 à -0,19) présentait également une allure dépendante de l'andacité des sols (Figure 13b) avec un poids plus important accordé aux sols non andiques, qui présentaient les taux de AL les plus élevés, que pour les sols andiques. Enfin, la fonction $f(CEC)$ présentait une allure indépendante de l'andacité des sols et était tirée par quelques valeurs extrêmes de CEC (entre -0,3 et -0,6 avec une valeur moyenne de $-0,37 \pm 0,07$) (Figure 13c).

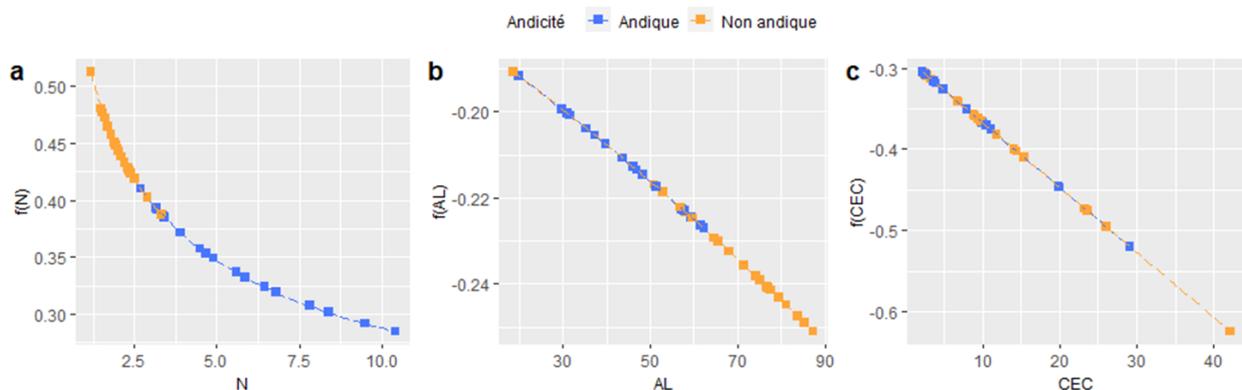


Figure 13 : Fonctions de pédotransfert utilisées pour la construction du modèle local de prédiction du Km

La construction d'un modèle global basé sur des combinaisons variables d'une à trois fonctions impliquant N, AL et CEC offre des performances variant de 34 à 41 % pour la RMSE relative sur l'ensemble des sols. La combinaison des trois fonctions offrait les meilleures performances avec des Km prédits allant de 0,02 à 0,07 kgN.tNorg⁻¹.JN⁻¹ et une valeur moyenne de 0,03 ± 0,01 kgN.tNorg⁻¹.JN⁻¹ (Figure 14a). Ce modèle global appliqué aux 40 sols donnait une erreur moyenne allant de -50 à 145 % et avait tendance à surestimer les Km des sols andiques (Figures 14b, 14c et 14d). Lorsque ce modèle global était appliqué aux sols andiques, les RMSE relatives variaient entre 57 et 36 % avec les meilleures performances offertes par la combinaison des fonctions N et AL. Enfin, les RMSE relatives des sols non andiques allaient de 39 à 29 %, avec de meilleures performances pour la combinaison des trois fonctions (Tableau 3).

Des modèles paramétrés localement, sur les sous jeux de données andiques à partir d'une fonction AL et non andiques à partir d'une fonction CEC, permettent d'améliorer les performances obtenues avec un paramétrage sur l'ensemble du jeu de données, avec des RMSE relatives de 36 % et 26 % respectivement.

Les tests de prédictions ont également été réalisés sur le Km rapporté à la fraction active de l'azote organique du sol, estimé à partir de la variable cpSOC obtenue par Rock-Eval®. Ce traitement a permis de faire ressortir des corrélations statistiquement plus fortes entre Km mesuré et variables explicatives mais n'a pas modifié les performances de prédiction de l'équation réunionnaise.

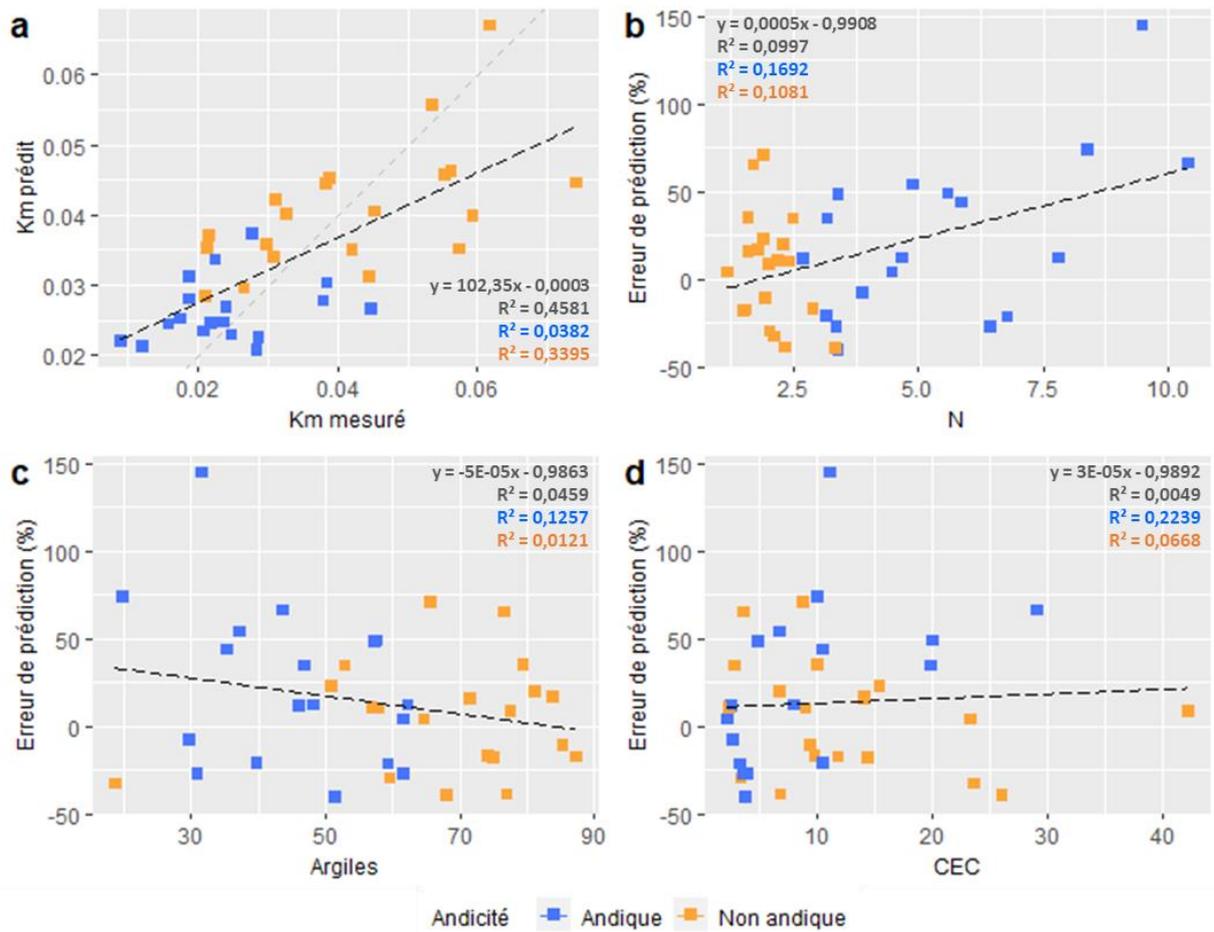


Figure 14 : Fit du modèle (a) et calibration du modèle par fonction (b, c, d) pour le paramétrage final de l'équation de prédiction du Km locale

Tableau 3 : Capacité prédictive des variables explicatives sélectionnées pour une équation locale de prédiction du Km

Type de modèle	Jeu de données de calibration	Jeu de données de validation	Variables	Modèle	Paramètres						RMSE	RMSE %
					<i>a</i> N	<i>b</i> N	<i>c</i> AL	<i>d</i> AL	<i>e</i> CEC	<i>f</i> CEC		
Global	Global	Global	AL	$c.exp^{d.AL}$			0,016	0,013			0,0033	40
			CEC	$e.CEC+f$					0,003	0,110	0,1370	41
			N	$(a.N^b)$	0,054	-0,422					0,0033	39
			N.AL	$(a.N^b).(c.exp^{d.AL})$	0,166	-0,301	0,208	0,005			0,0129	38
			N.AL.CEC	$(a.N^b).(c.exp^{d.AL}).(e.CEC+f)$	0,536	-0,270	-0,177	0,004	-0,008	-0,287	0,0113	34
		Andique	AL	$c.exp^{d.AL}$			0,016	0,013			0,0097	39
			CEC	$e.CEC+f$					0,003	0,110	0,0143	57
			N	$(a.N^b)$	0,054	-0,422					0,0096	38
			N.AL	$(a.N^b).(c.exp^{d.AL})$	0,166	-0,301	0,208	0,005			0,0091	36
			N.AL.CEC	$(a.N^b).(c.exp^{d.AL}).(e.CEC+f)$	0,536	-0,270	-0,177	0,004	-0,008	-0,287	0,0102	40
		NonAndique	AL	$c.exp^{d.AL}$			0,016	0,013			0,0164	39
			CEC	$e.CEC+f$					0,003	0,110	0,0131	31
			N	$(a.N^b)$	0,054	-0,422					0,0158	37
			N.AL	$(a.N^b).(c.exp^{d.AL})$	0,166	-0,301	0,208	0,005			0,0158	37
			N.AL.CEC	$(a.N^b).(c.exp^{d.AL}).(e.CEC+f)$	0,536	-0,270	-0,177	0,004	-0,008	-0,287	0,0123	29
Local	Andique	Andique	AL	$c.exp^{d.AL}$			0,0137	0,0133			0,0091	36
	Non Andique	NonAndique	CEC	$e.CEC+f$					0,0011	0,0281	0,0109	26

3.6. Performances d'un modèle de prédiction SPIR

L'approche SPIR a permis de tester deux modèles de prédiction paramétrés respectivement avec 4 et 7 longueurs d'onde explicatives (Figure 15). Le premier modèle respectait le niveau de paramétrage acceptable pour un jeu de données de 40 sols (1/10 du jeu de données, règle non écrite mais acceptée par la communauté IR) et était expliqué par les longueurs d'ondes 1200, 1326, 1670 et 1418 nm. La RMSE relative de ce modèle était de 29 % et présentait des valeurs de Km prédit entre 0,015 et 0,06 kgN.tNorg⁻¹.JN⁻¹ pour une moyenne de 0,03 ± 0,01 kgN.tNorg⁻¹.JN⁻¹ (Figure 15a). Ce modèle avait tendance à surestimer les Km des sols andiques et à sous-estimer ceux des non andiques.

Le second modèle, sur paramétré, correspondait à la prise en compte des longueurs 700, 854, 1284, 1418, 1502, 1608 et 1670 nm. La RMSE relative de ce modèle était de 15 % et présentait des valeurs de Km prédit entre 0,007 et 0,07 kgN.tNorg⁻¹.JN⁻¹ pour une moyenne de 0,03 ± 0,01 kgN.tNorg⁻¹.JN⁻¹ (Figure 15b).

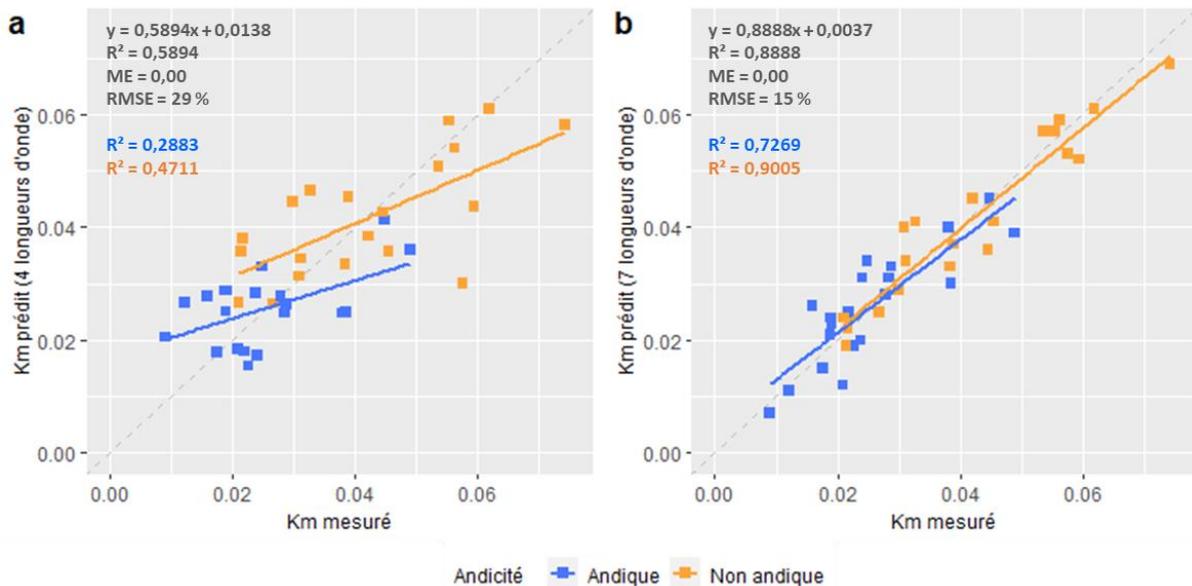


Figure 15 : Performance du modèle SPIR de prédiction du Km selon le critère d'andicité avec 4 longueurs d'onde (a) et 7 longueurs d'onde (b).

4. Discussion

4.1. Pertinence de l'approche méthodologique

4.1.1. Pertinence de l'argile granulométrique en conditions volcaniques et tropicales

Les résultats de cette étude démontrent l'inadaptation de la composition granulométrique standard pour prédire le taux de minéralisation de la matière organique du sol dans les modèles actuels en conditions volcaniques et tropicales.

L'intégration des limons fins permet une meilleure performance de l'équation de Clivot et al. (2017) pour les sols non andiques. En effet, les sols les plus altérés présentent souvent des argiles minéralogiques dans les fractions granulométriques limoneuses, du fait notamment de ponts calciques, ce qui explique que l'utilisation agrégée des fractions argileuses et limoneuses permettent d'adapter l'équation métropolitaine à ce contexte d'étude (Feller and Beare, 1997).

Comme attendu, les performances de l'équation de Clivot et al. (2017) étaient particulièrement mauvaises pour les sols andiques. Ces sols présentaient en effet les Km plus faibles, ce qui est cohérent avec les teneurs en C élevées et les mécanismes de stabilisation à l'œuvre dans ces sols. En effet, des complexes organo-minéraux se forment par complexation (complexes organo-métalliques) avec des cations échangeables (ponts calciques) et des oxyhydroxydes de fer (hématite, Fe_2O_3 et goéthite, $\text{FeO}(\text{OH})$) et d'aluminium (gibbsite, $\text{Al}(\text{OH})_3$) (Quantin, 1988; Rowley et al., 2018), ainsi que par coprécipitation (Kleber et al., 2015; Levard et al., 2012; Tamrat et al., 2019), garantissant le fort niveau de préservation de la MO à l'activité microbienne et en particulier à la minéralisation. Du fait de leur capacité d'agrégation, les sols andiques présentent toutefois dans cette étude des teneurs en argile granulométrique 3 fois inférieurs aux sols non andiques, ce qui se traduit dans l'équation de Clivot et al. (2017) par des taux élevés de minéralisation. A l'état frais, la fraction granulométrique argileuse des andosols oscille généralement entre 70 % pour les horizons profonds et 20 % pour les horizons superficiels et reste extrêmement sensible aux pratiques agricoles (mécanisation, activité biologique...) (Perret, 1992). Avec une moyenne de 10 % de recouvrement dans la fraction argileuse mais 45 % dans la fraction limoneuse, les sols de notre étude pourraient avoir entamé un processus de dessiccation et d'agrégation, même si d'autres auteurs trouvent des distributions granulométriques similaires aux nôtres également sur Andosol frais (Buurman et al., 1997). Quoi qu'il en soit, la variabilité de la composition granulométrique standard apparait trop forte pour que ce paramètre puisse être utilisé pour

prédire la minéralisation de la MO des sols volcaniques. Cette constatation est d'importance car l'argile granulométrique reste un paramètre primordial dans différents modèles de simulation (Brisson et al., 2003; Clivot et al., 2017; Coleman and Jenkinson, 1996) actuellement mobilisés dans de nombreux contextes volcaniques dans le monde comme aux Antilles, en Equateur, au Nicaragua, au Costa Rica ou encore au Japon (Colmet-Daage and Gautheyrou, 1972; Raunet, 1991a).

Un certain nombre d'adaptations testées dans cette étude permettent de revaloriser la fraction granulométrique argileuse et de mieux retranscrire la forte capacité des sols andiques à protéger la MOS de la minéralisation microbienne. La prise en compte des limons fins a permis de revaloriser cette variable granulométrique de plus de 3 fois en moyenne en passant à une fraction fine de 44 % pour les sols andiques. Deuxièmement, l'ajout de l'oxalate a permis de casser les ponts organo-métalliques formés par $\text{Al}(\text{OH})_3$ et de revaloriser les argiles granulométriques de 2,5 fois, tandis que l'ajout de CBD a également permis de casser les ponts formés par Fe_2O_3 et $\text{FeO}(\text{OH})$ et de revaloriser les argiles granulométriques de 3,5 fois.

Les fractions argileuses ou argilo-limoneuses se sont finalement révélées être des variables explicatives importantes du Km dans ces contextes volcaniques mais avec une relation inverse à celle qui est traditionnellement connue. Pour ces sols, l'andacité s'accompagne ainsi de faibles taux de recouvrement dans les fractions granulométriques fines et de faibles valeurs de Km. Un « paramétrage volcanique » des équations de minéralisation avec un inversement de la relation Argile/Km pourrait être envisagé mais semble peu pertinent au regard du manque de fiabilité du fractionnement granulométrique pour les Andosols. Bien que peu fiable, la variable AL reste cependant la seule à être significativement corrélée au Km pour les sols andiques, ce qui souligne l'importance de trouver une variable d'andacité fiable qui pourrait suppléer la variable Argile pour les sols dominés par les minéraux amorphes.

4.1.2. Utilisation de la Rock-Eval®

Le temps de résidence des atomes de carbone dans le sol peut varier de quelques heures à des millénaires (Balesdent et al., 1987; Shi et al., 2020) et différer en fonction de la profondeur du sol (Balesdent et al., 2018). Pour cette raison, il est fondamental de distinguer les fractions labiles et stables de la MOS, notamment dans le contexte d'étude de prédiction

de la minéralisation de l'azote du sol, afin de déterminer la fraction de la MOS réellement accessible aux microorganismes.

La proportion de SOC stable à l'échelle du siècle mesurée par Rock-Eval® variait de 0,36 à 0,63, avec une proportion plus faible pour les sols andiques que pour les sols non andiques. De plus, deux des échantillons andiques, qui étaient sous système de culture prairial, avaient un cpSOC moyen plus faible que les autres, de $0,39 \pm 0,04$, augmentant le cpSOC moyen des sols andiques sous canne à sucre à $0,5 \pm 0,04$ contre $0,55 \pm 0,04$ pour les sols non andiques. La gamme de proportions de SOC stable à l'échelle du siècle obtenue dans l'étude de Cécillon et al. (2018), menée sous contexte pédoclimatique tempéré en Europe, était plus étendue (0,14 à 1). Ces résultats étaient cependant très nuancés entre les sites et modalités d'étude puisqu'ils ont observé des cpSOC plus élevés sur les modalités en jachère de longue durée (de 0,6 à 0,67) que sur les modalités en culture ou amendées, avec deux résultats particulièrement concordants avec ceux de la présente étude : un cpSOC moyen de $0,29 \pm 0,04$ pour le site sous prairie (Rothamsted) et un cpSOC moyen de $0,55 \pm 0,03$ pour un site additionné de paille (Grignon), pouvant se rapprocher des résidus de culture trouvés sous canne à sucre. Ces résultats très contrastés de stabilité de la matière organique dans le sol ont par ailleurs déjà été observés dans la littérature (Falloon et al., 1998; Mills et al., 2014) et s'expliquent par l'impact du contexte pédoclimatique, de l'usage des terres et des pratiques culturales sur la teneur en SOC et sa stabilité. La variable cpSOC n'était cependant pas un bon prédicteur du Km mesuré dans cette étude.

Le cpSOC peut également être utilisé pour déterminer la taille du pool labile ou actif de la MOS sur lequel le Km va s'appliquer. La correction du Km par la taille du pool actif mesuré par Rock-Eval® a ainsi permis de faire ressortir un plus grand nombre de corrélations entre Km et covariables physico-chimiques et granulométriques. Même si les performances du modèle de prédiction basé sur le Km_RE n'étaient pas meilleures que celles de l'approche standard, les résultats suggèrent que l'utilisation de la Rock-Eval® pourrait permettre d'étendre l'équation de prédiction du Km à un plus grand nombre de systèmes cultivés en rééquilibrant légèrement les écarts de taux de minéralisation liés à l'usage des terres. Cela permettrait de centrer l'analyse sur l'impact du pédoclimat sur le Km.

Même si la variable cpSOC n'a pas permis d'améliorer les prédictions de Km, les résultats obtenus nous interrogent sur le statut et la stabilité de la matière organique dans les sols andiques. Le modèle conceptuel de stockage du C dans les sols est très fortement lié à la

nature des associations organo-minérales dans les sols argileux pour lesquels les fractions les plus fines du sol sont celles qui contiennent le plus d'argiles et la MO la plus ancienne. Du fait de leurs fortes teneurs en C, les sols andiques ont été présentés comme des sols aux capacités de stabilisation très élevées et proches de la saturation (Fujisaki et al., 2018). Dans cette étude, la MOS était au contraire, pour un même système de culture qu'est la canne à sucre, plus labile pour les sols andiques que pour les sols non andiques. Ce résultat est cohérent avec ceux de Tanner (2021) qui ont étudié dans 10 sites de l'île le recouvrement de ^{15}N apporté avec des pailles de canne dans les fractions granulométriques grossières ($>50\mu\text{m}$) et fines du sol ($<50\mu\text{m}$). Ces derniers ont constaté pour les sols argileux que la majeure partie de l'azote du sol était présent dans les fractions fines du sol et que l'azote apporté 12 mois avant avec la paille de canne n'avait pas encore été entièrement intégré dans ces fractions au temps de résidence long, illustrant parfaitement le continuum d'intégration de la MO dans le sol conduisant à sa préservation progressive dans les fractions les plus fines. Le constat était très différent pour les sols andiques avec près de la moitié de l'azote du sol présent dans les fractions $> 50 \mu\text{m}$ et une distribution de l'azote apporté avec la paille de canne identique à celle du sol, suggérant une dynamique d'intégration de la MO dans le sol extrêmement rapide. Récemment, Delmotte et al. (Com. Pers.) ont également mis en œuvre la BioFuncTool et ont pu observer que les modalités de fertilisation organique modifiaient les teneurs en C et les niveaux de respiration du sol sans modifier la taille du pool labile dans les sols andiques. Jamoteau (2023) a également observé par approche ^{13}C et ^{14}C de forts niveaux de remplacement du C contenu dans les fractions les plus fines du sol sur l'ensemble du profil et à l'échelle décennale pour des sols andiques à La Réunion. Tous ces éléments suggèrent que les fortes teneurs en C de ces sols pourraient être liés à leur forte réactivité plutôt qu'à leur capacité de stabilisation de la MO sur des centaines à des milliers d'années dans les fractions fines.

Il est enfin nécessaire d'interpréter avec précaution les résultats de la Rock-Eval® obtenus dans cette étude pour deux raisons. La première est que le modèle de prédiction du cpSOC a été construit à partir de sols européens, dont la gamme de valeurs des propriétés n'est pas applicable aux sols volcaniques et tropicaux de La Réunion, notamment vis-à-vis des teneurs en SOC (entre 10 et 18 gC.kg^{-1} pour les sols de l'étude de Cécillon et al. (2018) contre 69 ± 28 pour les sols andiques et $25 \pm 5 \text{ gC.kg}^{-1}$ en moyenne pour les sols non andiques de cette étude). La deuxième raison est la comparaison de cpSOC mesurés sous deux systèmes de culture (canne à sucre et prairies) où les apports et la stabilité de la MOS sont très

différents. Guo and Gifford (2002) décrivent par exemple dans leur méta-analyse un déstockage de SOC de 60% lors d'un changement d'usage du sol d'une pâture à une culture.

4.1.3. Utilisation de la SPIR

La spectrométrie infra-rouge est un outil largement utilisé pour sa pertinence de prédiction d'un grand nombre de propriétés des sols, physiques, chimiques et biologiques, et représente une méthode peu coûteuse et rapide d'utilisation. Cet outil est particulièrement bien adapté pour l'analyse de la MOS en raison de sa sensibilité aux groupes fonctionnels C-H, C-O et C-N qui dominent dans la matière organique (Soriano-Disla et al., 2014).

La SPIR a permis dans cette étude de prédire le Km mesuré dans les 40 échantillons de sol avec des performances encourageantes ($R^2=0,6$ et $0,88$). La RMSE relative du modèle non sur paramétré (à 4 longueurs d'ondes sélectionnées) était en effet de 26 %, soit 10 % de mieux que l'équation de prédiction métropolitaine de Clivot et al. (2017) après optimisation et 8 % de mieux que l'équation réunionnaise proposée. Toutefois, ces résultats doivent être validés par l'ajout de nouvelles références car un effet de surajustement des Km prédits est possible, en raison du sur paramétrage du second modèle exploré mais aussi du fait du faible nombre d'échantillons dans le jeu de données.

Les longueurs d'ondes sélectionnées dans les deux modèles SPIR étaient tout à fait cohérentes vis-à-vis des facteurs connus pour contrôler l'accessibilité de la matière organique. On retrouve ainsi des longueurs d'ondes dans le visible relatives à la présence d'oxyhydroxydes de fer (700 et 854 nm) (Sherman and Waite, 1985) ; et dans le proche infra-rouge, à la présence de minéraux argileux (halloysite) (1326 et 1418 nm) (Viscarra Rossel and Behrens, 2010), à la présence d'eau de constitution abondante dans les allophanes, à 1502 nm (Vasques et al., 2014), et la présence de matière organique à 1608 et 1670 nm (Dalal and Henry, 1986; Viscarra Rossel and Behrens, 2010).

De nombreuses études ont par ailleurs été menées sur la capacité de la SPIR à prédire la minéralisation de l'azote du sol (Fystro, 2002; Moron, 2004; Murphy et al., 2009; Russell et al., 2002), et de la matière organique végétale (Bruun et al., 2005), révélant que cette approche était un proxy intéressant de la qualité de la MO. La review de Soriano-Disla et al. (2014) présente même de meilleures performances de prédiction pour le proche infra-rouge avec un r^2 médian de 0,79 que pour le moyen infra-rouge ($R^2 = 0,64$).

Si quelques publications présentent des performances modérées de prédiction de la minéralisation du N par SPIR (Soriano-Disla et al., 2014), il semble que cette approche mérite d'être explorée à La Réunion comme proxy de la minéralisation de la MOS. En effet, la capacité de la SPIR à révéler les propriétés minéralogiques et biologiques des sols mêlé au fort gradient d'andacité des sols volcaniques et tropicaux de La Réunion permet une très bonne discrimination des sols (notamment sur la minéralogie et les teneurs en SOC), visible par les absorbances des spectres dans le visible et proche infra-rouge (Ramos et al., in prep).

4.2. Facteurs de contrôle de la minéralisation de l'azote des sols réunionnais

Compris entre 0,14 et 1,51 kgN.ha⁻¹.j⁻¹ (en moyenne 0,45 ± 0,28 kgN.ha⁻¹.j⁻¹), les gammes de Vp (Km multipliés par les stock N pour être comparés à la littérature) observées dans cette étude étaient comparables à celles obtenues, par carottage *in situ* de sols de prairies, par Jarvis et al. (1996) avec des valeurs variant de 0,20 à 2,30 kgN.ha⁻¹.j⁻¹, et par Hatch et al. (2000) avec des valeurs de 0,50 à 1,50 kgN.ha⁻¹.j⁻¹ et par Delin and Lindén (2002) dans une étude suédoise basée sur un bilan azoté au champ avec des valeurs variant de 0,10 à 0,93 kgN.ha⁻¹.j⁻¹. Dans les études françaises, une expression en jour normalisés est privilégiée afin de tenir compte de l'influence du climat sur la minéralisation de l'azote organique du sol. Dans cette étude, les Vp exprimées en JN variaient de 0,08 à 0,9 kgN.ha⁻¹.JN⁻¹ avec une valeur moyenne de 0,27 ± 0,17 kgN.ha⁻¹.JN⁻¹. Les études réalisées en France métropolitaine rapportent des vitesses de minéralisation de l'azote plus élevés entre 0,17 et 1,67 kgN.ha⁻¹.JN⁻¹ pour Clivot et al. (2017) sur 65 sols nus et non amendés, entre 0,57 et 0,62 kgN.ha⁻¹.JN⁻¹ pour Oorts et al. (2007) sur deux essais sol nu, entre 0,62 et 1,46 kgN.ha⁻¹.JN⁻¹ pour Morvan et al. (2022) sur 67 parcelles bretonnes cultivées en maïs.

Tableau 4 : Récapitulatif des performances de prédiction de la Vp des modèles testés et des modèles métropolitains de référence

Source	Modèle	n	Méthodologie	Gamme Vp kgN.ha ⁻¹ .JN ⁻¹	Moyenne Vp	Explication de la variance (%)	RMSE relative (%)
	Clivot et al. (2017)	40				20	36
Chap. II	local	40	Sol nu ICC	0,08 - 0,9	0,27	46	34
	SPIR (4 lambdas)	40				28	29
Références	Morvan et al. (2022)	67	Maïs champ	0,44 - 1,83	0,99	47	24
	Clivot et al. (2017)	65	Sol nu champ	0,17 - 1,67	0,72	61	28

Les Vp obtenues sur les sols réunionnais détonnent avec les Vp métropolitaines relevées dans cette étude par des valeurs bien plus faibles dans les valeurs basses de la gamme et une vitesse moyenne jusqu'à 3,5 fois plus faible. Cette différence observée entre les Vp lorsqu'elles sont exprimées en jours normalisés s'explique par une grande différence de jours normalisés entre les sols de métropole et de La Réunion (3 fois plus importants à La Réunion selon une communication personnelle). L'interprétation de la différence de Vp observées dans cette étude et dans la littérature pourrait également s'expliquer par les biais méthodologiques inhérent aux incubations en conditions contrôlées. En effet, le processus de standardisation des sols pour la mise en place des ICC peut avoir un impact sur la minéralisation de N (Kan et al., 2021; Kruse et al., 2004; Meyer et al., 2019). Ces biais peuvent être causés par la profondeur d'échantillonnage des sols, les conditions de conservation des échantillons, leur déstructuration par tamisage, retrait des éléments grossiers et retrait des résidus de culture, puis leur recompaction à densité apparente proche de leur état naturel, ou encore par la réhumectation des échantillons en cours d'incubation.

Dans cette étude, les échantillons étaient prélevés à 30 cm de profondeur. Cette profondeur d'échantillonnage ne reflète cependant pas l'exploration racinaire d'une culture au champ, notamment une culture semi-pérenne telle que la canne à sucre, dont on sait que le système racinaire peut explorer en dessous de 2 m de profondeur (Smith et al., 2005). Une étude brésilienne d'incubations en conditions contrôlées de sols sous canne à sucre a

d'ailleurs observé la minéralisation de l'azote dans les couches profondes du sol. Dans cette étude de Mariano et al. (2013), la minéralisation de l'azote fluctuait très peu en dessous de 20 cm de profondeur, certainement en raison d'une plus grande quantité et labilité de MOS et une activité microbienne plus importante en surface qu'en profondeur (Qualls, 2004), ce qui conforte la profondeur d'échantillonnage effectuée ici.

La conservation de l'échantillon entre son prélèvement et son traitement est également une étape cruciale afin de perturber le moins possible le sol. Il a été montré que le séchage à l'air libre pouvait entraîner une sous-estimation de la mesure du N minéral causée par immobilisation et/ou minéralisation de N pendant cette étape (Mariano et al., 2013). De plus, les sols allophaniques sont très sensibles à la dessiccation (Khan et al., 2007). Pour ces raisons, les sols ont été conservés frais jusqu'à la mise en place de l'expérimentation.

Le temps d'expérimentation est également un paramètre essentiel à la fiabilité des résultats obtenus. Clivot et al. (2017) rappellent, selon ces résultats et ceux de Mary et al. (1999), que plus l'expérimentation est longue, plus la relation entre le taux de minéralisation de N et les jours normalisés est robuste. Si cette relation est logique pour les expérimentations au champ, afin de tamponner les fluctuations climatiques, plusieurs études d'ICC rapportent d'aussi bons résultats pour des incubations de courtes durées que de longue durée (Mariano et al., 2013; Soon et al., 2007).

Les moyens alloués à la recherche en conditions tropicales étant limités, la mesure du Km en conditions de laboratoire s'est imposée pour cette étude. La caractérisation de la minéralisation de N dans les sols par ICC est utilisée depuis un demi-siècle (Stanford and Smith, 1972), ce qui permet d'avoir un recul important sur cette méthodologie et de limiter les biais qu'elle implique en respectant des conditions d'incubation proche d'un état au champ (Cabrera, 1993). De plus, le réseau d'essais mis en place dans cette thèse pour l'étude de l'efficacité d'utilisation de l'azote issue du fertilisant (cf. Chapitre III) a permis de pointer les limites des expérimentations au champ sous le contexte volcanique, tropical et sous canne à sucre de La Réunion. Le travail considérable que représentait les 10 sites n'a effectivement pas permis d'obtenir des résultats statistiques concluants et n'aurait pas pu être répliquable sur une grande quantité de sites, à l'image des études de France métropolitaines de référence (Clivot et al., 2017; Morvan et al., 2022; Oorts et al., 2007).

Le principal déterminant de la minéralisation de l'azote pour le jeu de données des 40 sols de cette étude était la teneur en N avec une relation non linéaire négative de puissance avec le Km mesuré et un gradient important de teneurs entre les sols andiques et les sols non andiques. La teneur ou le stock d'azote est en effet largement décrit dans la littérature comme étant un des principaux paramètres influençant la minéralisation de l'azote, pour des études d'incubations ou au champ et sous divers systèmes (Booth et al., 2005; Clivot et al., 2017; Dessureault-Rompré et al., 2015; McDonald et al., 2014; Schomberg et al., 2009) et permet d'expliquer plusieurs concepts. Premièrement et sous le contexte volcanique de l'étude, le taux de N utilisé comme un proxy de la teneur en SROM, et donc de l'andacité des sol, peut permettre de refléter l'inaccessibilité spatiale de la MOS par les enzymes des micro-organismes, à l'échelle nanométrique par le biais des associations organo-minérales (Kleber et al., 2021), ou à l'échelle micrométrique par piégeage de la MOS dans les microagrégats (Levard et al., 2012; Tamrat et al., 2019). Deuxièmement, la forte relation entre la dégradation de la MOS et le taux d'azote dans le sol peut s'expliquer par les contraintes stœchiométriques des micro-organismes et de la MOS qui induisent une compétition pour la ressource en nutriments et notamment l'azote (Zechmeister-Boltenstern et al., 2015). La production d'enzymes par les micro-organismes pour récupérer les nutriments immobilisés dans la MOS (Richardson et al., 2014) entraîne ainsi un amorçage de la cinétique de minéralisation de la MOS (Craine et al., 2007; Hicks et al., 2021). A l'inverse, si ces mécanismes ne sont pas assez efficaces pour répondre aux exigences stœchiométriques des microorganismes, l'activité microbienne ainsi que la décomposition de la MOS diminuent (Derrien et al., 2023).

Ensuite, c'est la fraction granulométrique fine (paramètre AL) qui permettait d'expliquer le mieux le Km avec une relation exponentielle. Dans la littérature, la granulométrie des sols est très souvent citée comme facteur explicatif de la minéralisation de l'azote (Colman and Schimel, 2013; Delin and Lindén, 2002) et plus globalement comme un facteur déterminant du taux de décomposition de la matière organique du sol (Adu and Oades, 1978; Hassink et al., 1993; Kleber et al., 2007). De la même manière que le taux de N, la variable AL peut être interprétée comme un proxy de l'andacité et des associations organo-minérales dans le sol et ainsi refléter l'accessibilité spatiale de la MOS pour les micro-organismes.

Enfin, la variable CEC était la dernière sélectionnée comme explicative du Km dans le modèle réunionnais proposé. La relation linéaire positive indiquait que plus la CEC était élevée, plus le taux de minéralisation de N était important. Ce résultat est contre-intuitif avec un effet protecteur de la MOS par l'augmentation de la charge de surface négative dans le sol

(Wells et al., 2022) que l'on pourrait retrouver sous sols argileux. Les sols andiques, qui présentaient les CEC les plus faibles, pourraient expliquer dans ce contexte d'étude que la CEC pourrait également être un proxy de l'andacité des sols. Enfin, la CEC ainsi que le pH (largement utilisé comme variable prédictive dans les modèles de la minéralisation de la MOS (Clivot et al., 2017; Morvan et al., 2022)) reflètent la biodisponibilité des nutriments pour les micro-organismes et impactent ainsi la minéralisation de la MOS de par l'accessibilité spatiale et les contraintes stœchiométriques des micro-organismes (Basile-Doelsch et al., 2020).

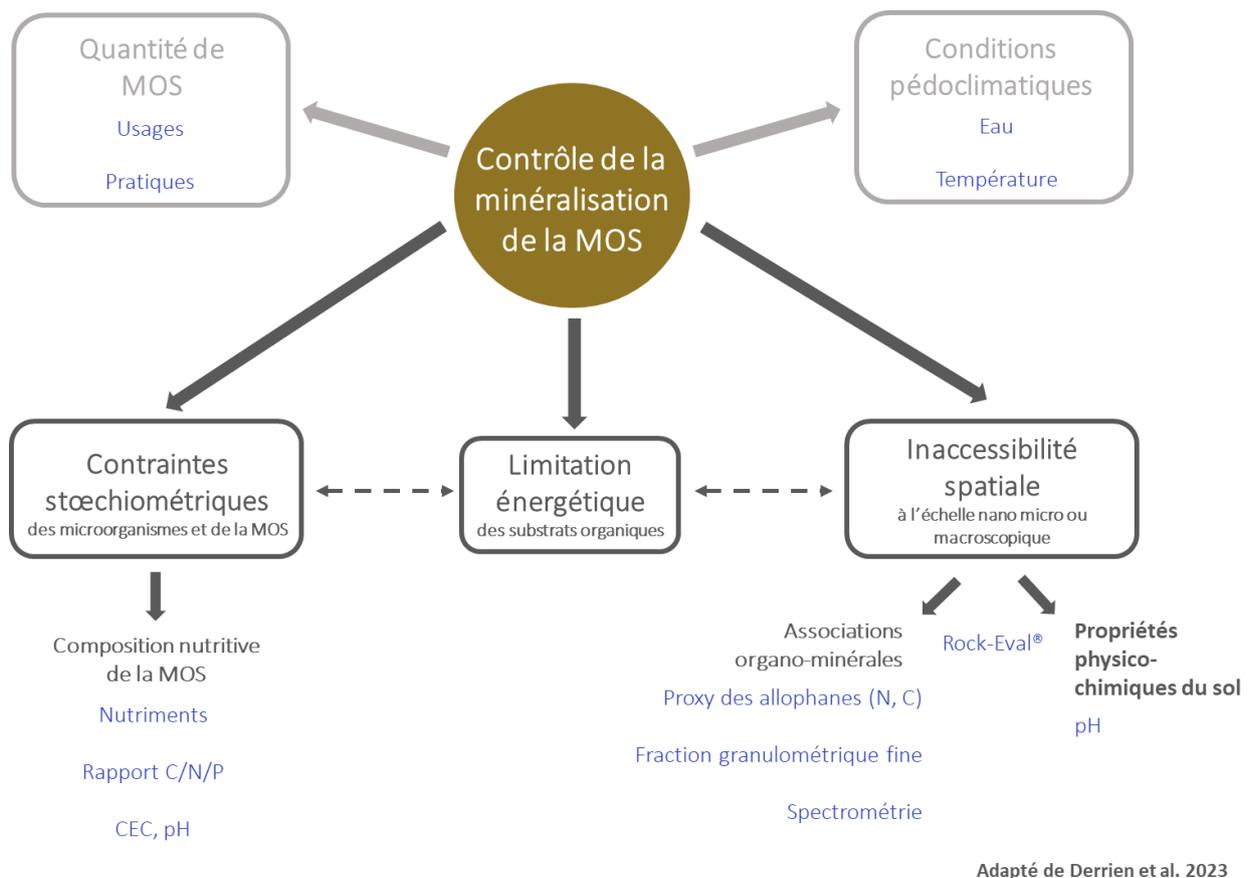


Figure 16 : Schéma récapitulatif des concepts d'influence de la minéralisation de la matière organique du sol, d'après l'article de (Derrien et al., 2023)

Les performances prédictives obtenues à partir de ces variables de contrôles de la minéralisation sont moins bonnes que celles présentées par Clivot et al. (2017) avec 61 % de la variance expliquée et une RMSE relative de 20 %. Les performances de l'équation réunionnaise se rapprochent toutefois du modèle de Morvan et al. (2022) qui explique 47% de la variance avec une RMSE relative de 24%. Comme le soulignent Morvan et al. (2022), la prédiction de la minéralisation de l'azote du sol demeure un défi tant le cycle de l'azote est

complexe, ce qui explique qu'à ce jour, le meilleur modèle de prédiction de la minéralisation de N explique au mieux 80 % de la variance (Alvarez and Steinbach, 2011).

5. Conclusions et perspectives : Plaidoyer pour une équation volcanique et tropicale

Cette étude a mis en évidence que le taux de minéralisation de l'azote organique des sols réunionnais était premièrement conditionné par la nature minéralogique des sols volcaniques. A l'origine d'associations organo-minérales, les minéraux amorphes présents dans les sols andiques limitent l'accessibilité spatiale de la matière organique aux micro-organismes, comme le feraient les argiles ou carbonates dans d'autres contextes.

Les propriétés physico-chimiques du sol telles que la CEC ou le pH jouent également un rôle sur le taux de minéralisation de l'azote organique probablement via une modulation de l'accessibilité spatiale de la matière organique ou en limitant les contraintes stœchiométriques liées à la disponibilité des nutriments.

Ces deux dimensions doivent donc être prises en compte afin de construire une équation de prédiction du taux de minéralisation de l'azote organique des sols valide en conditions tropicales et volcaniques. Idéalement, la minéralogie du sol d'une part et le niveau d'entrées de C dépendant du système de culture (modèle biologique et pratiques) d'autre part, devraient conditionner la répartition de la MOS entre un compartiment stable d'une part et actif d'autre part. L'adaptation de l'analyse Rock-Eval® aux conditions tropicales apparaît dans cette étude comme une option prometteuse pour atteindre cet objectif. Le taux de minéralisation de l'azote organique du sol pourrait être fixé dans un second temps en tenant compte de contraintes stœchiométriques détectables via les propriétés du sol ou des limitations énergétiques en lien avec la qualité de la MO entrante. Les méthodes de caractérisation infra-rouges apparaissent dans cette étude comme une alternative méthodologique rapide et peu coûteuse permettant potentiellement de prédire de façon empirique ce taux de minéralisation.

Afin de construire une équation générique de prédiction du taux de minéralisation des sols tropicaux et volcaniques mobilisable dans des modèles de culture ou des outils d'aide à la fertilisation, il semble crucial d'élargir les mesures de minéralisation à d'autres cultures et à d'autres sols tropicaux. La mise en place d'un cadre de prédiction unifié entre la France métropolitaine et les DOM est enfin un enjeu important car le territoire métropolitain présente également des sols andiques (massif central) ou fortement altérés (*terra rossa* du midi).

6. Références bibliographiques

Acosta-Alba, I., Avadí, A., Benoist, A., Demenois, J., Vigne, M., Miralles-Bruneau, M., Versini, A., 2022. État des lieux de l'applicabilité et recommandations pour l'adaptation des Méthodes Grandes Cultures et Carbon Agri du Label «Bas-Carbone» au territoire réunionnais dans le projet «4 pour 1 000» Outre-mer : Stocker du carbone dans les sols agricoles et forestiers ultra-marins : état des connaissances et synergies avec la Trajectoire 5.0 à La Guadeloupe, La Martinique, en Guyane, à La Réunion, à Mayotte, à Saint-Martin et à Saint-Barthélemy.

Adams, M.A., Polglase, P.J., Attiwill, P., Weston, C.J., 1989. In situ studies of nitrogen mineralization and uptake in forest soils; some comments on methodology. *Soil Biology and Biochemistry* 21, 423–429. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90154-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90154-5)

Adu, J.K., Oades, J.M., 1978. Physical factors influencing decomposition of organic matter in soil aggregates. *Soil Biology and Biochemistry* 10, 109–115. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90080-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90080-9)

Alary, K., Babre, D., Caner, L., Feder, F., Szwarc, M., Naudan, M., Bourgeon, G., 2013. Pretreatment of Soil Samples Rich in Short-Range-Order Minerals Before Particle-Size Analysis by the Pipette Method. *Pedosphere* 23, 20–28. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60076-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60076-9)

Alvarez, R., Steinbach, 2011. Modeling Apparent Nitrogen Mineralization under Field Conditions Using Regressions and Artificial Neural Networks. *Agronomy Journal* 103, 1159–1168. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0254>

Avadí, A., Benoit, P., Bravin, M., Cournoyer, B., Feder, F., Galia, W., Garnier, P., Haudin, C.-S., Legros, S., Mamy, L., Nazaret, S., Patureau, D., Pot, V., Vieublé Gonod, L., Wassenaar, T., Doelsch, E., 2022. Trace contaminants in the environmental assessment of organic waste recycling in agriculture: Gaps between methods and knowledge. *Advances in Agronomy* 174, 53–188. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.03.002>

Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Chadoeuf, J., Cornu, S., Derrien, D., Fekiacova, Z., Hatté, C., 2018. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature* 559, 599–602. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0328-3>

Balesdent, J., Mariotti, A., Guillet, B., 1987. Natural ¹³C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 25–30. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90120-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90120-9)

Barré, P., Plante, A.F., Cécillon, L., Lutfalla, S., Baudin, F., Bernard, S., Christensen, B.T., Eglin, T., Fernandez, J.M., Houot, S., Kätterer, T., Le Guillou, C., Macdonald, A., van Oort, F., Chenu, C., 2016. The energetic and chemical signatures of persistent soil organic matter. *Biogeochemistry* 130, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0246-0>

Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., Pellerin, S., 2020. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil (preprint). *Biogeochemistry: Soils*. <https://doi.org/10.5194/bg-2020-49>

Beauchamp, E.G., Reynolds, W.D., Brasche-Villeneuve, D., Kirby, K., 1986. Nitrogen Mineralization Kinetics with Different Soil Pretreatments and Cropping Histories. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 1478–1483. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000060020x>

Behar, F., Beaumont, V., De B. Penteado, H.L., 2001. Rock-Eval 6 Technology: Performances and Developments. *Oil & Gas Science and Technology - Rev. IFP* 56, 111–134. <https://doi.org/10.2516/ogst:2001013>

Booth, M.S., Stark, J.M., Rastetter, E., 2005. CONTROLS ON NITROGEN CYCLING IN TERRESTRIAL ECOSYSTEMS: A SYNTHETIC ANALYSIS OF LITERATURE DATA. *Ecological Monographs* 75, 139–157. <https://doi.org/10.1890/04-0988>

Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudill re, J.P., H nault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model stics. *European Journal of Agronomy* 18, 309–332. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7)

Bruun, S., Stenberg, B., Breland, T.A., Gudmundsson, J., Henriksen, T.M., Jensen, L.S., Kors eth, A., Luxh i, J., Palmason, F., Pedersen, A., Salo, T., 2005. Empirical predictions of plant material C and N mineralization patterns from near infrared spectroscopy, stepwise chemical digestion and C/N ratios. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 2283–2296. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.04.006>

Buurman, P., de Boer, K., Pape, T., 1997. Laser diffraction grain-size characteristics of Andisols in perhumid Costa Rica: the aggregate size of allophane. *Geoderma* 78, 71–91. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00012-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00012-8)

Cabrera, M.L., 1993. Modeling the Flush of Nitrogen Mineralization Caused by Drying and Rewetting Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 63–66. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700010012x>

Cassman, K.G., Dobermann, A.R., Walters, D.T., 2002. Agroecosystems, Nitrogen-use Efficiency, and Nitrogen Management. *Ambio* 31, 132–140.

Cassman, K.G., Munns, D.N., 1980. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth. *Journal of the Soil Science Society of America* 44, 1233–1237. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400060020x>

Cécillon, L., Baudin, F., Chenu, C., Christensen, B.T., Franko, U., Houot, S., Kanari, E., K tterer, T., Merbach, I., van Oort, F., Poeplau, C., Quezada, J.C., Savignac, F., Souc mariadin, L.N., Barré, P., 2021. Partitioning soil organic carbon into its centennially stable and active fractions with machine-learning models based on Rock-Eval  thermal analysis (PARTY SOC V2.0 and PARTY SOC V2.0 EU). *Geosci. Model Dev.* 14, 3879–3898. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-3879-2021>

Cécillon, L., Baudin, F., Chenu, C., Houot, S., Jolivet, R., K tterer, T., Lutfalla, S., Macdonald, A., van Oort, F., Plante, A.F., Savignac, F., Souc mariadin, L.N., Barré, P., 2018. A model based on Rock-Eval thermal analysis to quantify the size of the centennially persistent organic carbon pool in temperate soils. *Biogeosciences* 15, 2835–2849. <https://doi.org/10.5194/bg-15-2835-2018>

Clivot, H., Mary, B., Val , M., Cohan, J.-P., Champolivier, L., Piraux, F., Laurent, F., Justes, E., 2017. Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry* 111, 44–59. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.010>

Coleman, K., Jenkinson, D.S., 1996. RothC-26.3 - A model for the turnover of carbon in soil, Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (eds). ed.

Colman, B.P., Schimel, J.P., 2013. Drivers of microbial respiration and net N mineralization at the continental scale. *Soil Biology and Biochemistry* 60, 65–76. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.003>

Colmet-Daage, F., Gautheyrou, M., 1972. Dispersion et étude des fractions fines de sols à allophane des Antilles et d'Amérique Latine. *Cahiers de l'ORSTOM, série Pédologie X*, 169–191.

COMIFER, 2013. Calcul de la fertilisation azotée - Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales - Cultures annuelles et prairies, COMIFER. ed.

Cotrufo, M.F., Ranalli, M.G., Haddix, M.L., Six, J., Lugato, E., 2019. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience* 12, 1–6. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>

Craine, J.M., Morrow, C., Fierer, N., 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology* 88, 2105–2113. <https://doi.org/10.1890/06-1847.1>

Dalal, R.C., Henry, R.J., 1986. Simultaneous Determination of Moisture, Organic Carbon, and Total Nitrogen by Near Infrared Reflectance Spectrophotometry. *Soil Science Society of America Journal* 50, 120–123. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000010023x>

Delin, S., Lindén, B., 2002. Relations Between Net Nitrogen Mineralization and Soil Characteristics Within an Arable Field. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science* 52, 78–85. <https://doi.org/10.1080/090647102321089819>

Demenois, J., Albrecht, A., Blanfort, V., Blazy, J.-M., Fujisaki, K., Teste, A., Avadí, A., Brechet, L., Brossard, M., Burban, B., Chevallier, T., Chotte, J.-L., Derroire, G., Dorel, M., Feder, F., Fernandes, P., Freycon, V., Richard, A., Roggy, J.-C., Sierra, J., Stahl, C., Tillard, E., Thuriès, L., Todoroff, P., Vayssières, J., Versini, A., Vigne, M., 2023. Rapport final – « 4 pour 1 000 » Outre-mer : Stocker du carbone dans les sols agricoles et forestiers ultra-marins : état des connaissances et synergies avec la Trajectoire 5.0 à La Guadeloupe, La Martinique, en Guyane, à La Réunion, à Mayotte, à Saint-Martin et à Saint-Barthélemy. ADEME, Cirad, INRAE, IRD.

Derrien, D., Barré, P., Basile-Doelsch, I., Cécillon, L., Chabbi, A., Crème, A., Fontaine, S., Henneron, L., Janot, N., Lashermes, G., Quénéa, K., Rees, F., Dignac, M.-F., 2023. Current controversies on mechanisms controlling soil carbon storage: implications for interactions with practitioners and policy-makers. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 43, 21. <https://doi.org/10.1007/s13593-023-00876-x>

Dessureault-Rompré, J., Zebarth, B.J., Burton, D.L., Georgallas, A., 2015. Predicting soil nitrogen supply from soil properties. *Can. J. Soil. Sci.* 95, 63–75. <https://doi.org/10.4141/cjss-2014-057>

DiStefano, J.Fco., Gholz, H.L., 1986. A proposed use of ion exchange resins to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 17, 989–998. <https://doi.org/10.1080/00103628609367767>

Dourado-Neto, D., Powlson, D., Bakar, R.A., Bacchi, O.O.S., Basanta, M.V., Cong, P. thi, Keerthisinghe, G., Ismaili, M., Rahman, S.M., Reichardt, K., Safwat, M.S.A., Sangakkara, R., Timm, L.C., Wang, J.Y., Zagal, E., van Kessel, C., 2010. Multiseason Recoveries of Organic and Inorganic Nitrogen-15 in Tropical Cropping Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 139–152. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0192>

Falloon, P., Smith, P., Coleman, K., Marshall, S., 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1207–1211. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00256-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00256-3)

Feller, C., Beare, M.H., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79, 69–116. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00039-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00039-6)

Fierer, N., Schimel, J.P., 2003. A Proposed Mechanism for the Pulse in Carbon Dioxide Production Commonly Observed Following the Rapid Rewetting of a Dry Soil. *Soil Sci. Soc. Am. j.* 67, 798–805. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.7980>

Franzluebbers, A.J., Haney, R.L., Honeycutt, C.W., Schomberg, H.H., Hons, F.M., 2000. Flush of Carbon Dioxide Following Rewetting of Dried Soil Relates to Active Organic Pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 613–623. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642613x>

Fujisaki, K., Chapuis-Lardy, L., Albrecht, A., Razafimbelo, T., Chotte, J.-L., Chevallier, T., 2018. Data synthesis of carbon distribution in particle size fractions of tropical soils : Implcation for soil carbon storage potentiel in croplands. *Geoderma* 313, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.010>

Fystro, G., 2002. The prediction of C and N content and their potential mineralisation in heterogeneous soil samples using Vis–NIR spectroscopy and comparative methods. *Plant and Soil* 246, 139–149. <https://doi.org/10.1023/A:1020612319014>

Gerke, J., 2022. The Central Role of Soil Organic Matter in Soil Fertility and Carbon Storage. *Soil Systems* 6, 33. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6020033>

Griffin, T.S., Honeycutt, C.W., Albrecht, S.L., Sistani, K.R., Torbert, H.A., Wienhold, B.J., Woodbury, B.L., Hubbard, R.K., Powell, J.M., 2007. Nationally Coordinated Evaluation of Soil Nitrogen Mineralization Rate using a Standardized Aerobic Incubation Protocol. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 39, 257–268. <https://doi.org/10.1080/00103620701759285>

Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Global Change Biology* 8, 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>

Hanselman, T.A., Graetz, D.A., Obreza, T.A., 2004. A Comparison of In Situ Methods for Measuring Net Nitrogen Mineralization Rates of Organic Soil Amendments. *Journal of Environment Quality* 33, 1098. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.1098>

Hassink, J., Bouwman, L.A., Zwart, K.B., Bloem, J., Brussaard, L., 1993. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and c and n mineralization in grassland soils. *Geoderma* 57, 105–128. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90150-J](https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90150-J)

Hatch, D.J., Bhogal, A., Lovell, R.D., Shepherd, M.A., Jarvis, S.C., 2000. Comparison of methodologies for field measurement of net nitrogen mineralization in pasture soils under different soil conditions. *Biology and Fertility of Soils* 32, 287–293. <https://doi.org/10.1007/s003740000250>

Hicks, L.C., Lajtha, K., Rousk, J., 2021. Nutrient limitation may induce microbial mining for resources from persistent soil organic matter. *Ecology* 102. <https://doi.org/10.1002/ecy.3328>

Jamoteau, F., 2023. Stocker du C dans les sols : dynamique des matières organiques en interaction avec les nanophases du sol. Aix-Marseille Université, Aix-Marseille.

Jarvis, S.C., Stockdale, E., Shepherd, M.A., Powlson, D.S., 1996. Nitrogen Mineralization in Temperate Agricultural Soils: Processes and Measurement. *Advances in Agronomy* 57, 187–235. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60925-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60925-6)

Kan, Z.-R., Xuan, L.W., Liu, W.-S., He, C., Yves, B.N., Dang, Y., Zhao, X., Zhang, H., 2021. Sieving soil before incubation experiments overestimates carbon mineralization but underestimates temperature sensitivity. *Science of The Total Environment* 806, 150962. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150962>

Keeney, D., 1982. Nitrogen – availability indices, in: *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. SSSA, Madison, WI, pp. 711–733.

Keiluweit, M., Bougoure, J.J., Nico, P.S., Pett-Ridge, J., Weber, P.K., Kleber, M., 2015. Mineral protection of soil carbon counteracted by root exudates. *Nature Clim Change* 5, 588–595. <https://doi.org/10.1038/nclimate2580>

Kemmitt, S.J., Wright, D., Goulding, K.W.T., Jones, D.L., 2006. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 898–911. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.006>

Khan, H., Matsue, N., Henmi, T., 2007. Adsorption of Water on Nano-Ball Allophane as Affected by dry Grinding. *Int. J. Soil Sci.* 2, 247–257.

Khanna, P.K., Raison, R.J., 2013. In situ core methods for estimating soil mineral-N fluxes: Re-evaluation based on 25 years of application and experience. *Soil Biology and Biochemistry* 64, 203–210. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.004>

Kleber, M., Bourg, I.C., Coward, E., Hansel, C., Myneni, S.C.B., Nunan, N., 2021. Dynamic interactions at the mineral-organic matter interface. *Nature Reviews Earth & Environment* 2, 402–421. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00162-y>

Kleber, M., Eusterhues, K., Keiluweit, M., Mikutta, C., Mikutta, R., Nico, P.S., 2015. Mineral-organic associations: Formation, properties, and relevance in soil environments. *Advances in Agronomy* 130, 1–140. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.10.005>

Kleber, M., Sollins, P., Sutton, R., 2007. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry* 85, 9–24. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9103-5>

Kruse, J.S., Kissel, D.E., Cabrera, M., 2004. Effects of drying and rewetting on carbon and nitrogen mineralization in soils and incorporated residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69, 247–256. <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000035197.57441.cd>

Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60–68. <https://doi.org/10.1038/nature16069>

Levard, C., Doelsch, E., Basile-Doelsch, I., Abidin, Z., Miche, H., Masion, A., Rose, J., Borschneck, D., Bottero, J.-Y., 2012. Structure and distribution of allophanes, imogolite and proto-imogolite in volcanic soils. *Geoderma* 183–184, 100–108. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.03.015>

Levavasseur, F., Houot, S., 2022. Predicting the short- and long-term effects of recycling organic wastes in cropping systems with the PROLEG tool. *Soil Use and Management* 39, 535–556. <https://doi.org/10.1111/sum.12856>

Malou, O.P., Sebag, D., Moulin, P., Chevallier, T., Badiane-Ndour, N.Y., Thiam, A., Chapuis-Lardy, L., 2020. The Rock-Eval® signature of soil organic carbon in arenosols of the Senegalese groundnut basin. How do agricultural practices matter? *Agricultural Ecosystems & Environment* 301, 12p. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107030>

Mariano, E., Trivelin, P.C.O., Leite, J.M., Megda, M.X.V., Otto, R., Franco, H.C.J., 2013. Incubation methods for assessing mineralizable nitrogen in soils under sugarcane. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* 37, 450–461. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000200016>

Mary, B., Beaudoin, N., Justes, E., Machel, J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model: N mineralization and leaching in fallow soil. *European Journal of Soil Science* 50, 549–566. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00264.x>

Matamala, R., Jastrow, J.D., Calderón, F.J., Liang, C., Fan, Z., Michaelson, G.J., Ping, C.-L., 2019. Predicting the decomposability of arctic tundra soil organic matter with mid infrared spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry* 129, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.10.014>

McDonald, N.T., Watson, C.J., Lalor, S.T.J., Laughlin, R.J., Wall, D.P., 2014. Evaluation of Soil Tests for Predicting Nitrogen Mineralization in Temperate Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal* 78, 1051–1064. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.09.0411>

McKeague, J.A., 1967. An evaluation of 0.1 M pyrophosphate and pyrophosphate-dithionite in comparison with oxalate as extractants of the accumulation products in podzols and some other soils. *Canadian Journal of Soil Science* 47, 95–99. <https://doi.org/10.4141/cjss67-017>

Mehra, O.P., Jackson, M.L., 1960. Iron Oxide Removal From Soils and Clays by Dithionite-Citrate Systems Buffered With Sodium Bicarbonate. *Clays and clay minerals, Proceedings of the 7th National Conference* 7, 317–327. <https://doi.org/10.1346/CCMN.1958.0070122>

Meyer, N., Welp, G., Amelung, W., 2019. Effect of sieving and sample storage on soil respiration and its temperature sensitivity (Q10) in mineral soils from Germany. *Biol Fertil Soils* 55, 825–832. <https://doi.org/10.1007/s00374-019-01374-7>

Mills, R.T.E., Tipping, E., Bryant, C.L., Emmett, B.A., 2014. Long-term organic carbon turnover rates in natural and semi-natural topsoils. *Biogeochemistry* 118, 257–272. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9928-z>

Moron, A., 2004. Determination of potentially mineralizable nitrogen and nitrogen in particulate organic matter fractions in soil by visible and near-infrared reflectance spectroscopy. *The Journal of Agricultural Science* 142, 335–343. <https://doi.org/10.1017/S0021859604004290>

Morvan, T., Beff, L., Lambert, Y., Mary, B., Germain, P., Louis, B., Beaudoin, N., 2022. An Original Experimental Design to Quantify and Model Net Mineralization of Organic Nitrogen in the Field. *Nitrogen* 3, 197–212. <https://doi.org/10.3390/nitrogen3020015>

Murphy, D.V., Osman, M., Russell, C.A., Darmawanto, S., Hoyle, F.C., 2009. Potentially mineralisable nitrogen: Relationship to crop production and spatial mapping using infrared reflectance spectroscopy. *Australian Journal of Soil Research* 47, 737–741. <https://doi.org/10.1071/SR08096>

Nanzyo, M., Shoji, S., Dahlgren, R.A., 1993. Physical characteristics of volcanic ash soils. In: S. Shoji, M. Nanzyo and R.A. Dahlgren (Eds.), *Volcanic Ash Soils—Genesis, Properties and Utilization*. Developments in Soil Science, 21. Elsevier, Amsterdam, pp. 189–207.

Nobile, C.M., Bravin, M.N., Tillard, E., Becquer, T., Paillat, J.-M., 2018. Phosphorus sorption capacity and availability along a toposequence of agricultural soils: effects of soil type and a decade of fertilizer applications. *Soil Use Manage* 34, 461–471. <https://doi.org/10.1111/sum.12457>

Oorts, K., Laurent, F., Mary, B., Thiébeau, P., Labreuche, J., Nicolardot, B., 2007. Experimental and simulated soil mineral N dynamics for long-term tillage systems in northern France. *Soil and Tillage Research* 94, 441–456. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.09.004>

Otto, R., Mulvaney, R.L., Khan, S.A., Trivelin, P.C.O., 2013. Quantifying soil nitrogen mineralization to improve fertilizer nitrogen management of sugarcane. *Biol Fertil Soils* 49, 893–904. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0787-5>

Parfitt, R.L., Henmi, T., 1982. Comparison of an oxalate-extraction method and an infrared spectroscopic method for determining allophane in soil clays. *Soil Science and Plant Nutrition* 28, 183–190. <https://doi.org/10.1080/00380768.1982.10432435>

Parfitt, R.L., Salt, G.J., 2001. Carbon and nitrogen mineralisation in sand, silt, and clay fractions of soils under maize and pasture. *Soil Res.* 39, 361. <https://doi.org/10.1071/SR00028>

Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., Gilbert, D., Graux, A.-I., Guenet, B., Houot, S., Klumpp, K., Letort, E., Litrico, I., Martin, M., Menasseri, S., Mézière, D., Morvan, T., Mosnier, C., Estrade, J.-R., Saint-André, L., Sierra, J., Théron, O., Viaud, V., Grateau, R., Le Perchec, S., Réchauchère, O., 2020. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Rapport scientifique de l'étude. INRA, France.

Pensec, A., 1987. Influence du séchage sur les caractéristiques physico-chimiques des sols à caractère andique. Etude Université Bordeaux I / CIRAD.

Perret, S., 1992. Propriétés physiques, hydriques et mécaniques de sols andiques de la Réunion: facteurs d'évolution des horizons cultureux, implications agronomiques et écologiques (Thèse de doctorat: Sciences Agronomiques). Ecole nationale supérieure agronomique de Montpellier, Montpellier.

Plaza-Bonilla, D., Mary, B., Vale, M., Justes, E., 2022. The sensitivity of C and N mineralization to soil water potential varies with soil characteristics: Experimental evidences to fine-tune models. *Geoderma* 409, 11p. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115644>

Poultney, D.M.-N., 2021. The Effect of organic fertiliser application on the nitrogen biogeochemical cycle of sugarcane crops in Réunion Island. Université de la Réunion, La Réunion.

Pouzet, D., Letourmy, P., Legier, P., 2003. Evaluation de la fertilité des sols réunionnais cultivés, à partir des conseils en fertilisation de canne à sucre, Agritrop. CIRAD, Montpellier.

Qualls, R.G., 2004. Biodegradability of Humic Substances and Other Fractions of Decomposing Leaf Litter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1705–1712. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1705>

Quantin, P., 1988. Les andosols, état des connaissances, problématique dans : Les andosols de l'île de la Réunion : préparation d'un programme de recherches pluridisciplinaires 198.

Ramos, M., Todoroff, P., Versini, A., Bravin, M., Thuriès, L., Albrecht, A., in prep. Volcanic tropical soils are discriminated by an unsupervised vis-near spectroscopy approach. CATENA - Soumission.

Raunet, M., 1991. Le milieu physique et les sols de l'île de la Réunion, Cirad. ed.

Rennert, T., 2019. Wet-chemical extractions to characterise pedogenic Al and Fe species – a critical review. *Soil Res.* 57, 1. <https://doi.org/10.1071/SR18299>

Richardson, A.E., Kirkby, C.A., Banerjee, S., Kirkegaard, J.A., 2014. The inorganic nutrient cost of building soil carbon. *Carbon Management* 5, 265–268. <https://doi.org/10.1080/17583004.2014.923226>

Rodrigo, A., Recous, S., Neel, C., Mary, B., 1997. Modelling temperature and moisture effects on C–N transformations in soils: comparison of nine models. *Ecological Modelling* 102, 325–339. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)00067-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00067-7)

Ros, G.H., Temminghoff, E.J.M., Hoffland, E., 2011. Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European Journal of Soil Science* 62, 162–173. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01318.x>

Rosello, V., 1984. Les sols bruns des Hauts (île de la Réunion) : caractérisation minéralogique et microstructurale de matériaux andosoliques ; reconnaissance expérimentale de leur comportement (Thèse). Paris VII, Paris.

Rowley, M.C., Grand, S., Verrecchia, É.P., 2018. Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. *Biogeochemistry* 137, 27–49. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0410-1>

Rumpel, C., Amiraslani, F., Chenu, C., Garcia Cardenas, M., Kaonga, M., Koutika, L.-S., Ladha, J.K., Madari, B.E., Shirato, Y., Smith, P., Soudi, B., Soussana, J.-F., Whitehead, D., Wollenberg, E., 2020. The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 49, 350–360. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>

Russell, C.A., Angus, J.F., Batten, G., Dunn, B., Williams, R.L., 2002. The potential of NIR spectroscopy to predict nitrogen mineralization in rice soils. *Plant and Soil* 247, 243–252. <https://doi.org/10.1023/A:1021532316251>

Russell, E.W., 1977. The role of organic matter in soil fertility. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 281, 209–219. <https://doi.org/10.1098/rstb.1977.0134>

Scheu, S., 2005. Linkages Between Tree Diversity, Soil Fauna and Ecosystem Processes, in: Scherer-Lorenzen, M., Körner, C., Schulze, E.-D. (Eds.), *Forest Diversity and Function, Ecological Studies*. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, pp. 211–233. https://doi.org/10.1007/3-540-26599-6_11

Schomberg, H.H., Wietholter, S., Griffin, T.S., Reeves, D.W., Cabrera, M.L., Fisher, D.S., Endale, D.M., Novak, J.M., Balkcom, K.S., Raper, R.L., Kitchen, N.R., Locke, M.A., Potter, K.N., Schwartz, R.C., Truman, C.C., Tyler, D.D., 2009. Assessing Indices for Predicting Potential Nitrogen Mineralization in Soils under Different Management Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1575–1586. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0303>

Sharifi, M., Zebarth, B.J., Burton, D.L., Grant, C.A., Porter, G.A., Cooper, J.M., Leclerc, Y., Moreau, G., Arsenault, W.J., 2007. Evaluation of laboratory-based measures of soil mineral nitrogen and potentially mineralizable nitrogen as predictors of field-based indices of soil nitrogen supply in potato production. *Plant Soil* 301, 203–214. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9438-7>

Sherman, D.M., Waite, T.D., 1985. Electronic Spectra of Fe³⁺ Oxides and Oxide Hydroxides in the Near IR to Near UV. *Am. Mineral.* 70, 1262–1269.

Shi, Z., Allison, S.D., He, Y., Levine, P.A., Hoyt, A.M., Beem-Miller, J., Zhu, Q., Wieder, W.R., Trumbore, S., Randerson, J., 2020. The age distribution of global soil carbon inferred from radiocarbon measurements. *Nature Geoscience* 13, 1–5. <https://doi.org/10.1038/s41561-020-0596-z>

Sierra, J., Causeret, F., Diman, J.-L., Publicol, M., Desfontaines, L., Cavalier, A., Chopin, P., 2015. Observed and predicted changes in soil carbon stocks under export and diversified agriculture in the Caribbean. The case study of Guadeloupe. *Agricultural Ecosystems & Environment* 213, 252–364. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.08.015>

Smith, D.M., Inman-Bamber, N.G., Thorburn, P.J., 2005. Growth and function of the sugarcane root system. *Field Crops Research* 92, 169–183. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2005.01.017>

Smith, P., Cotrufo, M.F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P.J., Elliott, J.A., McDowell, R., Griffiths, R.I., Asakawa, S., Bustamante, M., House, J.I., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P.C., Gerber, J.S., Clark, J.M., Adhya, T., Scholes, R.J., Scholes, M.C., 2015. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. *SOIL* 1, 665–685. <https://doi.org/10.5194/soil-1-665-2015>

Soenen, B., Henaff, M., Lagrange, H., Lanckriet, E., Schneider, A., Duval, R., Jean-Louis Streibig, 2021. Méthode Label Bas-Carbone Grandes Cultures 133p. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13839.92326>

Soil Survey Staf, 2022. Keys to Soil Taxonomy, Thirteenth Edition. ed. Natural Resources Conservation Service, U.S. Dept of Agriculture.

Soon, Y.K., Haq, A., Arshad, M., 2007. Sensitivity of Nitrogen Mineralization Indicators to Crop and Soil Management. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38, 2029–2043. <https://doi.org/10.1080/00103620701548688>

Soriano-Disla, J.M., Janik, L.J., Viscarra Rossel, R.A., Macdonald, L.M., McLaughlin, M.J., 2014. The Performance of Visible, Near-, and Mid-Infrared Reflectance Spectroscopy for Prediction of Soil Physical, Chemical, and Biological Properties. *Applied Spectroscopy Reviews* 49, 139–186. <https://doi.org/10.1080/05704928.2013.811081>

Soucémarianadin, L., Cécillon, L., Chenu, C., Baudin, F., Nicolas, M., Girardin, C., Barré, P., 2018. Is Rock-Eval 6 thermal analysis a good indicator of soil organic carbon lability? – A method-comparison study in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 117, 108–116. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.025>

Stanford, G., Smith, S.J., 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Journal* 36, 465–472. <https://doi.org/10.2136/sssaj1972.03615995003600030029x>

Tamrat, W.Z., Rose, J., Grauby, O., Doelsch, E., Levard, C., Chaurand, P., Basile-Doelsch, I., 2019. Soil organo-mineral associations formed by co-precipitation of Fe, Si and

Al in presence of organic ligands. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 260, 15–28. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.05.043>

Tanner, C., 2021. Fate of nitrogen from sugarcane mulch in soil-plant systems under contrasting soil and climate conditions in Réunion Island. Institute of Agricultural Science, ETH Zurich.

Tiessen, H., Cuevas, E., Chacon, P., 1994. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature* 371, 783–785. <https://doi.org/10.1038/371783a0>

van Reeuwijk, L.P., 2002. *Procedures for soil analysis* (6th Edition).

Vasques, G.M., Dematte, J.A.M., Viscarra Rossel, R.A., Ramirez-Lopez, L., Terra, F.S., 2014. Soil classification using visible/near-infrared diffuse reflectance spectra from multiple depths. *Geoderma* 223, 73–78. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.019>

Viscarra Rossel, R.A., Behrens, T., 2010. Using data mining to model and interpret soil diffuse reflectance spectra. *Geoderma* 158, 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.025>

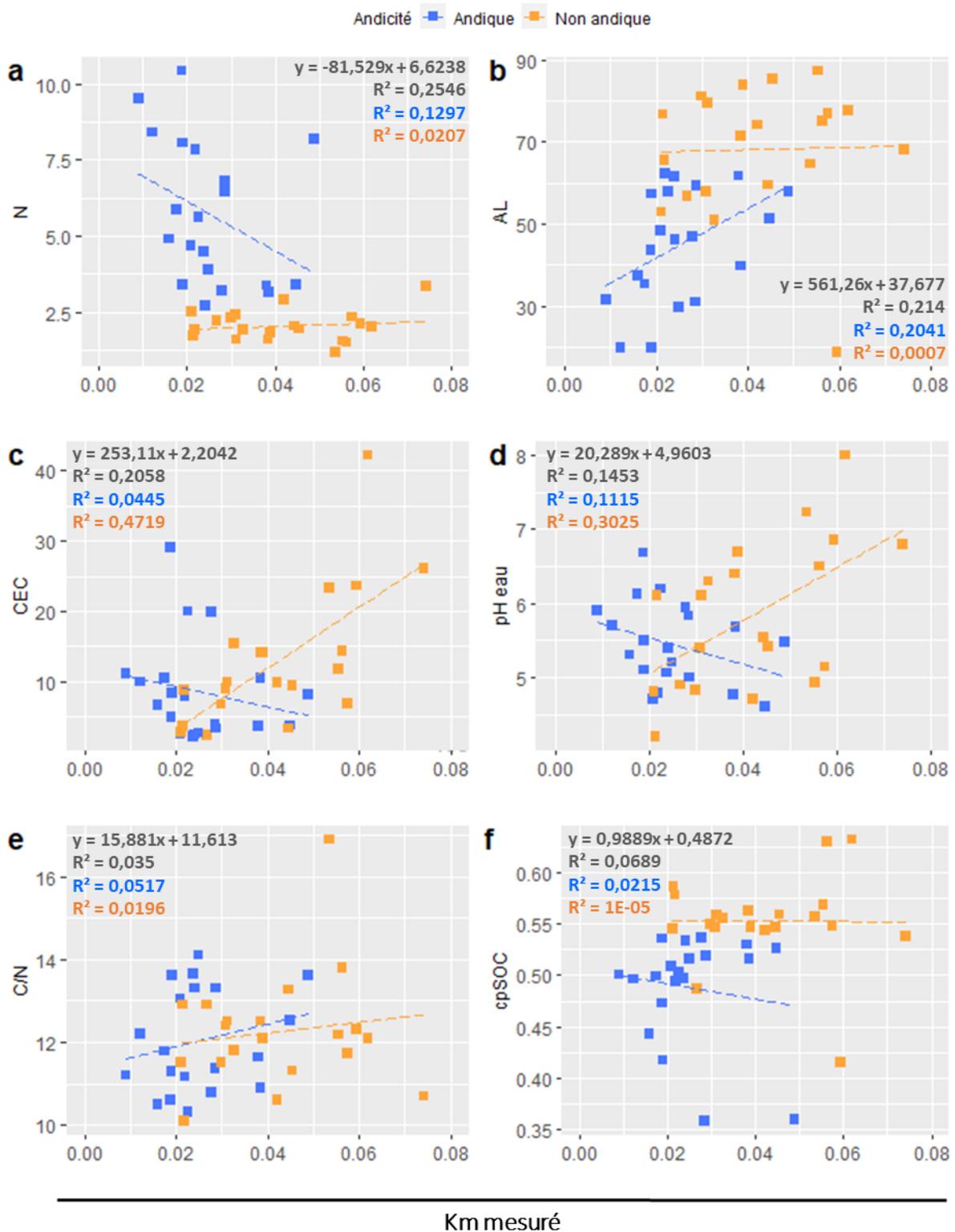
Warkentin, B.P. et Maeda, T., 1980. Physical and mechanical characteristics of Andisols. In: B.K.G. Theng (Ed.), *Soil with Variable Charge*. New Zealand Society of Soil Science, Lower Hutt, pp. 281–301.

Wells, J.M., Crow, S.E., Sierra, C.A., Deenik, J.L., Carlson, K.M., Meki, M.N., Kiniry, J., 2022. Edaphic controls of soil organic carbon in tropical agricultural landscapes. *Scientific Reports* 12, 14p. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-24655-y>

Winkler, J.P., Cherry, R.S., Schlesinger, W., 1996. The Q10 relationship of microbial respiration in a temperate forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 1067–1072. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00076-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00076-4)

Zechmeister-Boltenstern, S., Keiblinger, K.M., Mooshammer, M., Peñuelas, J., Richter, A., Sardans, J., Wanek, W., 2015. The application of ecological stoichiometry to plant–microbial–soil organic matter transformations. *Ecological Monographs* 85, 133–155. <https://doi.org/10.1890/14-0777.1>

7. Annexes



Annexe 1 : Relation entre le Km mesuré et chaque variable explicative sélectionnée selon le critère d'andicité, selon le résultat des corrélations de Pearson

Annexe 2 : Propriétés physico-chimiques des 20 sols incubés aux caractères andiques. CEC en cmol.kg⁻¹; P tot. en mg.kg⁻¹; K⁺ en cmol.kg⁻¹; Ca²⁺ en cmol.kg⁻¹; Mg²⁺ en cmol.kg⁻¹; Na⁺ en cmol.kg⁻¹; N tot. en g.kg⁻¹; C org. en g.kg⁻¹; réserve utilise en % ; densité apparente théorique selon le type de sol en g.cm⁻³ ; fractions granulométriques en % ; C stable en %; Km en kgN.tNorg⁻¹.jour normalisé⁻¹

ID	Usage	Type Pouzet	Type VNIR	pH eau	CE C	P tot.	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	N tot.	C org.	C/N	Réserve utile	Densité apparente	A STD	AL STD	A Ox	AL Ox	A CBD	AL CBD	C stable	Km
2	CAS	Andosol	Gi	5,4	3	222	0,0	0,7	0,4	0,1	3	36	13	52	0,72	16	46	32	59	35	60	54	0,0241
3	CAS	H. andosol	Al	5,9	11	52	0,1	4,9	2,2	0,2	10	106	11	122	0,65	4	32	20	42	47	64	63	0,009
7	CAS	Andosol	Al	5,7	10	149	0,3	2,6	2,2	0,1	8	103	12	121	0,78	3	20	28	59	50	77	55	0,0122
9	CAS	Alluvial	Vi	5,3	7	762	0,3	2,8	1,4	0,1	5	52	11	46	0,7	12	37	14	36	23	44	50	0,0159
11	CAS	Andosol	Am	5,0	3	167	0,1	0,4	0,6	0,1	7	91	13	74	0,8	14	59	38	68	48	72	53	0,0287
12	CAS	Andosol	Am	5,2	3	76	0,1	0,5	0,3	0,0	4	54	14	60	0,8	7	30	37	63	48	68	49	0,0249
14	CAS	Cambisol	Ha	6,2	20	365	0,6	11,5	6,9	0,4	6	57	10	54	1,2	17	58					54	0,0226
15	CAS	Andosol	HaIO	5,1	5	162	0,1	2,3	0,8	0,1	3	39	11	42	0,8	24	57	41	73	47	74	55	0,0189
23	CAS	Andosol	Al	4,8	8	174	0,8	2,5	2,1	0,2	8	87	11	115	0,8	19	62	44	77	52	79	42	0,0219
24	CAS	A. cambisol	Al	6,7	29	343	1,4	21,3	3,6	0,1	10	111	11	63	1,1	1	44	31	69	38	68	50	0,0188
25	CAS	Andosol	Gi	4,7	3	70	0,0	0,2	0,0	0,1	5	61	13	77	0,8	15	48	24	51	46	69	55	0,0209
26	CAS	H. andosol	Am	5,8	4	194	0,3	3,1	4,0	0,2	6	73	11	86	0,7	9	31	13	34	28	40	52	0,0285
27	CAS	H. andosol	Am	5,9	20	57	0,2	5,3	12,4	0,3	3	34	11	94	0,7	16	47	27	48	36	56	50	0,0278
29	CAS	Andosol	Gi	5,1	2	110	0,1	0,1	0,1	0,1	4	61	14	40	0,8	13	62	25	52	28	63	59	0,0238
31	CAS	Andosol	HaIO	5,7	11	171	0,5	5,3	2,7	0,2	3	34	11	66	0,8	16	40	21	60	67	89	58	0,0385
32	CAS	H. andosol	Am	6,1	10	45	0,2	4,1	2,7	0,2	6	69	12	105	0,75	9	35	42	76	37	67	55	0,0175
33	CAS	Andosol	Gi	4,6	4	119	0,1	0,8	0,5	0,1	3	43	13	66	0,8	16	51	25	62	49	74	56	0,0448
34	Prairie	H. andosol	Al	5,5	8	135	0,3	2,3	1,4	0,0	8	111	14	66	0,7	10	58	26	60	43	73	57	0,0489
37	CAS	Ferralitic	Gi	4,8	4	368	0,3	0,4	0,3	0,1	3	39	12	71	1,2	23	62	28	63	39	71	50	0,038
40	Prairie	H. andosol	Al	5,5	8	140	0,2	3,2	1,3	0,0	8	110	14	90	0,7	2	20	24	61	51	76	42	0,019

Annexe 3 : Propriétés physico-chimiques des 20 sols incubés sans caractères andiques. CEC en cmol.kg^{-1} ; P tot. en mg.kg^{-1} ; K^+ en cmol.kg^{-1} ; Ca^{2+} en cmol.kg^{-1} ; Mg^{2+} en cmol.kg^{-1} ; Na^+ en cmol.kg^{-1} ; N tot. en g.kg^{-1} ; C org. en g.kg^{-1} ; réserve utile en % ; densité apparente théorique selon le type de sol en g.cm^{-3} ; fractions granulométriques en % ; C stable en % ; Km en $\text{kgN.tNorg}^{-1}.\text{jour normalisé}^{-1}$

ID	Usage	Type Pouzet	Type VNIR	pH eau	CEC	P tot.	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	N tot.	C org.	C/N	Réserve utile	Densité apparente	A STD	AL STD	C stable	Km
1	CAS	Ferralitic	HaIO	6,1	10,0	100,0	0,6	6,6	2,7	0,2	1,6	20,0	12,5	40	1,13	51	79	55	0,031
4	CAS	Ferralitic	HaIO	4,2	3,6	64,9	0,1	0,3	0,1	0,1	1,7	22,4	12,9	38	1,19	44	77	55	0,021
5	CAS	Cambisol	HaIO	6,4	14,1	53,6	0,4	9,0	4,8	0,5	1,6	20,2	12,5	41	1,24	46	72	50	0,038
6	CAS	A. cambisol	HaIO	6,1	8,8	67,2	0,1	5,3	2,1	0,4	1,9	19,1	10,1	47	1,21	33	66	52	0,022
8	CAS	Alluvial	Gi	4,8	2,8	89,5	0,1	0,4	0,2	0,1	2,5	28,3	11,5	45	1,13	23	53	63	0,021
10	CAS	Alluvial	Gi	6,3	15,4	64,0	0,2	6,3	9,8	0,3	1,9	22,0	11,8	44	0,7	24	51	56	0,033
13	CAS	A. cambisol	HaIO	5,4	9,0	66,0	0,4	3,9	2,6	0,3	2,4	30,0	12,4	50	1,1	27	58	56	0,031
16	CAS	Andosol	Gi	4,9	2,4	100,2	0,0	0,7	0,1	0,1	2,2	27,8	12,9	43	0,8	26	57	50	0,027
17	CAS	Vertic	eVi	8,0	42,2	76,6	1,3	19,1	20,9	1,5	2,0	24,2	12,1	40	1,2	33	78	47	0,062
18	CAS	A. ferralitic	HaIO	6,7	14,1	26,4	0,2	9,9	4,9	0,4	1,8	21,9	12,1	45	1,2	54	84	51	0,039
19	CAS	Andosol	HaIO	4,7	9,8	891,6	0,2	3,8	2,0	0,1	2,9	30,7	10,6	41	0,8	39	74	36	0,042
20	CAS	A. cambisol	HaIO	6,5	14,4	42,5	0,9	6,0	3,7	0,4	1,5	21,2	13,8	46	1,1	39	75	54	0,056
21	CAS	A. ferralitic	Gi	5,5	3,4	95,0	0,2	1,7	0,6	0,1	2,0	27,0	13,3	59	1,2	17	60	55	0,045
22	CAS	A. cambisol	HaIO	5,1	6,8	113,5	0,6	2,6	1,3	0,1	2,3	27,4	11,7	59	1,1	49	77	44	0,058
28	CAS	Alluvial	Vi	6,9	23,6	101,6	0,9	14,5	5,3	0,3	2,1	25,9	12,3	37	1,2	6	19	56	0,059
30	CAS	Ferralitic	HaIO	4,8	6,7	190,0	0,3	3,2	1,5	0,1	2,3	26,5	11,5	61	1,2	54	81	53	0,030
35	CAS	A. cambisol	HaIO	5,4	9,4	250,0	0,9	5,9	1,8	0,1	1,9	21,9	11,3	67	1,1	45	85	53	0,045
36	CAS	Cambisol	HaIO	4,9	11,8	86,2	0,9	5,4	3,5	0,2	1,5	18,8	12,2	63	1,2	59	87	56	0,055
38	CAS	Vertic	Al	6,8	26,0	540,4	2,5	17,7	8,2	0,3	3,3	35,7	10,7	66	1,4	45	68	54	0,074
39	CAS	Cambisol	Ha	7,2	23,3	121,2	0,4	13,3	8,7	0,4	1,2	19,9	16,9	40	1,28	40	65	36	0,054

Chapitre III : Réponse de la canne à sucre à l'azote et efficacité d'utilisation de l'urée à La Réunion

Ce travail a été réalisé au sein de l'unité de recherche Recyclage et Risque du Cirad de Saint-Denis de La Réunion.

Les personnes impliquées ainsi que leurs contributions respectives à ce chapitre de thèse sont listées ci-dessous. **Marion Ramos** a effectué la recherche des parcelles d'essais, le suivi des parcelles, la gestion et l'envoi des échantillons, l'analyse et la rédaction du chapitre. **Antoine Versini** a effectué la recherche des parcelles d'essais, a participé au suivi des parcelles et à la gestion des échantillons, à l'analyse et à la rédaction du chapitre. **Laurent Thuriès** a participé au suivi des parcelles et à la rédaction du chapitre. **Léa Chevalier** a participé au suivi des parcelles et a effectué la gestion des échantillons de racines durant son stage de césure d'école d'ingénieur. **Didier Baret** et **Jules Philippe Nirlo** ont participé au suivi des parcelles et à la gestion des échantillons. **Marion Collinet** et **Jocelyn Idmond** ont réalisé les analyses physico-chimiques sur les sols et les dosages d'azote total sur les échantillons de canne à sucre au laboratoire Cirad de La Réunion. **Christian Hossann** a réalisé les analyses d'azote ^{15}N de sol et de canne à sucre au laboratoire PTEF de l'INRAe de Nancy. **Amélie Février** et **Jean-Gaël Morel** ont mis à disposition des parcelles d'essais de eRcane. **Olivier Payet** a mis à disposition des parcelles d'essais du CTICS appartenant à **Catherine Huet** et **Jean-Fabrice Le Bot**. **Fabrice** et **Célestin Poiny** et **Valérie Barau Cruz** ont mis à disposition leurs parcelles exploitées en canne à sucre.

1. Introduction

Le cycle de l'azote (N) joue un rôle fondamental en agriculture du fait de l'implication de cet élément dans de nombreux processus métaboliques des plantes (Beatty et al., 2016; Lofton and Tubana, 2015). La production de biomasse végétale nécessite en effet une grande quantité de nutriments tels que l'azote, le phosphore et le potassium (Galloway et al., 2004). Si le potassium est l'élément présent en plus grande quantité dans la canne à sucre, c'est bien l'azote qui conditionne en premier lieu la hauteur, le diamètre et le nombre de talles de la canne (Bastos et al., 2017), sa croissance (Hawkesford, 2011) et la production de biomasse (Cherubin et al., 2018; Otto et al., 2019).

La demande en N de la canne à sucre peut être satisfaite par différentes sources mais la principale reste la minéralisation nette de l'azote de la matière organique du sol, qui couvre environ 80 % de la demande (Dourado-Neto et al., 2010; Ghaley et al., 2010; Poultney, 2021). Le reste de ses besoins en N peut être comblé par la minéralisation de la paille, par la remobilisation de réserves souterraines comme proposé par Franco et al. (2011), par la fixation biologique endophytique de N par des micro-organismes vivant en association avec la canne à sucre (Boddey et al., 2003) ou bien évidemment par une fertilisation organique ou minérale.

Une recherche accrue de productivité des parcelles agricoles peut conduire à des apports additionnels d'engrais azotés et à l'intensification du cycle de l'azote, ce qui peut conduire à la perturbation des écosystèmes (Erisman et al., 2010). L'utilisation massive d'engrais azotés est en effet problématique car leur production est très énergivore et de moins en moins soutenable pour la planète (représentant 1,2 % de l'énergie terrestre et des émissions de gaz à effet de serre) (Erisman et al., 2010), mais également car les pertes d'azote vers l'environnement, liées à de mauvaises pratiques agricoles, se multiplient. Les conséquences environnementales observées sont notamment l'eutrophisation de zones aquatiques, la production de gaz à effet de serre, une perte de la biodiversité ainsi que la pollution de l'hydrosphère et de l'atmosphère (Galloway et al., 2003). Ces pertes de nitrates, d'ammoniac, de protoxyde d'azote ou d'oxide nitreux dans l'environnement sont associées à une faible efficacité d'utilisation de l'azote, situation courante dans des cas de surfertilisation. D'un point de vue économique, ces pertes d'N sont également dommageables pour les agriculteurs. Ainsi, une augmentation de 1 % de l'efficacité d'utilisation de l'N (NUE) (issue de l'urée)

permettrait d'économiser à l'échelle mondiale 234 million de dollars de coûts de fertilisants (Krupnik et al., 2004).

Les engrais azotés de synthèse sont désormais largement utilisés pour augmenter la productivité de la canne à sucre (Franco et al., 2011; Thorburn et al., 2011). Bien que cette plante soit extrêmement bien adaptée au contexte tropical, les applications d'engrais azotés particulièrement élevées dans les principales régions productrices suscitent des doutes quant à la durabilité de cette production (Robinson et al., 2011). Au Brésil par exemple, entre 60 et 150 kgN.ha⁻¹ sont appliqués à chaque repousse (Otto et al., 2013). Les taux d'N apportés chaque année en Australie sont autour de 160 kgN.ha⁻¹, et ceux-ci explosent en Inde avec 150 à 400 kgN.ha⁻¹ et en Chine avec 100 à 755 kgN.ha⁻¹, soit 50 % de la consommation mondiale de N de la culture de la canne à sucre pour 31 % de la production (Robinson et al., 2011).

L'azote du fertilisant (N-fertilisant) est globalement prélevé par les plantes cultivées à hauteur de 30 à 50 % (Cassman et al., 2002; Smil, 1999; Tilman et al., 2002). Pour la canne à sucre, l'efficacité d'utilisation de l'N-fertilisant (NUE-fertilisant), bien plus faible, a été estimée au Brésil dans la review de Otto et al. (2016) à environ 26 % tandis que 32 % serait immobilisés par les micro-organismes du sol et le reste perdu par volatilisation (19 %), lixiviation (5,6 %), dénitrification (1,8 %) ou ruissellement. Ce problème de faible NUE-fertilisant par la canne à sucre demeure un challenge et pourrait être dû selon Otto et al. (2020) à un manque de synchronisation entre l'application du fertilisant suite à la coupe et le pic de demande de la culture situé aux stades précoces de pousse. Dans cette logique, Thorburn et al. (2019) et Omara et al. (2019) affirment que la détermination de la dose adéquate de N à apporter reste la meilleure stratégie d'amélioration du NUE. Otto et al. (2019) ont d'ailleurs trouvé qu'une réduction de la dose de N de 120 à 80 kg N ha⁻¹ réduisait de seulement 1 % le rendement et améliorerait de 54 % le NUE de la canne à sucre au Brésil. En outre, la question de la date d'apport est cruciale pour favoriser une récupération optimale de l'engrais N car la libération des engrais solubles est immédiate après l'apport (Dourado-Neto et al., 2010). Il existe donc un besoin agronomique, économique et environnemental à améliorer le NUE et d'autant plus dans un contexte mondial d'accroissement de la productivité des surfaces cultivées sous canne à sucre.

Le NUE est quantifié par l'indice de recouvrement « Nitrogen Recovery Efficiency », ou NRE, qui est une mesure de l'efficacité d'une culture à utiliser l'N qui lui est fourni sous forme d'engrais. Le NRE exprime la quantité ou le pourcentage de l'N d'un engrais récupéré

par la biomasse de la plante cultivée pendant son cycle de croissance (Cassman et al., 2002). Différents indicateurs du NRE, dont Dobermann (2005) fait la synthèse, peuvent être calculés mais deux méthodes sont principalement utilisées dans la recherche agronomique. La première est une approche différentielle (dNRE), qui correspond aux mesures les plus globales du NRE, se base sur les variations du rendement des cultures observées en fonction du taux de N appliqué. Il s'agit donc d'un coefficient apparent d'utilisation du N dont le principal avantage est d'être une méthode simple et peu coûteuse, particulièrement bien adaptée à la recherche « au champ ». La seconde approche est isotopique (iNRE) et utilise le marquage au ^{15}N de l'azote de l'engrais dans l'objectif d'estimer son recouvrement par la culture ou le système sol-plante. Il s'agit d'un coefficient réel d'utilisation de l'azote dont le principal avantage est la quantification du devenir du traceur ^{15}N dans les différents compartiments observés, permettant ainsi de déterminer la contribution d'une source de N au stock de N total d'un compartiment étudié (Versini et al., 2014) là où les approches classiques sont insuffisantes.

On observe généralement des différences entre méthode différentielle et isotopique avec des iNRE généralement plus faibles que les dNRE (Dobermann, 2005). En guise d'exemple, l'estimation du dNRE à l'échelle mondiale sur cultures céréalières est de 51 % contre 44 % pour le iNRE (Ladha et al., 2005). Les raisons avancées, bien que controversées, sont une sous-estimation du iNRE par immobilisation du ^{15}N dans la biomasse microbienne du sol, ou encore une surestimation du dNRE par la prise en compte d'azote issu d'autres sources que l'engrais (Jenkinson et al., 2006; Krupnik et al., 2004).

Indifféremment de l'approche, le calcul du NRE nécessite une estimation précise de la quantité de N contenue dans la biomasse de canne à sucre. Cette biomasse est généralement mesurée à la récolte, ce qui explique le peu d'études du NRE aux différents stades de croissance de la plante. La grande variabilité du iNRE ainsi qu'une forte tendance à chuter dès les premiers stades de développement de la canne à sucre, montrées par Courtaillac et al. (1998) et Ng Kee Kwong et Deville (1994) appuient pourtant la pertinence de considérer l'ensemble du cycle de la culture. Poultney et al. (2020) ont d'ailleurs montré qu'il était possible d'étudier la dynamique du NRE en cours de cycle de culture de la canne à sucre de façon non destructive et donc avec un protocole moins contraignant.

La faible efficacité d'utilisation de l'engrais par la canne à sucre semble s'expliquer en partie par des pertes d'azote du fertilisant dans la biomasse aérienne de canne à sucre au cours

de cycle de croissance. Des études précédentes ont démontré que les racines de canne à sucre représentent un compartiment non négligeable d'azote, important à prendre en compte dans la détermination du NRE et plus certainement du iNRE (Poultney, 2021; Versini et al., 2020b). Le compartiment racinaire est pourtant régulièrement négligé dans les études, notamment brésiliennes, abondantes sur les questions de recouvrement du traceur ^{15}N dans la canne à sucre (Basanta et al., 2003; Franco et al., 2011; Vieira-Megda et al., 2015).

Malgré la mise en évidence de l'importance du NRE et de ses variations compartimentales et au cours du cycle, seulement 28 % du N retrouvé dans la tige de la canne à sucre est issu du fertilisant (Basanta et al., 2003; Franco et al., 2011; Vieira-Megda et al., 2015). Cela signifie que 72 % du N de la canne à sucre provient d'autres sources, dont la principale est la matière organique du sol, après minéralisation par les micro-organismes, qui fournit du N à la plante tout au long du cycle de culture (Dourado-Neto et al., 2010; Otto et al., 2013). Etant donné le raisonnement des doses de fertilisation à l'échelle mondiale, basiquement proportionnelles au rendement (Morris et al., 2018), Otto et al. (2016) avaient suggéré la nécessité de développer des systèmes de gestion de la canne à sucre qui considèrent la capacité du sol à fournir du N. La réponse de la canne à sucre à la fertilisation est en effet conditionnée par la capacité du sol à fournir du N à la plante et constitue donc un levier majeur d'ajustement des doses de fertilisant à apporter à la canne à sucre sans diminution des rendements et en améliorant l'efficacité d'utilisation du N-fertilisant (Sanchez and Otto, 2022; Schroeder et al., 2010).

La variabilité des NUE de la canne à sucre recensés dans la littérature met en évidence des facteurs de contrôle environnementaux et agronomiques. Globalement, une absorption efficace de l'azote par la culture ainsi qu'une bonne conversion de cet azote en gain de rendement passe par une bonne santé générale de la culture à savoir une bonne gestion des bioagresseurs, un apport suffisant en nutriments (phosphore, potassium) ou encore le choix d'un cultivar adapté (Cassman et al., 2002). De plus, la canne à sucre constitue son capital azoté principalement dans les trois premiers mois de pousse (Franco et al., 2011; Robinson et al., 2013). Pendant cette période, la température est un facteur clé de sa croissance en favorisant son dynamisme et ainsi sa capacité à prélever de l'azote (Ladha et al., 2005). Les pertes d'N-fertilisant par volatilisation du NH_3 sont communément cités comme étant une

cause substantielle défavorable au NUE de la culture (Dattamudi et al., 2016), en soustrayant une part de l'azote apporté seulement quelques jours après son application (Turner et al., 2012). Naturellement, ce phénomène est augmenté par un contexte tropical et venteux (Dourado-Neto et al., 2010) mais également par des pratiques agricoles peu adaptées (fertilisation en surface, mulch). Le NUE est, dans ces conditions, très dépendant de la synchronisation des apports de fertilisants avec les besoins de la canne à sucre en azote (timing, dose, fractionnement) (Cassman et al., 2002; Mariano et al., 2017). Enfin, la constitution physique, chimique et minéralogique des sols sont des facteurs décisifs du stock de N des sols (teneur en matière organique, pierrosité) et de sa capacité de restitution à la canne à sucre (minéralogie, teneur en argiles) (Barth et al., 2020; Sanches and Otto, 2022). De cette manière, les propriétés des sols jouent sur la réponse de la canne à sucre à la fertilisation azotée.

Ce chapitre de thèse s'intéresse donc aux facteurs contrôlant la réponse de la canne à sucre à l'azote et l'efficacité d'utilisation des fertilisants dans le but d'alimenter des calculs prévisionnels de doses fertilisantes azotées. Les objectifs de ce chapitre seront ainsi 1/ de déterminer le meilleur indicateur d'efficacité en comparant les approches différentielles et isotopiques de calcul du NRE, au cours du cycle de culture et en considérant différents compartiments de la canne à sucre, 2/ d'explorer les facteurs de contrôle agronomiques et environnementaux de la réponse de la canne à sucre et de l'efficacité d'utilisation des fertilisants afin de développer une capacité prédictive de cette efficacité.

2. Matériels et méthodes

2.1. Sites d'étude

Cette étude s'est déroulée sur l'île de La Réunion, tropicale et escarpée de 2 512 km² située dans l'océan Indien à environ 800 km à l'est de Madagascar (Figure 2a).

Un réseau de 10 essais autour de l'île (Figure 2b) a été mis en place pour étudier la réponse de la canne à sucre à la fertilisation azotée ainsi que pour déterminer l'efficacité d'utilisation de l'azote issu de l'urée. Pour ce faire, les approches dynamique (tout au long du cycle de croissance) et compartimentale ont été étudiées. Les 10 essais choisis permettent de capturer la diversité pédologique (Ramos et al., in prep; Raunet, 1991a) et climatique (« Tropical Wet", "Tropical Moist", "Tropical Dry" et "Warm Temperate Moist" selon Bickel et al., 2006) des bassins de production de canne à sucre de La Réunion. Les caractéristiques physico-chimiques des essais sont présentées dans le Tableau 1 et les conditions climatiques dans le Tableau 2. Les types de sols attribués aux sites dans le Tableau 1. correspondent à la typologie de (Pouzet et al., 2003). Il est important de noter qu'au-delà des analyses chimiques (densité apparente), le site Menciol n'est probablement pas un Andosol mais un sol ferrallitique, selon cette même typologie.

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques des 10 sites d'étude (analyses réalisées à la mise en place de l'étude)

Site	Localisation	Types de sol ⁽¹⁾	pH _{eau}	pH _{KCL}	N	C	C:N	P	CEC	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Masse volumique	Pierrosité volumique	pF 2,5
					<i>g.kg⁻¹</i> <i>MS⁽²⁾</i>	<i>g.kg⁻¹</i> <i>MS</i>	<i>mg.kg⁻¹</i> <i>MS</i>	<i>cmol.kg⁻¹</i> <i>MS</i>	<i>cmol.kg⁻¹</i> <i>MS</i>	<i>cmol.kg⁻¹</i> <i>MS</i>	<i>cmol.kg⁻¹</i> <i>MS</i>	<i>cmol.kg⁻¹</i> <i>MS</i>	<i>g.cm⁻²</i>	<i>cm³.cm⁻³</i>	<i>Masse sèche %</i>	
1	La Mare	Ferralitique	6,4	5,4	1,8	22	12,5	61,3	12,4	0,39	0,31	6,88	3,91	1,16	3 ± 1	40
2	Sainte-Suzanne	Ferralitique	4,2	3,9	1,7	22,4	12,9	64,9	3,6	0,15	0,07	0,27	0,13	1,31	9 ± 1	38
3	Le Gol	Cambisol	7,2	5,9	1,2	19,9	16,9	121,2	23,3	0,41	0,36	13,33	8,67	1,41	14 ± 4	40
4	Saint-Louis	Cambisol	6,4	5,5	1,6	20,2	12,5	53,6	14,1	0,4	0,45	8,96	4,78	1,31	7 ± 6	41
5	Piton Saint-Leu	Cambisol andique	6,1	5	1,9	19,1	10,1	67,2	8,8	0,05	0,38	5,28	2,09	1,34	9 ± 0	47
6	Bras-Panon	Cambisol andique	4,8	4,3	2,5	28,3	11,5	89,5	2,8	0,07	0,06	0,36	0,19	1,19	8 ± 3	45
7	Menciol	Andosol	5,4	4,8	2,7	35,9	13,3	221,8	2,5	0,03	0,06	0,7	0,4	1,1	22 ± 4	52
8	Saint-Benoît	Andosol	5,7	5	8,4	102,8	12,2	148,5	10	0,28	0,14	2,6	2,2	0,87	31 ± 11	121
9	Sainte-Rose	Andosol perhydraté	5,9	5,1	9,5	106,1	11,2	51,5	11,1	0,14	0,19	4,93	2,2	0,78	29 ± 13	122
10	Saint-Philippe	Andosol perhydraté	6,1	4,8	5,9	69,2	11,8	44,6	10,5	0,18	0,19	4,07	2,66	0,99	37 ± 8	105

(1) Types de sol issus de la classification de Pouzet et al., 2003

(2) MS : matière sèche

Tableau 2 : Conditions climatiques et paramètres de gestion de la culture de la canne à sucre sur les 10 sites étudiés

Site	Localisation	Altitude	Précipitations	Température	Variété	Année de plantation	Largeur de l'inter-rang	Fertilisation N	Irrigation	Méthode de récolte	Date de récolte
		<i>m</i>	<i>mm.jour⁻¹</i>	<i>°C</i>			<i>m</i>	<i>kgN.ha⁻¹</i> <i>par repousse</i>	<i>mm.jour⁻¹</i>		
1	La Mare	60	3,8	25,4	R 582	2014	1,40	198	1,4	Récolteuse locale ⁽¹⁾	17/07/2019
2	Sainte-Suzanne	48	5,9	24,4	R 579	2013	1,55	124	-	Récolteuse locale	08/10/2019
3	Le Gol	50	2,8	24,3	R 586	2017	1,50	173	0,6	Récolteuse locale	14/01/2020
4	Saint-Louis	200	3,0	23,9	R 584	2017	1,40	189	3,2	Récolteuse locale	28/08/2019
5	Piton Saint-Leu	575	2,9	22,0	R 579	2015	1,50	138	1,4	Récolteuse locale	12/11/2019
6	Bras-Panon	86	7,2	24,0	R579	2013	1,20	201	-	Récolteuse locale	03/12/2019
7	Menciol	185	8,5	23,2	R 579	2015	1,50	157	-	Récolteuse locale	23/07/2019
8	Saint-Benoît	340	6,6	24,1	R 585	2016	1,20	97	-	Manuelle	03/10/2019
9	Sainte-Rose	290	7,7	22,4	R584	2014	2,30	140	-	Manuelle	12/08/2019
10	Saint-Philippe	86	8,5	24,2	R 585	2017	1,50	145	-	Manuelle	13/01/2020

(1)Récolteuse locale: “Coupeuse peï”

(2)Précipitations et températures moyennes sur 10 années de mesures

2.2. Gestion de la culture

Les paramètres de mise en place de la culture (variété, année et espacement entre les rangs) et sa gestion (irrigation, taux de fertilisation et date de récolte) sont présentés dans le Tableau 2. Les sites d'étude provenaient d'essais agronomiques ou variétaux (menés par eRcane et le CTICS) (6 essais) ou de planteurs (4 essais) et étaient cultivés en monoculture de canne à sucre depuis plus de 50 ans. Les mesures ont été effectuées sur la durée d'une repousse, soit un an en 2018-2019. Malgré les différents âges des repousses entre les sites, la récolte (2019) correspond au moins à la première repousse de la canne à sucre, afin d'éviter les comportements particuliers de la canne à sucre sur l'année de plantation (« canne vierge »). L'installation du système racinaire est notamment responsable de la mauvaise réponse de la canne à sucre à la fertilisation azotée (Franco et al., 2011).

Cinq variétés de canne à sucre développées à La Réunion ont été représentées sur les 10 essais. Elles ont été choisies pour valoriser le potentiel de production des différentes zones géographiques (précocité de maturation, maladies, sécheresse...). Le taux de fertilisation a été déterminé selon une analyse de sol de chaque essai, réalisée avant la plantation, en suivant les recommandations du système expert local de fertilisation, le système expert réunionnais d'aide à la fertilisation, Serdaf (Borot et al., 2009 ; Versini et al., 2018). La fertilisation a été divisée en deux doses égales délivrées respectivement 1 et 4 mois après la récolte. En raison du climat relativement sec de la côte Ouest de l'île, les quatre sites de l'Ouest et du Nord ont été irrigués par aspersion (Figure 1a). Le contrôle des adventices a été effectué sur tous les sites par des applications d'herbicides de pré et post émergence, puis manuellement si nécessaire. En fonction de la configuration des parcelles (pente, superficie, accès à la mécanisation), les cannes ont été récoltées par une récolteuse locale (la « coupeuse peï ») (Figure 1b) ou manuellement, à environ 12 mois de pousse, à la fin du cycle de croissance de la repousse. La paille et les choux (apex de la tige de la canne à sucre) ont été laissés sur les essais comme paillis. Au début de l'étude, le paillis était réparti de manière homogène sur toute la surface du sol (Figure 1c).



Figure 1 : Exemples de gestion de la culture : Irrigation par aspersion sur le site « Saint-Louis » (a) ; Récolteuse locale lors de la récolte de 2019 sur le site « Menciol » (b); Homogénéisation du mulch (paille et choux) sur le site « Menciol » après la récolte (c)

2.3. Design expérimental

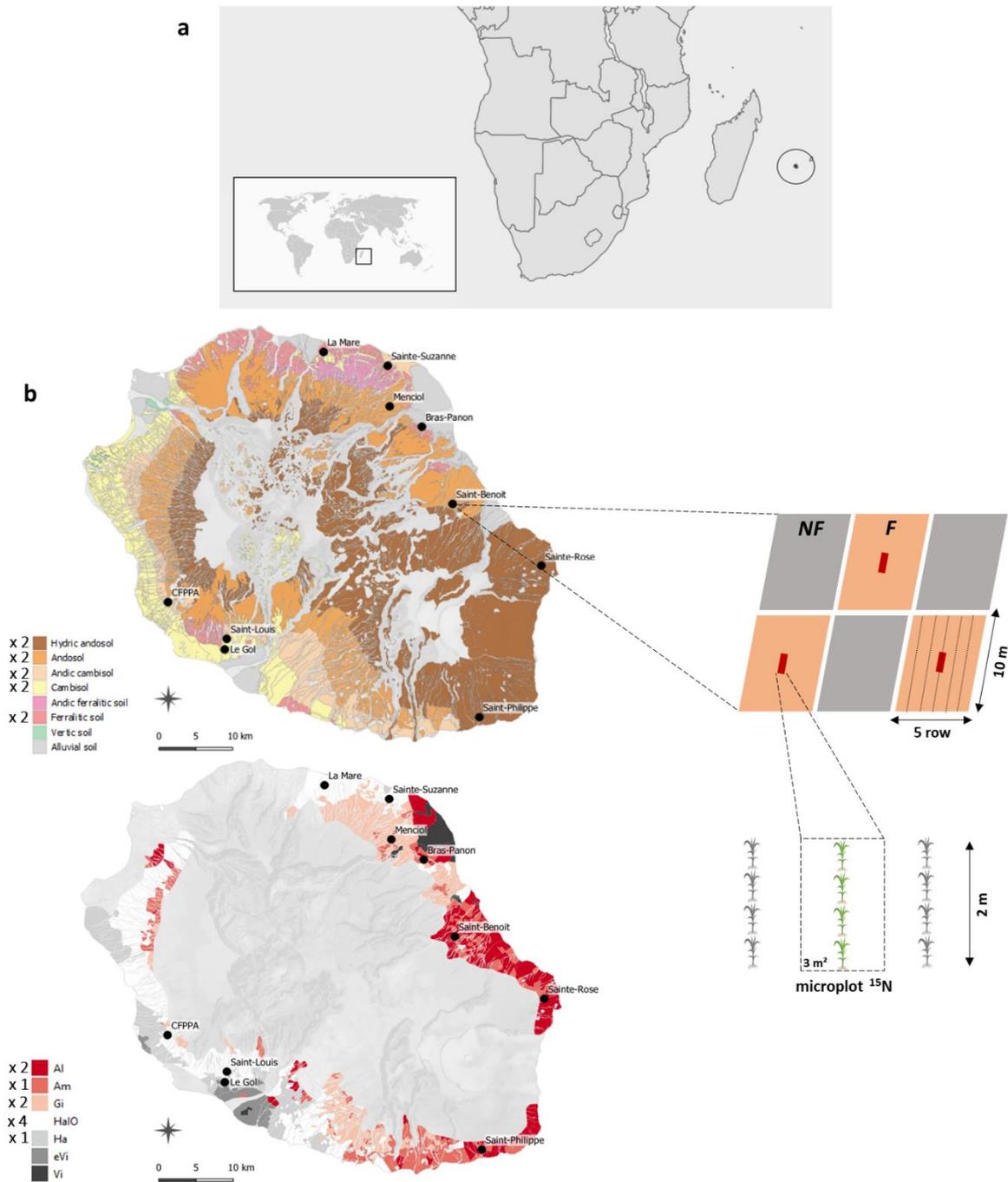


Figure 2 : Localisation de La Réunion sur la carte du monde (a) et distribution des sites d'essais selon deux typologies des sols (typologie morpho-pédologique (Pouzet et al., 2003) en haut, typologie VNIR (Ramos et al., in prep) en bas) et leur design expérimental (b). NF : modalité "non-fertilisée" ; F : modalité "fertilisée"

Chaque essai était composé de deux modalités de fertilisation azotée, répétées en 3 blocs, soit six parcelles élémentaires composées de 5 rangées de 10 à 15 mètres de long (Figure 2b). Toutes les parcelles ont été fertilisées en phosphore ("PHYSALG 27", 27 % de P_2O_5) et en potassium (K_2SO_4 , 50 % de K_2O et 46 % de SO_4) dans des conditions non limitatives. Une des modalités n'a pas été alimentée en azote par l'urée (appelé "NF" pour « non fertilisée ») tandis que l'autre a été alimentée à 100 % des besoins de la canne à sucre (selon les directives de Serdaf) (appelé "F" pour « fertilisée »), à l'exception des sites "La Mare", "Saint-Louis", "Piton Saint-Leu" et "Saint-Benoît" qui ont été supplémentés en azote à 90 % des besoins de la canne à sucre pour les besoins du projet TERO auquel nous avons emprunté des modalités. Ce projet vise entre autres à estimer la réponse de la canne à sucre à la fertilisation azotée. Les recommandations de fertilisation issues de Serdaf étaient basées sur le rendement espéré, le type de sol, la teneur en N, les connaissances agronomiques sur les besoins des cultures et l'efficacité d'utilisation des engrais (Fillols and Chabalier, 2007). Les engrais granulés ont été appliqués sur les rangs de canne.

De l'urée marquée au ^{15}N a été appliquée dans des microplots pour suivre le devenir de l'azote du fertilisant dans le système plante-sol. Ainsi, il a été possible de distinguer si la plante a absorbé l'azote de l'urée ou d'une autre source comme le sol. L'urée marquée au ^{15}N a été appliquée à un excès d'atomes ^{15}N de 3,5 % dans des « microplots ^{15}N » situées au centre de chaque parcelle "F". La longueur des microplots était de 2 m et leur superficie de 2,4 à 4,6 m², selon la largeur de l'inter-rang. L'urée marquée ^{15}N a été appliquée au même taux que l'urée non marquée dans le reste des parcelles "F". L'urée marquée ^{15}N , conditionnée en granulés, a d'abord été diluée dans de l'eau, puis épanchée avec précision à l'aide d'un arrosoir sur les rangs de 2 m pour les deux dates de fractionnement de la fertilisation, afin de faciliter l'absorption du fertilisant par la plante et ainsi limiter les pertes par volatilisation.

2.4. Echantillons de biomasse aérienne et racinaire

Un échantillonnage de biomasse a été effectué pour vérifier la réponse de la canne à sucre à la fertilisation azotée et pour calculer le NRE. Quatre dates au cours du cycle de croissance ont été choisies pour effectuer les prélèvements de biomasse : "t1" 2 mois après la récolte du cycle précédent, "t2" 4 mois après la récolte, "t3" 6 mois après la récolte et "t4" 12 mois après la récolte, c'est-à-dire la récolte du cycle de croissance actuel. Ces points d'échantillonnage, basés sur la fin du cycle précédent, ont permis de suivre la phase de croissance végétative

intense de la canne à sucre des 6 premiers mois, où les besoins en eau, en chaleur et en nutriments sont accrus, ainsi que le stade final de maturation de la canne à environ 12 mois (Cheavegatti-Gianotto et al., 2011). Ces dates ont été respectées autant que possible et décalées, si nécessaire, comme expliqué dans le Tableau 3.

La biomasse aérienne a été quantifiée à la récolte (t4) en pesant les cannes des 3 rangées centrales de chaque parcelle (parcelles "NF" et "F") juste après la coupe. Les deux rangs de bordure ont été écartés pour éviter les contaminations entre parcelles de modalité azotée différente, en raison de l'exploration racinaire pour l'eau et les nutriments. Deux cannes centrales ont été échantillonnées et broyées dans chaque parcelle (au sein du microplot pour les parcelles "F"). La biomasse sèche des cannes a été calculée à partir de la matière sèche mesurée après séchage de deux sous-échantillons de 500 g à 105°C pendant 48 heures. Un autre sous-échantillon de 1 kg a été séché à 60°C pendant 72 heures pour l'analyse de la teneur en azote (Figure 3a).

Le protocole d'échantillonnage de la biomasse racinaire à t4 a été détaillé dans Versini et al. (2020). Brièvement, Des échantillons de sol ont été prélevés dans chaque parcelle à 3 distances du rang de canne pour être représentatifs de la surface totale. Les zones d'échantillonnage ont été choisies entre les 3 rangées centrales des parcelles. Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une carotteuse thermique Cobra TT (AtlasCopco, Stockholm, Suède) avec une gouge de 50 cm de long et un diamètre interne de 9 cm (Figure 3b). Ils ont ensuite été séparés en 3 couches de sol, de 0-10, 10-20 et 20-50 cm de profondeur. Les échantillons ont été traités rapidement au laboratoire par lavages successifs à travers un tamis de 500 µm afin de prendre en compte un maximum de racines vivantes, tout en éjectant la matière organique résiduelle par méthode de flottation. Les échantillons de racines ont été séchés à 60°C pendant 72 heures jusqu'à atteindre un poids constant. Les échantillons ont été pesés et la biomasse sèche des racines a été estimée en utilisant le volume de la gouge pour chaque couche de sol. La teneur en azote du sol a également été mesurée sur des échantillons composites provenant des trois zones d'échantillonnage, pour chaque profondeur. Tous les échantillons séchés ont été broyés à 1 mm de diamètre à l'aide d'un broyeur universel (PULVERISETTE 19, Fritsch, Idar-Oberstein, Allemagne) avant l'analyse de la teneur en azote.

En utilisant les valeurs de biomasse aérienne à t4, nous avons calculé le gain de rendement apporté par la fertilisation azotée comme la différence entre les rendements des parcelles "NF" et "F" (Sanches et Otto, 2022) :

$$\text{Gain de rendement} = \frac{\text{rendement parcelle "F"} - \text{rendement parcelle "NF"}}{\text{rendement parcelle "NF"}} \times 100$$

Le gain de rendement, exprimé en absolu ou en pourcentage, a été calculé à partir des rendements moyens exprimés en t.ha⁻¹ (moyennes des 3 blocs d'une même modalité) de chaque modalité de fertilisation azotée, par essai.

Le NRE a pu être calculé par une approche différentielle (dNRE) basée sur la minéralomasse N aérienne et racinaire à t4 :

$$dNRE = \frac{\text{Minéralomasse N parcelle "F"} - \text{Minéralomasse N parcelle "NF"}}{N \text{ urée}}$$

où *dNRE* est l'efficience recouvrement de l'azote du fertilisant par la plante (%), calculée par l'approche différentielle, *Minéralomasse N* est la quantité d'azote dans la plante (kgN.ha⁻¹) et *N urée* est la quantité d'azote appliquée avec l'engrais uréique (kgN.ha⁻¹). Nous avons calculé le dNRE_{aérien} et le dNRE_{racinaire} à partir de la minéralomasse N du compartiment aérien ou racinaire et le dNRE_{total} comme la somme du dNRE_{aérien} et du dNRE_{racinaire}.

Pendant le cycle de croissance (t1 à t3), la biomasse aérienne de la canne à sucre a été estimée, pour la modalité de fertilisation « F », à l'aide du simulateur de croissance Mosiweb (www.smartis.re/MOSIWEB), basé sur le modèle Masicas (Pouzet et al., 2004). Le modèle prend en compte la variété, le stade de la canne à sucre (vierge ou repousse), la capacité de stockage de l'eau du sol, l'irrigation et la pluviométrie. La biomasse estimée par le simulateur a ensuite été normalisée par rapport à la biomasse effectivement mesurée à t4, selon la formule suivante :

$$BA_t = \frac{Be(t) * Bm(t4)}{Be(t4)}$$

où *BA_t* est la biomasse aérienne normalisée à t1, t2 ou t3 (t.ha⁻¹), *Be(t)* est la biomasse aérienne estimée aux dates d'échantillonnage t1 à t3 (t.ha⁻¹), *Bm(t4)* est la biomasse aérienne moyenne (3 blocs) mesurée à t4 (t.ha⁻¹) et *Be(t4)* est la biomasse estimée à t4 (t.ha⁻¹). Les biomasses estimées et mesurées sont exprimées en matière sèche.

Tableau 3 : Nombre de jours après la récolte précédant l'expérimentation pour chaque date d'échantillonnage. t1 : 2 mois après la récolte précédente ; t2 : 4 mois après la récolte précédente ; t3 : 6 mois après la récolte précédente ; t4 : 12 mois après la récolte précédente.

Site	Localisation	Récolte précédente	Récolte	t1	t2	t3	t4
-	Theoretical reference	-	-	60	121	182	365
1	La Mare	07/08/2018	17/07/2019	58	132	181	344
2	Sainte-Suzanne	02/10/2018	08/10/2019	64	135	183	371
3	Le Gol	28/01/2019	14/01/2020	63	127	180	351
4	Saint-Louis	12/09/2018	21/08/2019	57	125	166	343
5	Piton Saint-Leu	07/12/2018	12/11/2019	75	138	192	340
6	Bras-Panon	07/12/2018	03/12/2019	80	130	192	361
7	Menciol	21/08/2018	23/07/2019	57	140	185	336
8	Saint-Benoît	17/10/2018	03/10/2019	58	125	181	351
9	Sainte-Rose	02/08/2018	12/08/2019	69	134	186	375
10	Saint-Philippe	14/01/2019	13/01/2020	73	141	180	364

2.5. Echantillonnage dans un microplot ^{15}N

A t1, la biomasse aérienne était représentée par les feuilles. Cinq feuilles ont été échantillonnées dans chaque microplot supplémenté en ^{15}N , selon une méthode d'échantillonnage simplifiée (Poultney et al., 2020). La deuxième feuille déployée sous la première gaine foliaire visible a été sélectionnée sur 5 pousses (Figure 3d), selon le système de numérotation des feuilles de Kuijper (1995). A t2 et t3, la biomasse aérienne était suffisante pour prélever 2 cannes au centre des microplots. A t4, trois compartiments de la canne à sucre ont été considérés : les racines et les souches pour le compartiment souterrain et les tiges (et feuilles) pour le compartiment aérien. Les souches et leurs racines ont été échantillonnées au centre de chaque microplot (Figure 3c). La biomasse sèche des souches ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$) a été calculée en utilisant la masse sèche, le nombre de souches par mètre linéaire et la largeur des inter-rangs. Des échantillons de contrôle composés de 2 cannes prélevées de part et d'autre des microplot ^{15}N ont été collectés pour analyser l'abondance naturelle de ^{15}N dans les parcelles "F". Pour chaque stade de croissance et chaque compartiment, le même échantillon a été utilisé pour mesurer la teneur en N et l'abondance en ^{15}N de la biomasse après broyage à 1 mm, à l'aide d'un broyeur universel (PULVERISETTE 19, Fritsch, Idar-Oberstein, Allemagne).

Des échantillons de sol des microplot ^{15}N ont été collectés à 0-5, 5-10 et 10-30 cm de profondeur. L'échantillon de sol d'un microplot était un composite provenant de 3 zones d'échantillonnage sur le microplot (Figure 3e). Les échantillons ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm (Figure 3f). Les échantillons de canne et de sol ont été broyés pour passer un tamis de 500 μm à l'aide d'un broyeur Cyclotec (CT Tecator Cyclotec Sample Mill, Foss, Hilleroed, Danemark) avant l'analyse de l'abondance de ^{15}N (Figure 3g).



Figure 3 : Exemples d'opérations d'échantillonnage : 2 cannes centrales prélevées à t3 avant broyage (a) ; Prélèvement de racines à l'aide d'une carotteuse thermique Cobra TT sur le site « Menciol » (b) ; Racines de la souche centrale d'un microplot (c) ; Prélèvement de la deuxième feuille sous la première gaine foliaire visible à t1 (d) ; Trois zones de prélèvement de sol sur un microplot (e) ; Sol séché à l'air et tamisé à 2 mm pour récupération de la terre fine (f) ; Feuilles prélevées à t1, séchées, broyées à 1 mm et avant broyage au Cyclotec (g).

2.6. Analyses chimiques et calcul basés sur le ^{15}N

Les analyses chimiques classiques des sols ont été réalisées au laboratoire d'analyse des sols du Cirad de La Réunion, comme explicité dans la section 2.2.1 du Chapitre II.

La teneur en N de tous les échantillons a été déterminée par la méthode Dumas (norme Afnor 2008, NF EN ISO 16634-1) à l'aide d'un analyseur élémentaire (Vario Max Cube CNS, Elementar, Hanau, Allemagne).

Pour évaluer la signature ^{15}N de la biomasse aérienne de t1 à t3 et de chaque compartiment du système sol-plante étudié à t4, tous les échantillons ont été envoyés au laboratoire PTEF de Nancy (Plateforme Technique d'Ecologie Fonctionnelle, INRAe, France), où ils ont été broyés pour passer un tamis de 100 μm à l'aide d'un broyeur-mélangeur (MM400, Retsch) et analysés pour les concentrations en N et ^{15}N avec un analyseur élémentaire (Vario ISOTOPE Cube, Elementar, Hanau, Allemagne) interfacé en ligne avec un spectromètre de masse à rapport isotopique gazeux (IsoPrime 100, Isoprime Ltd. , Cheadle, UK).

Ces résultats ont ensuite été utilisés pour évaluer la proportion de N dans la canne à sucre provenant du fertilisant (NdfF pour « Nitrogen derived from Fertilizer ») et l'efficacité de recouvrement de l'azote isotopique (iNRE).

L'azote dérivé du fertilisant (NdfF, en %), a été déterminé par la formule suivante :

$$NdfF = \left[\frac{a-b}{c-d} \right] \times 100$$

où a est l'abondance des atomes ^{15}N dans la canne à sucre (%), b est l'abondance naturelle des atomes ^{15}N dans un échantillon de canne à sucre « contrôle » non marqué (%), c est l'abondance des atomes ^{15}N du fertilisant (%) et d est l'abondance naturelle des atomes ^{15}N d'un étalon (0,366 %). Tous les échantillons de contrôle étaient légèrement enrichis en ^{15}N (par prospection racinaire). Ainsi, la valeur de 0,368 % d'atomes ^{15}N a été appliquée pour l'abondance naturelle des atomes ^{15}N de l'échantillon de contrôle.

L'efficacité recouvrement de l'azote isotopique (iNRE) a été calculée sur la base de la biomasse estimée ou mesurée, de la teneur en N de la culture et du NdfF, selon la formule suivante :

$$iNRE = \frac{NdfF * \text{Minéralomasse N}}{N \text{ urée}}$$

où *iNRE* est l'approche isotopique de l'efficacité recouvrement de l'azote du fertilisant dans la canne à sucre, *Minéralomasse N* est la quantité d'azote dans la canne à sucre ($\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$) et *N urée* est la quantité d'azote appliquée avec le fertilisant uréique ($\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$). Le *iNRE* est exprimé en pourcentage ou bien en absolu en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

L'*iNRE*, calculé pour tous les compartiments étudiés de la canne à sucre (*iNRE*_{aérien}, *iNRE*_{souches} et *iNRE*_{racinaire}), a permis de calculer les pertes de ^{15}N du système sol-plante et l'effet de la compétition entre les micro-organismes du sol et la canne à sucre pour la ressource N comme suit :

$$Pertes = 100 - (iNRE_{total} + RNS)$$

où *Pertes* représente la perte de ^{15}N du système sol-plante, en % ; *iNRE*_{total} est la somme de *iNRE*_{aérien}, *iNRE*_{souches} et *iNRE*_{racinaire} (%), et *RNS* est le recouvrement de l'azote ^{15}N du sol (%) calculée sur la base de la somme des profondeurs de 0-5, 5-10 et 10-30 cm.

$$Compétitivité = \frac{iNRE_{total}}{RNS}$$

où *Compétitivité* est un indicateur de la compétitivité de la culture face aux micro-organismes du sol pour la ressource en azote. Plus l'indicateur est élevé, plus la canne à sucre est compétitive. Un ratio supérieur à 1 signifie qu'une plus grande part de ^{15}N a été alloué à la canne à sucre, tandis qu'un ratio inférieur à 1 indique qu'une plus grande part du ^{15}N a été immobilisé dans le sol.

2.7. Analyse statistique des données

Des statistiques descriptives (moyenne et écarts types) ont été réalisées sur l'ensemble des données brutes ainsi que sur les indicateurs calculés qui en découlent. La réponse de la canne à sucre au traitement de fertilisation azotée ainsi que la variabilité observée entre les essais pour tous les calculs effectués ont été testées à l'aide d'une analyse ANOVA. Les tests de normalité et d'homoscédasticité des résidus ont été systématiquement réalisés avant l'analyse ANOVA. Le niveau de probabilité utilisé pour déterminer la significativité était 10 % pour le gain de rendement et 5 % pour les calculs de *dNRE*, *iNRE*, *Pertes* et *Compétitivité*. Nous avons ensuite comparé les méthodes de *NRE* étudiées, c'est-à-dire les approches différentielle et isotopique en prenant ou non en compte le compartiment racinaire. Le *iNRE* au cours du cycle de culture a été évalué par l'approche de régression linéaire. Enfin,

nous avons cherché à expliquer la variabilité des variables Gain de rendement, iNRE, Pertes et Compétitivité à l'aide d'une batterie de covariables. Nous avons calculé des corrélations de Pearson au seuil de significativité de 5 % pour observer les corrélations des covariables avec la variable à expliquer et les corrélations entre les covariables. Ces covariables ont été testées par groupes de variables d'intérêt comme suit :

- Variables qualitatives : Typologie VNIR des sols (Ramos et al., in prep), typologie morpho-pédologique actuelle des sols (Pouzet et al., 2003), critères binaires d'andicité (sol andique ou non andique), variétés de canne à sucre.

- Propriétés physiques du sol : humidité pondérale à la capacité au champ (pF 2,5), pierrosité volumique, masse volumique, teneur en argile, somme des teneurs en argiles et limons.

- Propriétés chimiques du sol : C, N, C/N, pH, CEC, P, K, Ca, Mg, stock de P, stock de C, stock de N, stock de K, stock de Ca, stock de Mg.

- Approvisionnement en N du sol : Jours normalisés (JN, basés sur l'humidité et la température du sol (COMIFER, 2013)) à 3, 6 et 12 mois après la récolte précédente.

- Potentiel agronomique : Taux de fertilisation N, rendement de la biomasse aérienne ou totale, minéralomasse N de la biomasse aérienne ou totale pour les modalités "F" et "NF".

- Variables climatiques : Température, précipitations, vents et rayonnement 7 jours après la première et la deuxième fertilisation et 3, 6 et 12 mois après la dernière récolte.

Des coefficients de Pearson significatifs ont été utilisés pour sélectionner les covariables d'intérêt pour la variable à expliquer mais également pour écarter certaines covariables corrélées entre elles. Des régressions linéaires ont ensuite été calculées entre les covariables et les variables d'intérêt (le R^2 a été utilisé pour évaluer la capacité d'explication des covariables). Les modèles de prédiction n'ont toutefois pas été testés en raison de la taille insuffisante du jeu de données. Toutes les données ont été traitées à l'aide du logiciel R (R Core Team 2016) pour l'analyse statistique.

3. Résultats

3.1. Biomasse, concentration et minéralomasse de N pour les compartiments aériens et racinaires

Les deux modalités de fertilisation azotée « F » et « NF » mises en place pour cette étude sur 10 sites ont permis d'explorer une approche différentielle de l'efficacité d'utilisation de l'azote. La première étape à l'étude du NUE issu du fertilisant, que l'on appellera N-urée, était de vérifier la réponse de la canne à sucre à la fertilisation. La gamme de rendements obtenus était très variable entre les sites, allant de 28 à 50 t.ha⁻¹ pour les « F » et de 20 à 42 t.ha⁻¹ pour les « NF » (Figure 4a). L'écart moyen entre les deux modalités était de 17 % en faveur de la modalité fertilisée et le test de Student (au seuil de 10 %) a montré que deux tiers des sites avaient répondu à la fertilisation (en bleu pour tout le reste de l'étude), avec un gain de rendement moyen de 37 %. Les sites pour lesquels la réponse était la plus marquée étaient « Sainte-Suzanne » et « Saint-Louis » et celle de « Saint-Benoît » était à l'inverse la moins marquée. Les trois sites qui ne répondaient pas à la fertilisation étaient « Le Gol », « Bras-Panon » et « Saint-Philippe » (en gris pour tout le reste de l'étude), avec un gain de rendement moyen de 3 % et pour un site, négatif (Tableau 4). D'autre part, la réponse de la biomasse racinaire était inverse à celle de la biomasse aérienne puisque celle-ci était supérieure de 14 % en moyenne pour la modalité « NF » et significative pour seulement 4 sites. Cette réponse était cependant très peu marquée avec une grande variabilité des biomasses mesurées entre les 3 plots d'une même modalité. Les biomasses racinaires moyennes étaient jusqu'à 4 fois plus importantes d'un site à l'autre avec une gamme de 4 à 13 t.ha⁻¹ pour les « NF » et de 3 à 12 t.ha⁻¹ pour les « F » (Figure 4b).

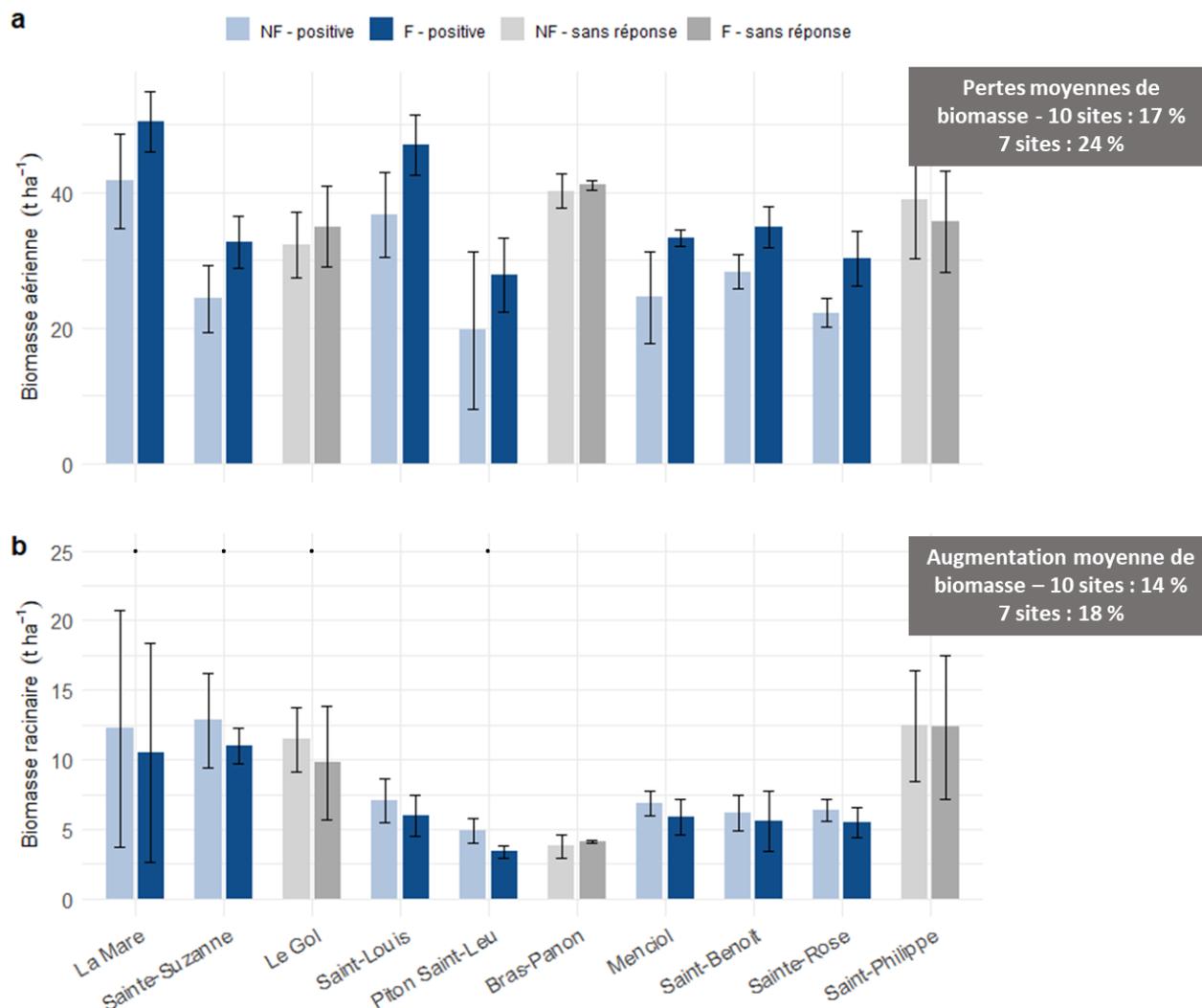


Figure 4 : Réponse de la canne à sucre à la fertilisation azotée pour la biomasse aérienne (a) et racinaire (b) des 10 sites étudiés (a). T-test matérialisé par les points et étoiles au seuil de 10 %. Les couleurs sont attribuées aux deux compartiments en fonction de la réponse de la canne à sucre en termes de rendement (biomasse aérienne). Les moyennes dans les encadrés gris sont exprimées en fonction de la modalité « NF »

Cette réponse variable de la canne à sucre à la fertilisation azotée en termes de rendement aérien, confirme l'intérêt de quantifier le NRE pour chaque site. Nous avons pu le calculer par l'approche différentielle, le dNRE, grâce au calcul de la minéralomasse d'azote aérienne et racinaire (Tableau 4). De même que la biomasse, la concentration en azote du compartiment aérien était plus élevée dans la modalité « F », avec $3,6 \pm 0,3$ g.kg⁻¹ en moyenne, que dans la modalité « NF » avec $2,8 \pm 0,3$ g.kg⁻¹ en moyenne. Les minéralomasses d'azote résultantes sont en moyenne 1,5 fois supérieures pour la modalité « F » que « NF » avec respectivement 128 ± 34 kg.ha⁻¹ contre 84 ± 33 kg.ha⁻¹. Les dNREaérien, qui découlent de la différence de minéralomasse d'azote entre les deux modalités et rapportées à la quantité de N-urée, présentaient une gamme importante de valeurs, allant de 10 à 41 %. Avec la prise en compte du système racinaire, la gamme des dNREtotal était similaire (14-44 %). L'écart de minéralomasse totale d'azote entre les deux modalités était en effet diminuée par une minéralomasse d'azote des racines identique pour les modalités « F » et « NF », de 58 ± 29 kg.ha⁻¹ en moyenne, en raison des concentrations en azote plus importantes dans le compartiment racinaire de la modalité fertilisée contrebalancées par des biomasses plus faibles.

Tableau 4 : Biomasse, concentration et minéralomasse N des compartiments aérien et racinaire des modalités « F » et « NF » ; Gain de rendement et dNRE résultants des données brutes. Biomasse (t.ha⁻¹) ; [N] (g.kg⁻¹) ; Minéralomasse N (Nmass) (kg.ha⁻¹) ; Gain de rendement (GR) (%) ; dNRE (%). m : moyenne ; sd : écart type. dNRE_{racinaire} comprend le dNRE_{aérien}

	n°	Localisation	Modalités N	Biomasse		GR	[N]		Nmass		dNRE			
				<i>m</i>	<i>sd</i>		<i>m</i>	<i>sd</i>	<i>m</i>	<i>sd</i>				
Aérien	1	La Mare	F	50,4	±	4,4	21%	2,4	±	0,2	120,9	±	10,6	15%
			NF	41,7	±	7,0		2,2	±	0,4	91,4	±	15,3	
	2	Sainte-Suzanne	F	32,7	±	3,8	34%	3,1	±	0,4	99,9	±	11,7	31%
			NF	24,3	±	4,9		2,5	±	0,2	61,2	±	12,4	
	3	Le Gol	F	35,0	±	5,9	8%	4,7	±	0,4	166,0	±	28,0	41%
			NF	32,3	±	4,9		2,9	±	0,3	94,3	±	14,2	
	4	Saint-Louis	F	47,1	±	4,4	28%	3,0	±	0,3	139,7	±	13,1	28%
			NF	36,7	±	6,2		2,4	±	0,1	86,9	±	14,7	
	5	Piton Saint-Leu	F	27,9	±	5,5	39%	3,6	±	0,3	101,1	±	19,9	39%
			NF	19,7	±	11,6		3,2	±	0,3	47,0	±	28,1	
6	Bras-Panon	F	41,1	±	0,7	22%	5,0	±	0,4	204,9	±	3,7	22%	
		NF	40,2	±	2,5		4,0	±	0,3	159,9	±	10,1		
7	Menciol	F	33,3	±	1,2	37%	4,1	±	0,2	137,1	±	4,8	37%	
		NF	24,6	±	6,8		3,2	±	0,1	79,3	±	21,8		
8	Saint-Benoît	F	34,9	±	3,0	36%	3,2	±	0,2	111,1	±	9,5	36%	
		NF	28,3	±	2,5		2,5	±	0,0	75,8	±	8,1		
9	Sainte-Rose	F	30,3	±	4,0	29%	3,7	±	0,2	111,6	±	14,6	29%	
		NF	22,3	±	2,1		3,2	±	0,8	70,7	±	6,8		
10	Saint-Philippe	F	35,7	±	7,5	-9%	3,4	±	0,7	121,4	±	25,5	10%	
		NF	39,0	±	8,7		2,7	±	0,2	106,3	±	23,8		
Racinaire	1	La Mare	F	10,5	±	7,9		5,9	±	1,0	62,6	±	46,9	17%
			NF	12,2	±	8,5		4,8	±	0,3	58,8	±	40,9	
	2	Sainte-Suzanne	F	10,9	±	1,3		7,4	±	0,5	80,9	±	9,4	34%
			NF	12,8	±	3,4		6,1	±	0,7	77,9	±	20,5	
	3	Le Gol	F	9,8	±	4,1		8,8	±	1,4	86,3	±	36,3	44%
			NF	11,4	±	2,3		7,2	±	0,6	82,5	±	16,8	
	4	Saint-Louis	F	6,0	±	1,5		7,9	±	0,4	47,3	±	11,8	29%
			NF	7,1	±	1,6		6,5	±	1,2	46,1	±	10,3	
	5	Piton Saint-Leu	F	3,4	±	0,5		7,1	±	0,2	23,9	±	3,4	32%
			NF	4,9	±	0,9		6,8	±	1,7	33,2	±	5,9	
6	Bras-Panon	F	4,1	±	0,1		8,6	±	0,5	35,2	±	0,9	25%	
		NF	3,8	±	0,8		7,7	±	0,2	29,1	±	6,3		
7	Menciol	F	5,9	±	1,3		7,5	±	0,9	43,8	±	9,6	38%	
		NF	6,9	±	0,9		6,1	±	0,5	41,9	±	5,3		
8	Saint-Benoît	F	5,6	±	2,2		7,9	±	1,0	44,3	±	17,2	33%	
		NF	6,2	±	1,3		7,6	±	0,3	47,2	±	9,7		
9	Sainte-Rose	F	5,5	±	1,1		8,6	±	1,2	47,6	±	9,2	27%	
		NF	6,4	±	0,8		7,9	±	1,2	50,4	±	6,3		
10	Saint-Philippe	F	12,3	±	5,2		8,6	±	2,0	105,7	±	44,4	14%	
		NF	12,4	±	4,0		8,1	±	0,7	100,4	±	32,4		

3.2. iNRE au cours du cycle de culture

Une deuxième approche, isotopique, a permis d'étudier avec plus de précision l'efficacité d'utilisation du N-urée, en traçant le marqueur ^{15}N dans la canne à sucre. Le Tableau 5 résume les données qui ont permis d'aboutir au calcul du iNRE sur le cycle de croissance de la canne à sucre. Selon les estimations réalisées, la biomasse aérienne augmente très rapidement entre 2 et 4 mois après la coupe en passant de 2 ± 1 à $13 \pm 4 \text{ t.ha}^{-1}$ puis double entre 4 et 6 mois pour atteindre $24 \pm 7 \text{ t.ha}^{-1}$ et augmente encore de 1,5% jusqu'à la récolte (Tableau 5). L'azote dans la canne à sucre est quant à lui dilué à mesure que la biomasse augmente, de $18,9 \pm 3 \text{ g.kg}^{-1}$ à 2 mois à 5 fois moins à 12 mois en moyenne. La minéralomasse d'azote estimée augmente ainsi d'un facteur 5 entre les 2 et 6^{èmes} mois de croissance, de $28 \pm 14 \text{ kg.ha}^{-1}$ à $131 \pm 31 \text{ kg.ha}^{-1}$ en moyenne, puis stagne jusqu'à 12 mois. L'azote issu de l'urée, le NdfF, varie beaucoup au cours du cycle avec un signal ^{15}N fort à 2 et 6 mois avec $0,36 \pm 0,06 \%$ et $0,47 \pm 0,06 \%$ en moyenne et un signal plus faible à 4 et 12 mois avec $0,27 \pm 0,07 \%$ et $0,31 \pm 0,05 \%$ en moyenne. Le iNRE résultant varie également au cours du cycle (Figure 5). Les valeurs moyennes augmentent jusqu'à 6 mois de $0,13 \pm 0,06 \%$, $0,32 \pm 0,11 \%$ et $0,39 \pm 0,05 \%$ puis chutent à $0,26 \pm 0,05 \%$ à 12 mois, soit une diminution de 13 % d'efficacité entre 6 et 12 mois. Ces valeurs, particulièrement différentes entre les sites aux deux premières dates, s'homogénéisent au cours du cycle et ne sont plus statistiquement différentes à partir de 6 mois de croissance.

Tableau 5 : Biomasse, concentration et minéralomasse de N et NdfF pour les quatre dates d'échantillonnage du compartiment aérien étudiés au sein du microplot ¹⁵N ; iNRE résultant des données brutes. Biomasse (t.ha⁻¹) ; [N] (g.kg⁻¹) ; Minéralomasse N (Nmass) (kg.ha⁻¹) ; NdfF (%) ; iNRE (%). Loc. : localisation ; Date d'éch. : Date d'échantillonnage

n°	Loc.	Date d'éch.	Biomasse		[N]		Nmass		NdfF		iNRE	Ecart iNRE t3/t4
			<i>m</i>	<i>sd</i>	<i>m</i>	<i>sd</i>	<i>m</i>	<i>sd</i>	<i>m</i>	<i>sd</i>		
1	La Mare	t1	0,9		23,8 ± 0,3		21,9 ± 0,3		44 ± 10		10%	-15,7%
		t2	13,1		6,5 ± 0,8		84,4 ± 10,9		26 ± 9		22%	
		t3	28,8		4,2 ± 0,4		122,2 ± 10,8		54 ± 7		33%	
		t4	50,4 ± 4,4		2,4 ± 0,2		120,9 ± 10,6		29 ± 0		18%	
2	Sainte-Suzanne	t1	1,6		14,5 ± 1,4		23,6 ± 2,3		39 ± 16		15%	-14,7%
		t2	12,2		5,2 ± 0,4		63,3 ± 4,9		31 ± 2		32%	
		t3	18,5		5,4 ± 1,4		99,6 ± 24,7		53 ± 10		42%	
		t4	32,7 ± 3,8		3,0 ± 0,5		99,9 ± 11,7		34 ± 8		28%	
3	Le Gol	t1	2,7		15,2 ± 0,7		41,4 ± 1,8		33 ± 8		16%	-10,1%
		t2	17,4		5,9 ± 0,4		103,6 ± 7,5		27 ± 10		33%	
		t3	31,9		5,2 ± 0,7		164,8 ± 21,3		42 ± 5		40%	
		t4	35,0 ± 5,9		4,7 ± 0,7		166,0 ± 28,0		31 ± 14		30%	
4	Saint-Louis	t1	0,8		23,0 ± 1,2		18,3 ± 1,0		38 ± 4		7%	-13,8%
		t2	13,1		7,1 ± 0,6		92,5 ± 9,3		27 ± 2		26%	
		t3	23,3		6,0 ± 1,4		140,5 ± 38,7		51 ± 3		38%	
		t4	47,1 ± 4,4		3,0 ± 0,3		139,7 ± 13,1		32 ± 9		24%	
5	Piton Saint-Leu	t1	2,1		19,5 ± 0,6		40,7 ± 1,3		26 ± 13		16%	-10,1%
		t2	12,3		7,8 ± 0,0		96,1 ± 0,0		27 ± 1		38%	
		t3	19,4		5,2 ± 0,9		100,2 ± 20,6		49 ± 6		36%	
		t4	27,9 ± 5,5		3,6 ± 0,3		101,1 ± 19,9		35 ± 8		26%	
6	Bras-Panon	t1	2,8		17,5 ± 0,3		48,7 ± 1,0		45 ± 1		22%	-13,3%
		t2	20,6		6,8 ± 1,0		140,8 ± 19,8		35 ± 3		49%	
		t3	40,2		5,1 ± 0,6		204,0 ± 24,4		45 ± 6		46%	
		t4	41,1 ± 0,7		5,0 ± 0,7		204,9 ± 3,7		32 ± 13		33%	
7	Menciol	t1	0,5		19,9 ± 2,7		9,3 ± 1,3		29 ± 2		3%	-17,1%
		t2	11,3		10,0 ± 0,5		113,1 ± 6,2		33 ± 7		47%	
		t3	22,5		6,1 ± 0,3		137,1 ± 7,3		54 ± 6		47%	
		t4	33,3 ± 1,2		4,1 ± 0,2		137,1 ± 4,8		34 ± 4		30%	
8	Saint-Benoît	t1	0,9		18,0 ± 3,0		16,7 ± 2,8		37 ± 15		13%	-18%
		t2	8,3		5,8 ± 0,3		48,5 ± 2,6		10 ± 2		10%	
		t3	22,2		5,0 ± 0,6		111,6 ± 14,5		34 ± 13		39%	
		t4	34,9 ± 3,0		3,2 ± 0,2		111,1 ± 9,5		18 ± 6		21%	
9	Sainte-Rose	t1	0,7		19,8 ± 0,2		13,9 ± 0,1		31 ± 2		6%	-11,8%
		t2	8,1		7,3 ± 0,8		59,1 ± 6,7		30 ± 10		26%	
		t3	16,7		6,7 ± 0,9		112,1 ± 15,0		41 ± 8		33%	
		t4	30,3 ± 4,0		3,7 ± 0,3		111,6 ± 14,6		27 ± 11		21%	
10	Saint-Philippe	t1	2,5		17,5 ± 1,0		44,2 ± 2,6		39 ± 4		24%	-8,1%
		t2	11,4		7,7 ± 1,7		87,5 ± 19,2		26 ± 3		32%	
		t3	16,0		7,6 ± 0,1		121,0 ± 1,2		43 ± 1		36%	
		t4	35,7 ± 7,5		3,4 ± 0,8		121,4 ± 25,5		33 ± 1		28%	

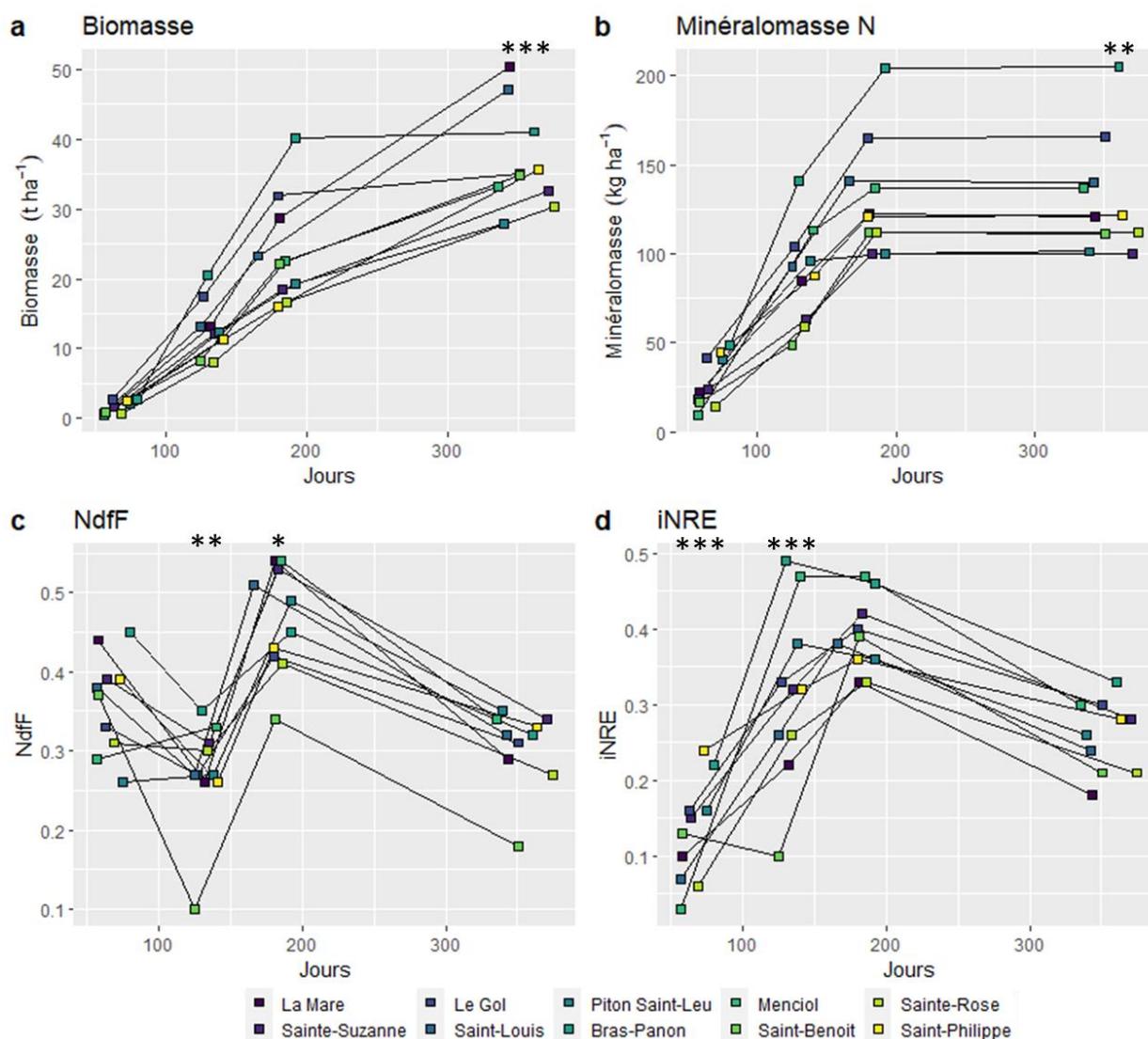


Figure 5 : Biomasse aérienne (a), Minéralomasse N (b); NdfF (c) et iNRE (d) au cours du cycle de croissance de la canne à sucre pour les 10 sites étudiés

3.3. Recouvrement du ^{15}N dans le système sol-plante à la récolte

L'approche isotopique a également permis de mesurer le recouvrement du traceur ^{15}N dans l'ensemble des compartiments du système sol-plante à la récolte (t4). La canne à sucre a été étudiée au travers des compartiments aérien, et la partie souterraine de la plante était représentée par les compartiments de souches et racinaire. Le sol au sein des microplots a également été étudié sur les 30 premiers centimètres. Les données de base de biomasse, masse de sol, concentration en N et NdfF sont présentées dans le Tableau 6 et ont permis les calculs de minéralomasse de N, iNRE et le recouvrement de l'azote ^{15}N du sol (RNS).

Tableau 6 : Masse, concentration et minéralomasse de N et Ndff pour les trois compartiments étudiés au sein du microplot ¹⁵N de la modalité fertilisée « F » pour les 10 sites ; iNRE résultant des données brutes. Masse (t.ha⁻¹) ; [N] (g.kg⁻¹) ; Minéralomasse N (Nmass) (kg.ha⁻¹) ; Ndff (%) ; iNRE (%). Loc. : Localisation

n°	Loc.	Compartiment	Masse		[N]		Nmass		Ndff		iNRE	
			<i>m</i>	<i>sd</i>								
1	La Mare	Souches	2,1	± 0,8	4,9	± 2,0	10,2	± 4,3	19	± 4	1	± 0
		Racinaire	10,5	± 3,6	5,9	± 1,0	62,6	± 10,4	29	± 0	9	± 1
		Sol 0-30 cm	1097		5,9	± 1,0	1825,5	± 507,2	12	± 2	29	± 2
2	Sainte-Suzanne	Souches	1,9	± 0,5	5,7	± 0,5	10,7	± 0,9	13	± 2	1	± 1
		Racinaire	10,9	± 1,5	7,4	± 0,0	80,9	± 0,0	11	± 11	7	± 7
		Sol 0-30 cm	1114		6,2	± 0,4	2056,3	± 143,8	7	± 4	31	± 18
3	Le Gol	Souches	2,4	± 0,2	6,3	± 1,5	15,0	± 3,7	35	± 3	3	± 1
		Racinaire	9,8	± 4,1	9,8	± 4,1	95,4	± 40,2	35	± 5	20	± 8
		Sol 0-30 cm	1203		4,7	± 1,8	2026,9	± 892,0	9	± 2	22	± 6
4	Saint-Louis	Souches	2,2	± 0,3	6,3	± 1,5	14,2	± 3,5	35	± 3	3	± 1
		Racinaire	6,0	± 1,5	6,0	± 1,5	35,9	± 8,9	35	± 5	7	± 1
		Sol 0-30 cm	1198		6,0	± 0,8	1923,3	± 407,3	14	± 4	39	± 10
5	Piton Saint-Leu	Souches	2,9	± 1,4	5,6	± 1,3	15,9	± 3,7	33	± 13	4	± 1
		Racinaire	3,4	± 0,5	3,4	± 0,5	11,5	± 1,6	33	± 11	3	± 1
		Sol 0-30 cm	1194		6,4	± 2,8	2186,9	± 1029,1	3	± 2	14	± 10
6	Bras-Panon	Souches	3,5	± 1,1	8,9	± 1,9	30,9	± 6,7	30	± 11	5	± 2
		Racinaire	4,1	± 0,1	4,1	± 0,1	16,6	± 0,4	28	± 5	2	± 0
		Sol 0-30 cm	1052		7,8	± 0,4	2414,3	± 163,5	5	± 1	15	± 4
7	Menciol	Souches	2,6	± 0,2	5,2	± 0,7	13,8	± 1,7	20	± 9	2	± 1
		Racinaire	5,9	± 1,3	5,9	± 1,3	34,2	± 7,5	20	± 9	5	± 3
		Sol 0-30 cm	794		7,4	± 0,7	1811,1	± 131,8	6	± 1	17	± 4
8	Saint-Benoît	Souches	2,9	± 1,7	2,5	± 2,9	7,2	± 8,2	14	± 5	1	± 1
		Racinaire	5,6	± 2,2	7,9	± 0,0	44,3	± 0,0	16	± 9	7	± 4
		Sol 0-30 cm	503		22,9	± 6,1	3354,0	± 1014,4	4	± 1	40	± 12
9	Sainte-Rose	Souches	3,9	± 0,1	5,0	± 0,5	19,3	± 1,7	19	± 2	3	± 0
		Racinaire	5,5	± 1,1	8,6	± 1,2	47,6	± 6,6	24	± 4	8	± 2
		Sol 0-30 cm	438		25,0	± 2,0	3546,6	± 263,6	3	± 1	21	± 6
10	Saint-Philippe	Souches	1,5	± 0,1	3,0	± 2,6	4,5	± 3,9	31	± 2	1	± 1
		Racinaire	12,3	± 5,2	8,6	± 2,0	105,7	± 24,4	27	± 4	20	± 7
		Sol 0-30 cm	531		21,1	± 7,5	3245,1	± 1137,7	4	± 2	26	± 3

Le recouvrement du traceur ¹⁵N par compartiment et pour chaque site a ainsi pu être représenté en Figure 6. Les profils de recouvrement sont similaires malgré des variations importantes par compartiment. Le recouvrement de ¹⁵N dans la canne à sucre s'effectue principalement dans la partie aérienne de canne avec en moyenne 26 ± 5 %. La contribution de la biomasse souterraine de canne à sucre à hauteur de 12 ± 7 %, était également

importante. Celle-ci était majoritairement représentée par le compartiment racinaire, très variable entre les sites ($9 \pm 6 \%$) alors que la contribution des souches était négligeable ($3 \pm 1 \%$), malgré une différence significative entre les sites ($p\text{-value} = 0,02$). La biomasse totale de canne à sucre rééquilibrait ainsi la contribution à $38 \pm 12 \%$ au recouvrement du ^{15}N ($p\text{-value} > 0,05$). D'autre part, le sol des microplots supplémentés en ^{15}N contribuait au recouvrement du traceur pour $25 \pm 9 \%$ en moyenne dans les 30 premiers centimètres avec une grande variabilité entre les sites ($p\text{-value} = 0,01$) allant de 14 à 40 %.

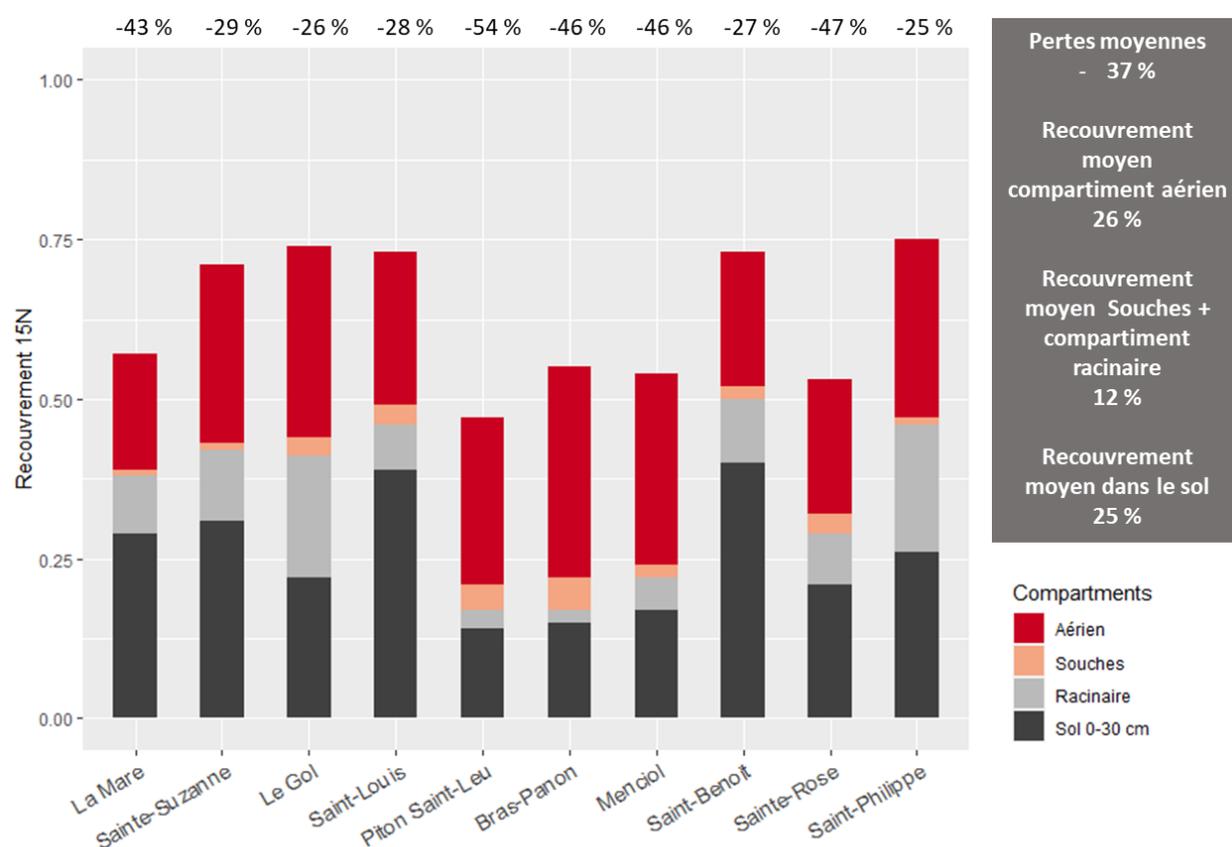


Figure 6 : Recouvrement du ^{15}N dans le système sol-plante à la récolte. Recouvrement moyen des compartiments aériens et souterrains, recouvrement du sol et pertes du système dans l'encadré gris

Le calcul de la compétitivité de la canne à sucre pour la ressource azotée a ainsi permis de distinguer les sites pour lesquels la fertilisation a bénéficié directement à la canne à sucre ou à l'inverse, en faveur de la biomasse microbienne du sol ($p\text{-value} = 0,02$). Avec un ratio de compétitivité de 2,6, le site « Bras-Panon » est celui qui a le mieux valorisé la fertilisation, suivi des sites « Le Gol », « Piton Saint-Leu », « Menciol » et « Saint-Philippe » avec un ratio

entre 1,9 et 2,4. Avec un ratio de 0,8, la biomasse microbienne des sites « Saint-Louis » et « Saint-Benoît » était plus compétitive que la culture pour la ressource ^{15}N .

Il existe finalement une grande disparité de recouvrement du traceur ^{15}N entre les sites, majoritairement retrouvé dans la plante, dans le sol ou bien perdu du système sol-plante. Les pertes du ^{15}N ($37 \pm 11\%$ en moyenne) pouvaient être d'un quart (« Le Gol », « Saint-Philippe ») à plus de la moitié du traceur apporté (« Piton Saint-Leu »).

Ces profils de recouvrement du traceur ^{15}N mettent en évidence qu'une grande portion de l'azote apporté à la culture n'a pas pu être valorisée par la plante ($63 \pm 20\%$) et que l'efficacité d'utilisation de l'N par la plante ($i\text{NRE}$) a pu être conditionnée par les pertes et le RNS. La Figure 7a montre ainsi que les $i\text{NRE}_{\text{total}}$ tendaient à être plus faibles lorsque les pertes en ^{15}N étaient importantes ($R^2 = 0,31$) pour les sites répondant à la fertilisation azotée. De plus, les $i\text{NRE}_{\text{aérien}}$ étaient plus importants lorsque la compétitivité de la canne à sucre était meilleure ($R^2 = 0,67$) (Figure 7b). Autrement dit, la compétitivité de la canne à sucre pour la ressource N s'exprime par une production de biomasse aérienne accrue.

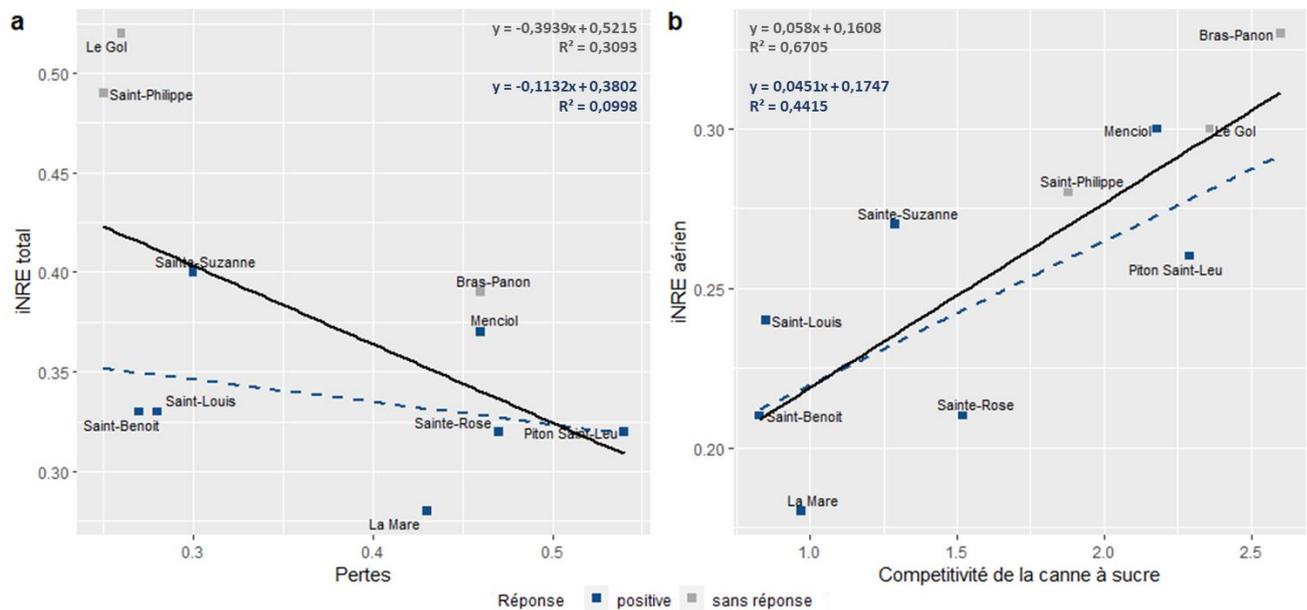


Figure 7 : $i\text{NRE}_{\text{total}}$ exprimé en fonction des pertes de ^{15}N du système sol-plante (a) et $i\text{NRE}_{\text{aérien}}$ exprimé en fonction de la compétitivité de la canne à sucre pour la ressource N (b)

3.4. Facteurs contrôlant la réponse de la canne à sucre à la fertilisation et le iNRE

La dernière phase de cette étude était la recherche des facteurs de contrôle de la réponse de la canne à sucre à la fertilisation ainsi que des facteurs de contrôle du iNRE. Le triple objectif consistait à (i) comprendre les facteurs de variation de ces deux indicateurs, (ii) comprendre le lien entre gain de rendement et iNRE, (iii) dans une optique opérationnelle d'outil d'aide à la fertilisation azotée, connaître la capacité prédictive de ces indicateurs (à valider sur plus de sites). Une batterie de covariables pédoclimatiques et agronomiques ont été testées grâce à des tests de corrélation de Pearson dont les résultats significatifs sont résumés en Figure 8 sous forme de corrélations en cascade des covariables climatiques vers les variables à expliquer. Les régressions associées à la Figure 8 sont présentées en annexe 1.

Les précipitations (mm) des 7 jours après la deuxième fertilisation (« 7JAF2 ») étaient corrélés positivement avec la minéralomasse d'azote dans la modalité non fertilisée « NF », avec un coefficient de corrélation à 0,594. La température (°C) des 7 jours après la première fertilisation (« 7JAF1 ») et le rayonnement ($W.m^{-2}$) des 7JAF2 étaient tous les deux corrélés aux jours normalisés à 3 mois après la récolte précédente (« 3MAP ») et à la compétitivité de la canne à sucre pour la ressource N. Les corrélations étaient positives pour la température 7JAF1 avec des coefficients de corrélation à 0,933 et 0,671 respectivement, et négatives pour le rayonnement 7JAF2 à -0,736 et -0,712 respectivement. Les jours normalisés 3MAP étaient corrélés positivement à la minéralomasse N « NF » (coefficient de corrélation à 0,730), et permettaient également d'expliquer le taux d'azote issu de l'urée (N-urée) efficace pour la canne à sucre ($iNRE_{total}$ en %) (coefficient de corrélation à 0,765). Le N-urée efficace pour le compartiment aérien de la canne à sucre ($iNRE_{aérien}$, en %) était également expliqué par une corrélation positive (0,819) avec la compétitivité de la canne à sucre ainsi que par une corrélation négative avec les pertes en ^{15}N (-0,556). De plus, la réponse de la canne à sucre à la fertilisation, exprimée par le gain de rendement (en $t.ha^{-1}$) était expliquée par une forte corrélation négative avec la minéralomasse d'azote en « NF » (- 0,806). Enfin, la réponse de la canne à sucre à la fertilisation était expliquée négativement par le N-urée efficace ($iNRE_{total}$, en $kg.ha^{-1}$) sur les 10 sites (-0,552) et positivement sur les 7 sites ayant répondu à la fertilisation (0,876).

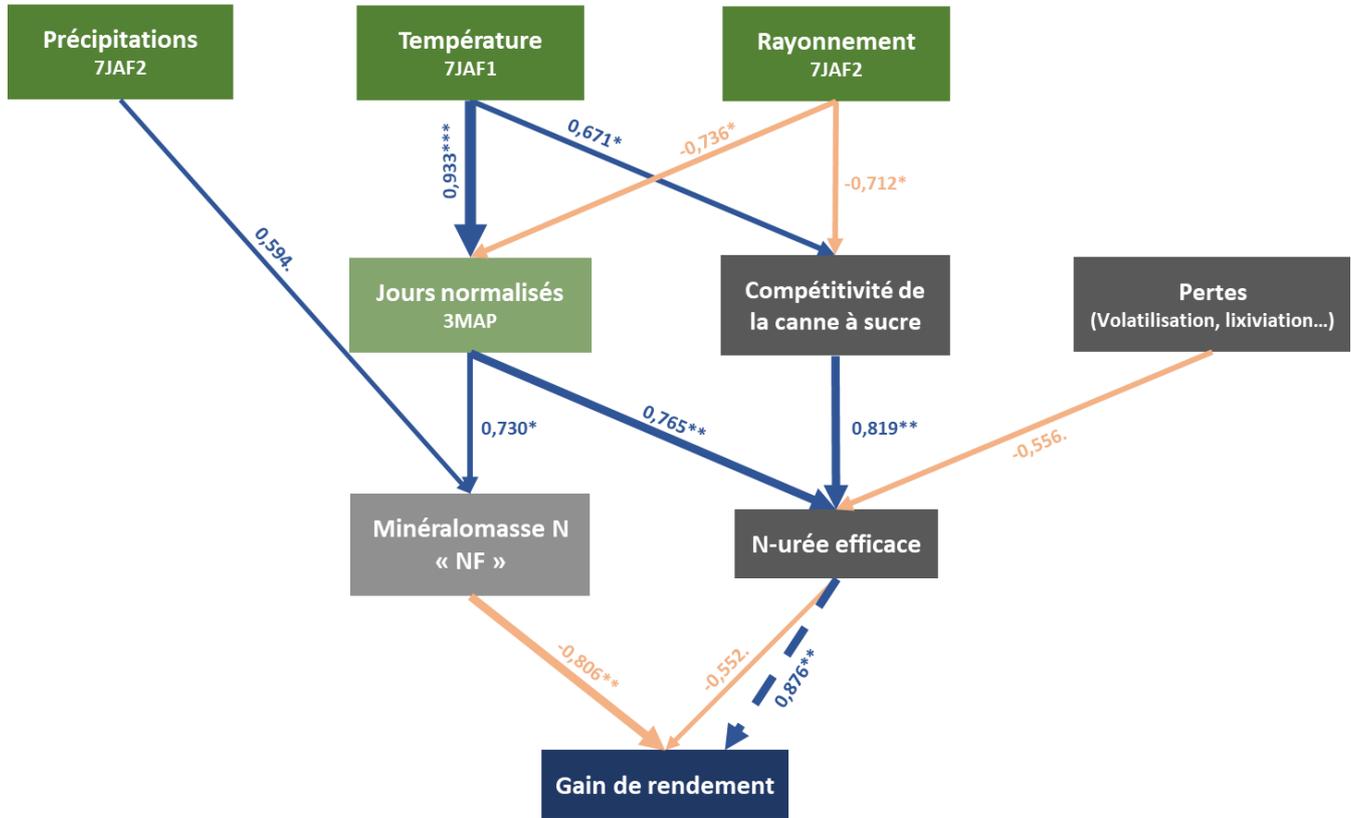
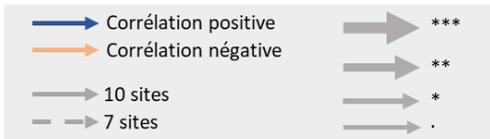


Figure 8 : Schéma structurel récapitulatif des corrélations entre les paramètres explicatifs de la réponse de la canne à sucre à la fertilisation et de l'efficacité d'utilisation du N-urée. Précipitations (mm) ; Température (°C) ; Rayonnement (W.m⁻²) ; Jours normalisés (JN) ; Compétitivité de la canne à sucre (sans unité) ; Pertes (%) ; Minéralomasse N « NF » (kg.ha⁻¹) ; N-urée efficace (en relatif : %, ou en absolu : kg.ha⁻¹) ; Gain de rendement (en absolu : t.ha⁻¹)

4. Discussion

4.1. Comblent l'écart entre les méthodes différentielle et isotopique ¹⁵N

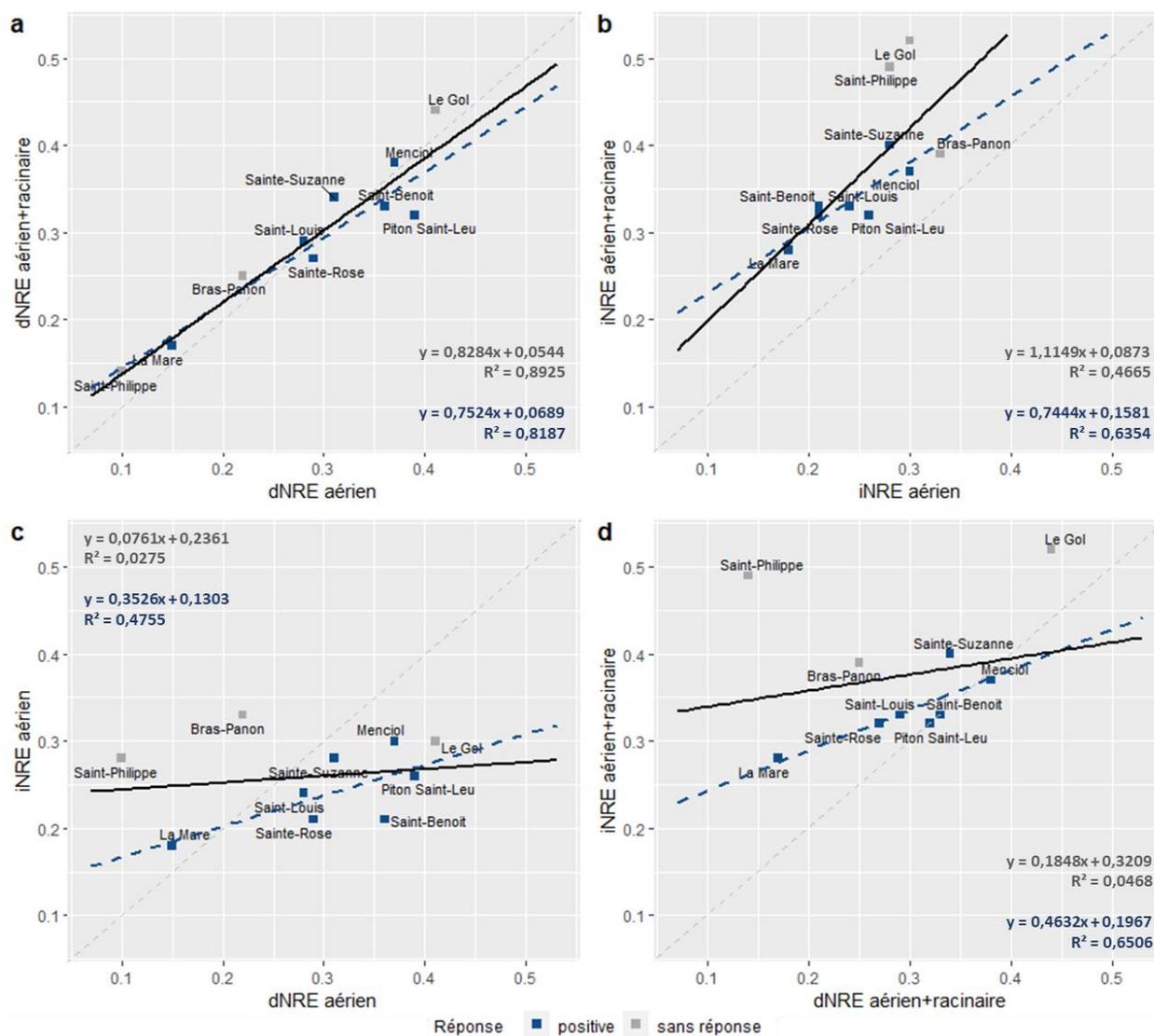


Figure 9 : Comparaison des méthodes différentielle et isotopique du calcul du NRE en fonction des compartiments aërien et racinaire considérés

L'efficacité d'utilisation de l'azote estimée sur la base de la biomasse aërienne a révélé des gammes différentes entre approches différentielle et isotopique allant de 10 à 41 % pour le dNRE et de 18 à 33 % pour le iNRE. Lorsque le compartiment racinaire n'a pas été pris en compte, le dNRE était plus élevé que le iNRE dans la majorité des cas (Figure 9c). Il est effectivement connu que la méthode isotopique donne des valeurs d'efficacité plus faibles que la méthode différentielle (Dobermann, 2005; Krupnik et al., 2004; Ladha et al., 2005). La

review de Krupnik et al. (2004) sur cultures de blé, maïs et riz a par exemple montré que le dNRE était en moyenne 8 % supérieur au iNRE.

Dans les cas où le dNRE est supérieur au iNRE, il est largement admis que le dNRE surestime l'efficacité d'utilisation de l'azote (Cassman et al., 2002; Schindler and Knighton, 1999). En effet, la méthode différentielle se base sur les valeurs de minéralomasse de la canne à sucre et comptabilise indifféremment l'azote issu du fertilisant ou du sol. Lorsque la pratique de fertilisation induit une surminéralisation de l'azote organique du sol via priming effect (Jenkinson et al., 2006) ou un surdéveloppement du système racinaire (Krupnik et al., 2004; Ladha et al., 2005) qui permet à la culture d'accéder à de nouvelles ressources, alors la part d'N absorbé provenant du sol augmente mais se trouve attribué à tort au fertilisant.

Cet écart peut à l'inverse être expliqué par une sous-estimation du iNRE qui réside dans la substitution d'une part du ^{15}N appliqué à la culture, immobilisé par la biomasse microbienne sous forme de $^{15}\text{NH}_4$ et échangée avec du $^{14}\text{NH}_4$, désorbé puis absorbé par la plante (Hauck and Bremner, 1976; Jenkinson et al., 2006; Krupnik et al., 2004). Ce processus induirait un moindre recouvrement du ^{15}N de l'urée dans la canne à sucre. Sous le climat tropical de ce travail in situ, la substitution de pool peut être remise en question. En effet le fonctionnement de la biomasse microbienne ainsi que les échanges de N au sein du système sol-plante peuvent être accélérés sous climat chaud et humide. Cela conduirait à une reminéralisation rapide du ^{15}N immobilisé dans la biomasse microbienne du sol alors à nouveau disponible pour la plante sous forme de $^{15}\text{NH}_4$ et diminuerait le risque d'occurrence de sous-estimation du iNRE.

Une surestimation du dNRE due à un développement accru de la biomasse racinaire peut être écartée pour la canne à sucre à La Réunion ; les biomasses racinaires des modalités « NF » sont supérieures à celles des modalités « F » dans cette étude. Le « priming effect » n'a quant à lui fait l'objet d'aucune étude dans le contexte de canne à sucre fertilisée. Les résultats moyens très proches de dNRE et de iNRE obtenus sur la base du compartiment aérien (respectivement 29 et 26 %) laissent de toute façon peu de place à ces mécanismes.

Des travaux précédents conduits à La Réunion sur un essai unique avaient mis en avant le rôle potentiel de la prise en compte des racines sur les estimations d'efficacité obtenues avec les deux méthodes (Poultney, 2021). Dans cette étude reposant sur 10 sites, l'ajout du compartiment racinaire a eu un impact très contrasté en fonction des méthodes. En prenant en compte le compartiment racinaire, alors que le dNRE moyen est resté à 29 %, le iNRE a quant

à lui augmenté de 9 % pour atteindre la valeur moyenne de 35 %, creusant l'écart à 6 % entre les deux approches, en faveur du iNRE. La prise en compte du compartiment racinaire n'a ainsi aucun impact sur le dNRE du fait de minéralomasses d'azote des racines identiques entre modalités fertilisée et non fertilisée (Tableau 4). Ces minéralomasses comparables malgré une biomasse racinaire légèrement supérieure dans la modalité non fertilisée est à mettre au compte d'une concentration en azote légèrement inférieure dans cette même modalité. Cette étude confirme pour une grande diversité de sites et de contextes pédoclimatiques de l'île les résultats obtenus par Versini et al. (2020) sur deux essais de La Réunion présent sur le même site (La Mare).

Krupnik et al. (2004) avaient également mis en évidence que la prise en compte de certains compartiments pouvait dans certains sites inverser la hiérarchie entre NRE différentiel et isotopique. L'écart plus ou moins important d'efficacité entre les deux méthodes en prenant en compte le compartiment racinaire n'est donc pas figé mais démontre l'intérêt fondamental de la prise en compte de ce compartiment dans le cas du calcul isotopique, notamment lorsque le iNRE de la biomasse aérienne est plus faible. Ainsi, même si la méthode différentielle présente l'avantage de sa simplicité de mise en œuvre, son faible coût et l'abondance de références à l'échelle mondiale (Dobermann, 2005; Ladha et al., 2005), ses résultats d'efficacité peuvent être confondus avec des différences de minéralisation de la matière organique du sol et des résidus de culture entre les modalités de fertilisation et les sites étudiés (Dobermann, 2005). La méthode isotopique se montre plus adaptée à notre thématique de recherche. Elle présente en effet l'avantage de donner des estimations plus précises de l'efficacité de l'N issu du fertilisant (Franco et al., 2011; Ladha et al., 2005; Smil, 1999) même si des erreurs d'estimation sont possibles (Cassman et al., 2002), ainsi que de tracer le recouvrement de cet azote dans les différents compartiments du système sol-plante (Versini et al., 2014).

4.2. Résoudre la question du déficit de ^{15}N en fin de cycle par l'approche isotopique (iNRE)

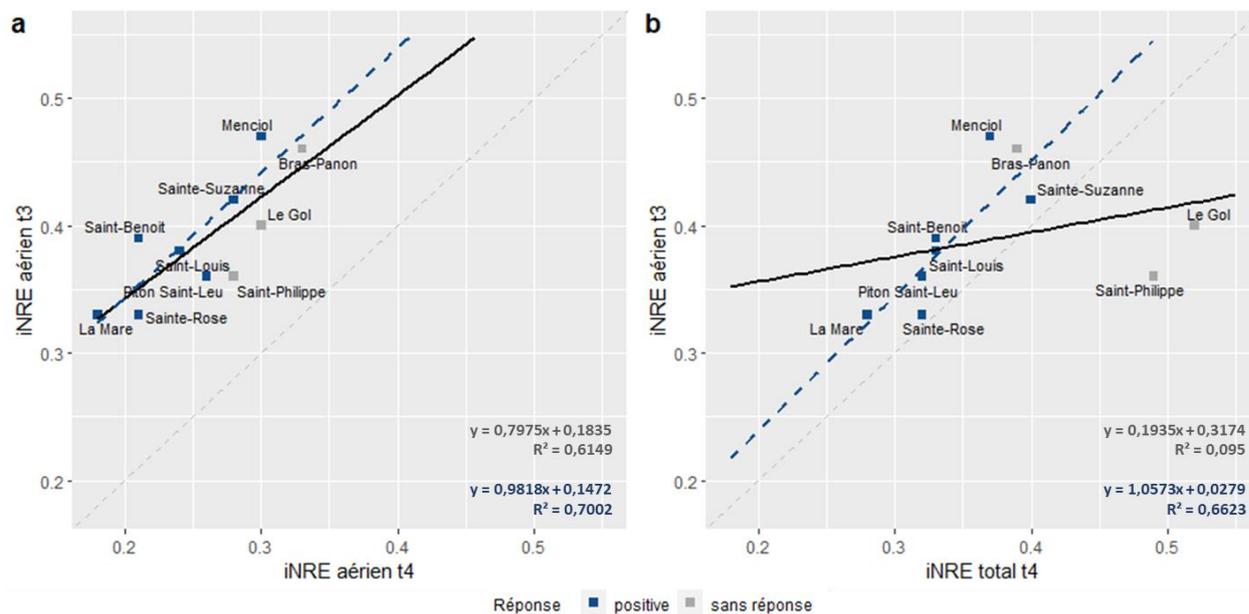


Figure 10 : Diminution du déficit en ^{15}N en fin de cycle de croissance par l'ajout du compartiment racinaire au calcul du iNRE

Nous avons observé dans cette étude une dynamique du iNRE identique pour l'ensemble des sites avec une augmentation de l'efficacité jusqu'à 6 mois de pousse (moyenne de 39 %) puis une diminution systématique de 13% en moyenne entre 6 et 12 mois (moyenne de 26 %). Les quelques études réalisées sur les variations de NRE au cours du cycle de culture de la canne à sucre confirment une diminution de l'efficacité de 10 à 15 % entre 6 et 12 mois (Courtaillac et al., 1998; Ng Kee Kwong and Deville, 1994; Poultney, 2021). Malgré une incertitude sur la valeur de iNRE à 6 mois en raison de l'estimation par modélisation de la biomasse aérienne, la dilution du signal ^{15}N entre 6 et 12 mois de pousse, entraînant la chute du iNRE, questionne. Les hypothèses d'explication convergent autour de la sénescence des différents compartiments de la canne à sucre, aérien et racinaire, et de leur renouvellement qui engendrerait des pertes de ^{15}N initialement absorbés par la canne à sucre (de nouveau immobilisé dans le sol ou pertes du système).

Une première hypothèse concernait la sénescence des feuilles de canne à sucre. En effet, les feuilles premièrement formées et chargées de ^{15}N arrivent à sénescence en milieu de cycle de culture et forment un mulch au sol. Cette hypothèse est démentie par une étude de la thèse de Poultney (2021), dans laquelle il observe que la prise en compte des restitutions au sol par

chute de litière en cours de cycle de culture ne suffit pas à compenser les pertes de ^{15}N constatées en fin de cycle de culture. Ce constat laisse à penser qu'il peut s'agir de pertes nettes du ^{15}N du système sol-plante, ou bien que celui-ci se retrouve dans un autre compartiment du système.

Une deuxième hypothèse était qu'une partie du ^{15}N de la canne à sucre est transloquée de la biomasse aérienne vers le compartiment racinaire, ce qui conduirait à un stockage préférentiel du ^{15}N dans le compartiment racinaire. L'ajout du compartiment racinaire dans notre calcul du iNRE à 12 mois permet effectivement de réduire l'écart observé entre 6 et 12 mois à 7 % (et à 4 % en prenant en compte les sites qui n'ont pas répondu à la fertilisation). Dans une expérience réalisée sous serre à La Réunion, une translocation progressive de ^{15}N des feuilles vers les racines a été observée au cours d'une année complète de croissance, en passant de 15 % de recouvrement dans les feuilles à 2 mois de croissance à 11 % dans l'ensemble de la biomasse aérienne à 10 mois (feuilles, paille et tiges) et de 1 % de recouvrement dans la biomasse racinaire à 2 mois à 3 % à 10 mois (les 2 % non retrouvés pourront être stockés dans la souche, immobilisés ou perdus du système).

La sénescence des racines puis leur mort entraîneraient le passage du ^{15}N vers la biomasse microbienne ou bien hors du système sol-plante, de la même manière que le mulch. La sous-estimation du $\text{iNRE}_{\text{total}}$ en fin de cycle de culture pourrait alors être proportionnelle au renouvellement racinaire entre le milieu et la fin du cycle. Le ratio entre le $\text{iNRE}_{\text{racinaire}}$ supposé (somme du $\text{iNRE}_{\text{racinaire}}$ à t4 et de la différence entre le $\text{iNRE}_{\text{aérien}}$ à t3 et le $\text{iNRE}_{\text{total}}$ à t4) et le $\text{iNRE}_{\text{racinaire}}$ réel à 12 mois permet d'estimer le turnover racinaire annuel moyen des sites de cette étude à 1,7. Les connaissances sur la mortalité des racines et leur taux de renouvellement sont très limités pour la canne à sucre (Robinson et al., 2013; Smith et al., 2005). Cependant, des études du renouvellement des racines pour différentes espèces végétales dans les écosystèmes terrestres ont estimé le renouvellement racinaire à : $1,4 \text{ an}^{-1}$ pour les racines de petit diamètre (5 mm ou moins), $1,6 \text{ an}^{-1}$ pour les racines fines des prairies (peut-être les plus proches morphologiquement de la canne à sucre), $1,9 \text{ an}^{-1}$ pour les arbustes (Gill and Jackson, 2000), $1,3$ à $1,8 \text{ an}^{-1}$ pour l'Eucalyptus (Jourdan et al., 2008) ou encore $2,0 \text{ an}^{-1}$ pour l'Acacia (Lehmann and Zech, 1998). Si cette hypothèse du turnover racinaire est valide et que la minéralomasse racinaire est multipliée par 1,7, la minéralomasse totale augmenterait et le $\text{iNRE}_{\text{total}}$ à 12 mois serait équivalent au $\text{iNRE}_{\text{aérien}}$ à 6 mois, malgré la diminution du signal ^{15}N au cours du cycle.

Cette approche temporelle souligne l'importance de la prise en compte du compartiment racinaire pour l'estimation du iNRE mais encourage également à compléter ces données par les mesures de biomasses aérienne et racinaire en cours de cycle, en particulier à 6 mois de pousse (thèse de Léa Chevalier). Ces données permettront d'affiner ces résultats et de pouvoir proposer une valeur de NRE précise, notamment dans un objectif d'amélioration de l'outil d'aide à la fertilisation local, Serdaf.

4.3. Contrôle de la réponse de la canne à sucre à la fertilisation par la fourniture du sol en azote

Avec un seuil de p-value à 10 %, 30 % des sites étudiés n'ont pas répondu à la fertilisation azotée. Malgré le fait qu'une réponse positive de la canne à sucre à la fertilisation azotée soit attendue (Fortes et al., 2013; Franco et al., 2015; Otto et al., 2013; Rossetto et al., 2010), des études observent régulièrement une absence de réponse (Otto et al., 2019). Précisément, l'absence de réponse de la canne à sucre à la fertilisation azotée dans trois études brésiliennes était de 34 % (Sanches and Otto, 2022), de 25 % (Otto et al., 2016) et de 50 % des sites étudiés (Mariano et al., 2017).

Par ailleurs, le gain de rendement moyen dans cette étude était de 21 % pour l'ensemble des sites, ce qui est comparable aux 25 % obtenus dans la méta-analyse de Sanches and Otto (2022) rassemblant 146 expérimentations sur la canne à sucre au Brésil et aux 30 % de Castro and Franco (2020) dans leur contexte de mécanisation intensive de la culture de canne à sucre au Brésil. Cette valeur est relativement faible au regard d'autres cultures céréalières comme l'orge avec 47 % de gain de rendement (Chambre d'agriculture de l'Aveyron, 2017) ou le blé tendre avec un gain de rendement pouvant aller de 40 à 65 % (COMIFER, 2013; Pagès et al., 2015). Le gain de rendement peut aussi être très faible (10 %) comme pour le maïs où l'apport d'azote permet d'avantage d'améliorer les critères qualitatifs que quantitatifs de la récolte (Omar et al., 2022).

Dans cette étude, le gain de rendement étaient corrélés négativement avec les rendements et les minéralomasses d'azote de la modalité non fertilisée. Autrement dit, l'effet de la fertilisation est plus marqué dans les sites au potentiel de production faible. La relation négative avec la quantité d'azote accumulé dans la biomasse de modalités non fertilisées

suggère même que la réponse à la fertilisation pourrait être plus marquée lorsque la fourniture du sol en azote est faible.

La relation négative observée par ailleurs entre le gain de rendement et le nombre de jours normalisés à 3 mois après la plantation (MAP) supporte cette proposition. Des conditions chaudes et humides stimulent l'activité microbienne du sol et conduisent à une augmentation de la minéralisation de la matière organique (MO) du sol (Otto et al., 2013). Ces conditions, se traduisant par un nombre élevé de jours normalisés, augmentent la fourniture en N du sol et pourraient expliquer l'absence de réponse à la fertilisation dans certains sites. Les trois sites qui n'ont pas répondu à la fertilisation étaient en effet les seuls récoltés en décembre et janvier, période chaude et humide très favorable à la repousse de la canne à sucre avec plus de 300 jours normalisés comptabilisés en trois mois. Les sites qui ont répondu à la fertilisation présentaient quant à eux pour la plupart moins de 200 jours normalisés sur cette même période clé de la nutrition azotée de la canne à sucre. Les trois premiers mois de culture de la canne représentent en effet la période au cours de laquelle la canne va constituer dans la plupart des cas son capital azoté (Franco et al., 2011; Robinson et al., 2013).

Des études brésiliennes ont récemment démontré que les sols sableux favorisaient la réponse de la canne à sucre à la fertilisation azotée en raison de leurs faibles teneurs en MO (Barth et al., 2020; Sanches and Otto, 2022). Les propriétés minéralogiques du sol, tel que la teneur en argiles ou en allophanes, ont une influence majeure sur la quantité de MO et sur la disponibilité de celle-ci à la minéralisation. De la même façon que le climat, le type de sol peut donc également affecter la réponse de la canne à sucre en termes de gain de rendement. A La Réunion, les sols riches en « short range order minerals », telles que les allophanes et les imogolites, ont un faible taux de minéralisation de l'azote (cf. Chapitre II) certainement en raison du renouvellement important de la MOS, ce qui limite la fourniture en azote par le sol et peut donc favoriser le gain de rendement par la fertilisation (cas de « Sainte-Rose », « Saint-Philippe » et « Saint-Benoît »). De plus, la structure en micro-agrégats des sol favorise la stabilité du C et du N, 4 à 5 fois plus que dans les sols à macroagrégats (Six et al., 2002) ; et l'immobilisation du N minéralisé peut être intensifiée par la forte présence de carbone organique du sol (Otto et al., 2019).

Dans cette étude, nous n'avons pourtant pas pu mettre en évidence de relation entre la réponse de la canne à sucre à la fertilisation et les propriétés du sol. La singularité des

contextes pédoclimatiques étudiés ne permet probablement pas la généralité des résultats. Les propriétés physiques, chimiques et minéralogiques des sols pouvant varier très fortement d'un site à l'autre, la variabilité des stocks d'N ainsi que des niveaux de disponibilité de cet azote rendent la fourniture en N du sol peu discriminée par ces paramètres. Certains sites se démarquent pourtant : 1/ Nous pensons que les conditions physiques du terrain (fortes pentes et pierrosité) ont impacté la réponse de la canne à la fertilisation sur le site de « Saint-Philippe », où les processus de lixiviation et de ruissellement ont pu être accentués malgré des jours normalisés à 3MAP élevés ; 2/ Les pratiques agricoles peuvent modifier les propriétés du sol et donc avoir un impact important sur la fertilité azotée et influencer la réponse de la canne à sucre à la fertilisation. L'utilisation de produits organiques tels que les co-produits de la canne à sucre (vinasse) augmentent par exemple le potentiel du sol à fournir de l'N à la plante (Otto et al., 2020) dans un contexte de forte histoire d'utilisation (Otto et al., 2019). Dans ces conditions, le potentiel de production de la parcelle est accru par une fourniture en N par le sol importante et la canne à sucre ne répond plus à la fertilisation. C'est certainement pour cette raison que le site « Le Gol » n'a pas répondu à la fertilisation (site proche d'une usine sucrière, sujet aux dépôts de cendres de bagasses de canne à sucre et de vinasse de mélasse de distillerie).

La prise en compte de la fertilité des sols, et en particulier de la fourniture du sol en N, reste un défi majeur pour évaluer la réponse de la canne à sucre à la fertilisation. Le développement d'une méthode d'estimation de la fourniture du sol en conditions tropicales est un défi crucial pour optimiser les quantités de fertilisant à apporter aux cultures.

4.4. Contrôle du NUE par les pertes de N-urée et par la compétitivité de la canne à sucre

L'efficacité d'utilisation de l'azote de l'urée, correspondant au recouvrement de ^{15}N dans la culture, était de $26 \pm 5 \%$ sur la base de la partie aérienne et de $38 \pm 8 \%$ en considérant l'ensemble des compartiments (aérien, souches et racinaire). Ces résultats confirment l'importance variable mais parfois déterminante du compartiment racinaire et celui négligeable du compartiment souches. Ce gain important d'efficacité par l'ajout du compartiment racinaire a également été mesuré lors d'une étude de deux ans sur un site instrumentalisé de La Réunion (site SOERE-PRO à La Mare) (Poultney, 2021) où l'efficacité d'utilisation du N-urée, bien que faible, passait de 8 % pour la biomasse aérienne à 17 % en

moyenne en considérant la biomasse souterraine. Les valeurs d'efficacité d'utilisation de l'N de l'urée de cette étude sont par ailleurs comparables aux 26 % obtenus par Otto et al. (2016) et aux 35 % mesurées par Franco et al. (2011) avec la méthode isotopique au Brésil sur la base de la biomasse aérienne de canne à sucre. Pour d'autres cultures comme les céréales, il semble que l'efficacité soit globalement meilleure, avec 56 % pour le maïs, 48 % pour le blé et 36 % pour le riz (Ladha et al., 2016). Dans son étude, (Robinson et al., 2011) ont tenté d'expliquer pourquoi l'efficacité d'utilisation de l'azote par la canne à sucre était si faible. Ils ont montré que la canne à sucre différait des autres cultures en C4 par une large préférence pour le NH_4^+ au détriment du NO_3^- , alors vulnérables aux pertes les premiers mois de croissance.

En conditions tropicales (« wet tropical regions » selon Bickel et al. (2006)), les risques de pertes du fertilisant azoté sont accrues et il relève d'un challenge de les diminuer (Dourado-Neto et al., 2010). Les pertes de ^{15}N apporté avec l'urée étaient en effet de 37 ± 11 % sur nos 10 sites d'étude. Les pertes de NH_3 par volatilisation sous divers systèmes agricoles sont communément citées (Dattamudi et al., 2016; Loubet et al., 2018) comme étant une cause substantielle des pertes d'azote du fertilisant (Bouwman et al., 2002; Dattamudi et al., 2016), quelques jours seulement après son application (Turner et al., 2012). Sous culture de canne à sucre, les pertes par volatilisation de l'azote apporté sous forme d'urée ont été évaluées à 36 % au Brésil (Costa et al., 2003) et variant de 26 à 66 % sur un site instrumenté de La Réunion (Poultney, 2021). L'apport d'engrais en surface, la présence d'un mulch démultipliant l'interface fertilisant/atmosphère, une chaleur élevée, des précipitations intermittentes et surtout un vent nourri, sont autant de facteurs supposés favoriser la volatilisation ammoniacale en canne à sucre à La Réunion. Cette étude n'a cependant pas pu montrer une corrélation positive entre l'intensité des vents au cours des 7 jours suivant le second apport d'urée et les pertes d'azote du fertilisant (corrélation de Pearson = 0,282).

L'efficacité d'utilisation de l'azote apporté sous forme d'urée était également corrélée à la compétitivité (corrélation de Pearson à 0,514 pour le $i\text{NRE}_{\text{total}}$ et 0,682 pour le $i\text{NRE}_{\text{aérien}}$). Le taux de compétitivité était de $1,7 \pm 0,7$ pour un recouvrement moyen du ^{15}N dans les 30 premiers cm de sol de 25 ± 9 % sur les 10 sites étudiés. La compétitivité de la culture était corrélée aux températures au cours de la période suivant le premier apport d'urée. Ce résultat suggère que plus les conditions de température sont favorables à la pousse de la canne et plus cette dernière est compétitive face aux micro-organismes et à l'immobilisation de la ressource azotée qui est très rapide et peut être totale à seulement deux mois de pousse. La température

est en effet un facteur de contrôle majeur de la croissance, raison pour laquelle les écophysiolgues recourent aux degrés jours dans les approches de modélisation de la croissance des plantes. Par ailleurs, le dynamisme de la culture est pour plusieurs cultures l'un des facteurs clés d'une fertilisation efficace (Ladha et al., 2005). Si le dynamisme de la culture ne permet pas à la plante de prélever l'intégralité de ses besoins en N, elle pourra rattraper son retard en cours de cycle grâce à la fourniture en N du sol, dont 10 % tout au plus pourra provenir de la biomasse microbienne reminéralisée (Com. Pers. Antoine Versini).

Globalement, une absorption plus efficace de l'azote par la culture ainsi qu'une meilleure conversion de cet azote en gain de rendement passe par une bonne santé générale de la culture à savoir premièrement, l'accès à l'eau en quantité suffisante ; deuxièmement, une bonne gestion des bioagresseurs (insectes et adventices) ; troisièmement, un apport suffisant des nutriments autres que l'azote et nécessaires au bon développement de la canne à sucre et quatrièmement, le choix d'un cultivar adapté à la région de production et/ou aux objectifs de production (biomasse sèche, richesse en sucre) (Cassman et al., 2002). Ensuite, l'efficacité d'utilisation de l'urée peut être améliorée en optimisant la synchronisation entre le besoin de la canne à sucre en azote et l'apport de fertilisant. Un "timing" d'apport synchronisé avec le besoin de la plante permettra une bonne compétitivité de celle-ci pour la ressource azotée et ainsi limiter l'immobilisation par la biomasse microbienne. La dose d'apport de fertilisant azoté devrait également être fractionnée afin de s'ajuster aux besoins de la plante à ses différents stades de croissance et ainsi de limiter les pertes d'azote (volatilisation, lixiviation, dénitrification) en minimisant le pool de N disponible dans le sol (Cassman et al., 2002), tout en garantissant les objectifs de rendement (Mariano et al., 2017). Enfin, il semble fondamental de synchroniser les apports avec des épisodes climatiques favorables (pluies modérées) afin de valoriser la dissolution du fertilisant dans le sol (exemple : l'urée) et ainsi en limiter les pertes.

Le $iNRE_{total}$ était corrélé positivement aux jours normalisés à 3 mois dans notre étude. Comme vu précédemment dans ce chapitre (4.3.), les jours normalisés à 3 mois sont également corrélés au gain de rendement et donnent ainsi une indication sur la fourniture en N du sol. Cela signifie qu'une des clés d'amélioration du $iNRE$ est d'abord une meilleure prise en compte de cette fourniture. La Figure 11 permet d'ailleurs d'illustrer que le $iNRE_{total}$ ne doit pas être le seul indicateur de pilotage de la fertilisation, dans l'objectif d'améliorer la productivité des parcelles. En effet, les $iNRE$ les plus importants sont mesurés sur les sites qui ne répondent pas à la fertilisation. Cela signifie que si la fourniture en N par le sol est

importante, l'apport de fertilisant azoté ne permettra pas une augmentation de rendement en comparaison d'une parcelle non fertilisée. En d'autres termes, cette étude montre, dans notre contexte, qu'une fertilisation azotée de la canne à sucre doit permettre de valoriser des parcelles où le potentiel de production est naturellement faible (conditions climatiques défavorables aux stades précoces de croissance et faible fourniture en N par le sol) et ne pourra pas permettre l'augmentation de productivité de parcelles au potentiel élevé. Ces résultats sont en accord avec les conclusions de (Sanches and Otto, 2022) et vont en faveur d'une diminution des doses de fertilisants azotés recommandées dans les zones à fort potentiel de productivité, ce qui pourrait être perçu comme contre-intuitif par les acteurs de la filière, sans risque de perte de rendement et diminuant ainsi les risques de pertes d'azote dans l'environnement (Krupnik et al., 2004).

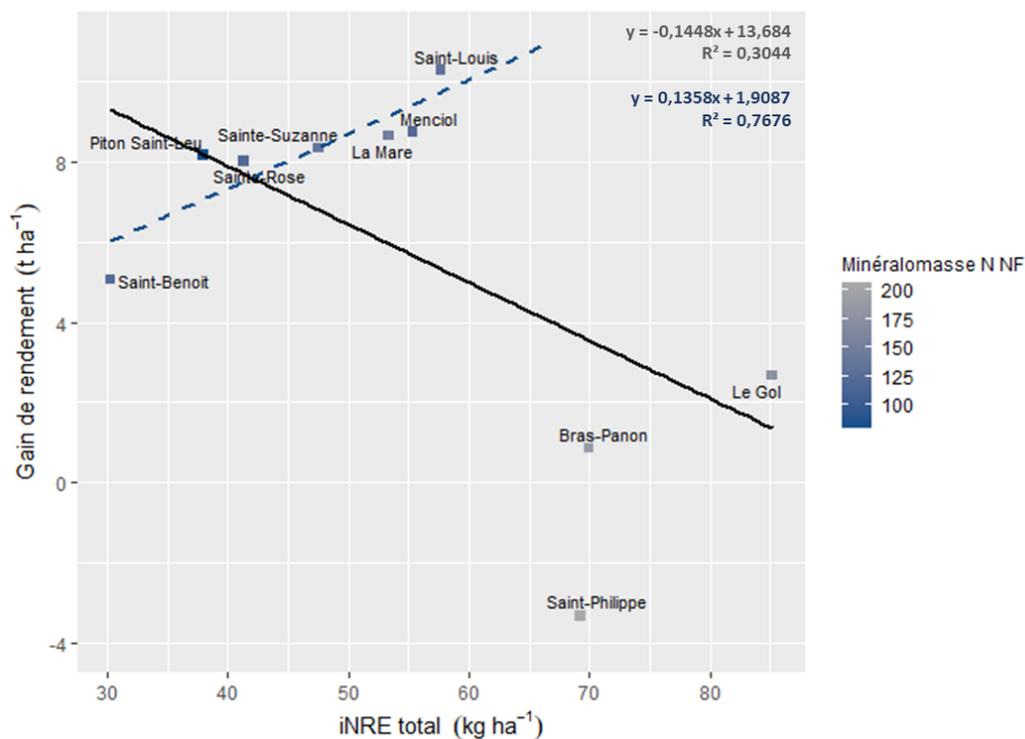


Figure 11 : La réponse de la canne à sucre à la fertilisation impacte la relation entre le gain de rendement et le iNRE

Enfin, Si l'amélioration du NUE est un challenge en régions tropicales humides en raison des pertes importantes causées par lixiviation et volatilisation, il ne faut pas négliger que la première source de N pour la plante reste le sol (Dourado-Neto et al., 2010) et qu'il ne faut ainsi pas négliger un bon approvisionnement en azote du sol (Mengel et al., 2006) par des

amendements organiques par exemple, afin d'améliorer l'efficacité générale d'utilisation de N, quelle que soit la source, à tel point que le potentiel de minéralisation de N par le sol peut être un puissant prédicteur de l'erreur de préconisation de fertilisation basée exclusivement sur le rendement espéré (Mulvaney et al., 2006).

5. Conclusion

Cette étude a permis de mettre en évidence, sur 10 sites de contextes pédoclimatiques différents de La Réunion, la variabilité de résultats de NRE en fonction de l'approche considérée. Sur la base de la biomasse aérienne, le dNRE présentait une gamme de valeurs plus importantes et supérieures aux iNRE. Ces écarts peuvent être expliqués principalement par (i) une surestimation du dNRE par la prise en compte de sources azotées supplémentaires à celle de l'N du fertilisant dont principalement l'N fourni par la minéralisation de la matière organique du sol, (ii) une sous-estimation du iNRE causée par une substitution d'une part du ^{15}N , immobilisé par la biomasse microbienne du sol. L'ajout du compartiment racinaire a permis une plus-value importante du iNRE et démontre l'intérêt d'être considéré pour l'étude du recouvrement de l'N issu du fertilisant dans la canne à sucre.

L'étude du iNRE en cours de cycle a révélé la même dynamique pour les 10 sites étudiés avec une augmentation de l'efficacité jusqu'à 6 mois de pousse puis une diminution systématique de 13% en moyenne entre 6 et 12 mois de pousse. Ces résultats attendus pourraient être le résultat (i) d'une translocation du ^{15}N de la biomasse aérienne vers la biomasse racinaire en cours de cycle de culture, suivie (ii) du turnover racinaire, estimé à $1,7 \text{ an}^{-1}$, qui expliquerait la perte d'une partie du ^{15}N dans le système sol-plante à 12 mois de pousse. Cette approche temporelle souligne donc une nouvelle fois l'importance de la prise en compte du compartiment racinaire, à plusieurs dates du développement de la plante et permet de conclure qu'une estimation du NRE en fin de cycle de culture et sans prise en compte du compartiment racinaire induirait une sous-estimation de celui-ci d'un tiers, en tant que réservoir majeur de l'N dans les repousses de canne à sucre.

Avec un tiers des sites qui n'ont pas répondu à la fertilisation azotée et un gain de rendement moyen de 21 % ($6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$), cette étude a permis de mettre en évidence la variabilité de la réponse de la canne à sucre à la fertilisation et suggère que celle-ci serait plus marquée lorsque la fourniture en N du sol est faible. Le recouvrement du ^{15}N dans le système sol-plante a quant à lui été mesuré à 38 % dans la canne à sucre (compartiments aérien, souches, racinaire) et à 25 % dans le sol (0-30 cm), tandis que 37 % étaient perdus.

Les conditions climatiques, et notamment les températures avec un effet saisonnier très marqué, ont eu un impact fondamental sur la réponse de la canne à sucre à la fertilisation comme sur le iNRE par la stimulation de l'activité microbienne du sol et du dynamisme de la canne à sucre, caractérisé par sa compétitivité face l'immobilisation de la ressource azotée par

les micro-organismes du sol. En revanche, malgré un postulat de départ sur la capacité prédictive des sols, les propriétés physiques, chimiques et minéralogiques pouvant varier très fortement d'un site à l'autre, la variabilité des stocks et des niveaux de disponibilité de N rendent la fourniture en N du sol peu discriminée par ces paramètres.

Les facteurs de contrôle de la réponse de la canne à sucre à la fertilisation indiquent que le raisonnement de la fertilisation azotée devrait dans l'idéal intégrer l'efficacité d'utilisation de l'N par les cultures mais également la fertilité azotée des sols cultivés. La prise en compte de la fourniture en N par le sol pourrait en effet permettre de moduler les doses de fertilisant azoté à apporter, dans l'objectif d'augmenter son efficacité d'utilisation, de valoriser les parcelles de canne à sucre dont le potentiel de production est faible et ainsi de diminuer les risques de pertes d'N dans l'environnement particulièrement problématiques en contexte tropical.

6. Références bibliographiques

- Barth, G., Otto, R., Mira, A.B., Ferraz-Almeida, R., Vitti, A.C., Cantarella, H., Vitti, G.C., 2020. Performance of enhanced efficiency nitrogen fertilizers in green-harvesting sugarcane. *Agrosystems Geosci & Env* 3. <https://doi.org/10.1002/agg2.20015>
- Basanta, M.V., Dourado-Neto, D., Reichardt, K., Bacchi, O.O.S., Oliveira, J.C.M., Trivelin, P.C.O., Timm, L.C., Tominaga, T.T., Correchel, V., Cássaro, F.A.M., Pires, L.F., de Macedo, J.R., 2003. Management effects on nitrogen recovery in a sugarcane crop grown in Brazil. *Geoderma* 116, 235–248. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00103-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00103-4)
- Bastos, A.V.S., Teodoro, J., Teixeira, M.B., da Silva, E., Costa, D., Bernardino, M., 2017. Efeitos da adubação nitrogenada e potássica no crescimento da cultura da cana-de-açúcar segunda soca. *Revista de Ciências Agrárias* 40, 554–566. <https://doi.org/10.19084/RCA17052>
- Beatty, P., Klein, M., Fischer, J., Lewis, I., Muench, D., Good, A., 2016. Understanding Plant Nitrogen Metabolism through Metabolomics and Computational Approaches. *Plants* 5, 39. <https://doi.org/10.3390/plants5040039>
- Bickel, K., Richards, G., Köhl, M., Vianna Rodrigues, R.L., Stahl, G., 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 : Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 3 : Consistent Representation of Lands. IPCC.
- Boddey, R.M., Urquiaga, S., Alves, B.J.R., Reis, V., 2003. Endophytic nitrogen fixation in sugarcane: present knowledge and future applications. *Plant and Soil* 252, 139–149. <https://doi.org/10.1023/A:1024152126541>
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H., 2002. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biogeochem. Cycles* 16, 8-1-8–14. <https://doi.org/10.1029/2000GB001389>
- Cassman, K.G., Dobermann, A.R., Walters, D.T., 2002. Agroecosystems, Nitrogen-use Efficiency, and Nitrogen Management. *Ambio* 31, 132–140.
- Castro, S.G.Q., Franco, H.C.J., 2020. N-Fertilization Adjustment in Sugarcane Crop Cultivated in Intensive Mechanization, in: Cid Rigobelo, E., Pereira Serra, A. (Eds.), *Nitrogen Fixation*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.83445>
- Chambre d’agriculture de l’Aveyron, 2017. Quelle fertilisation azotée optimale en céréale d’hiver et maïs ensilage? *GTI Magazine* 1–9.
- Cheavegatti-Gianotto, A., de Abreu, H.M.C., Arruda, P., Besspalhok Filho, J.C., Burnquist, W.L., Creste, S., di Ciero, L., Ferro, J.A., de Oliveira Figueira, A.V., de Sousa Filgueiras, T., Grossi-de-Sá, M. de F., Guzzo, E.C., Hoffmann, H.P., de Andrade Landell, M.G., Macedo, N., Matsuoka, S., de Castro Reinach, F., Romano, E., da Silva, W.J., de Castro Silva Filho, M., César Ulian, E., 2011. Sugarcane (*Saccharum X officinarum*): A Reference Study for the Regulation of Genetically Modified Cultivars in Brazil. *Trop Plant Biol* 4, 62–89. <https://doi.org/10.1007/s12042-011-9068-3>
- 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. *Sci. agric. (Piracicaba, Braz.)* 75, 255–272. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2016-0459>

COMIFER, 2013. Calcul de la fertilisation azotée - Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales - Cultures annuelles et prairies, COMIFER. ed.

Costa, M.C.G., Vitti, G.C., Cantarella, H., 2003. Volatilização de N-NH₃ de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 27, 631–637.

Courtaillac, N., Baran, R., Olivier, R., Casabianca, H., Ganry, F., 1998. Efficiency of nitrogen fertilizer in the sugarcane-vertical system in Guadeloupe according to growth and ratoon age of the cane. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 9–17.

Dattamudi, S., Wang, J.J., Dodla, S.K., Arceneaux, A., Viator, H.P., 2016. Effect of nitrogen fertilization and residue management practices on ammonia emissions from subtropical sugarcane production. *Atmospheric Environment* 139, 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.035>

Dobermann, A., 2005. Nitrogen Use Efficiency – State of the Art. *Agronomy & Horticulture - Faculty Publications* 316, 17.

Dourado-Neto, D., Powlson, D., Bakar, R.A., Bacchi, O.O.S., Basanta, M.V., Cong, P. thi, Keerthisinghe, G., Ismaili, M., Rahman, S.M., Reichardt, K., Safwat, M.S.A., Sangakkara, R., Timm, L.C., Wang, J.Y., Zagal, E., van Kessel, C., 2010. Multiseason Recoveries of Organic and Inorganic Nitrogen-15 in Tropical Cropping Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 139–152. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0192>

Erisman, J.W., van Grinsven, H., Leip, A., Mosier, A., Bleeker, A., 2010. Nitrogen and biofuels; an overview of the current state of knowledge. *Nutr Cycl Agroecosyst* 86, 211–223. <https://doi.org/10.1007/s10705-009-9285-4>

Fillols, E., Chabalier, P.-F., 2007. Guide de la fertilisation de la canne à sucre à La Réunion. CIRAD, La Réunion.

Fortes, C., Trivelin, P.C.O., Vitti, A.C., Otto, R., Franco, H.C.J., Faroni, C.E., 2013. Stalk and sucrose yield in response to nitrogen fertilization of sugarcane under reduced tillage. *Pesq. agropec. bras.* 48, 88–96. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000100012>

Franco, H.C.J., Otto, R., Faroni, C.E., Vitti, A.C., Almeida de Oliveira, E.C., Trivelin, P.C.O., 2011. Nitrogen in sugarcane derived from fertilizer under Brazilian field conditions. *Field Crops Research* 121, 29–41. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2010.11.011>

Franco, H.C.J., Otto, R., Vitti, A.C., Faroni, C.E., Oliveira, E.C. de A., Fortes, C., Ferreira, D.A., Kölln, O.T., Garside, A.L., Trivelin, P.C.O., 2015. Residual recovery and yield performance of nitrogen fertilizer applied at sugarcane planting. *Sci. agric. (Piracicaba, Braz.)* 72, 528–534. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0170>

Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J., 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience* 53, 341. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:TNC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2)

Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H., Townsend, A.R., Vorosmarty, C.J., 2004. Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry* 70, 153–226. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>

Ghaley, B.B., Jensen, H.H., Christiansen, J.L., 2010. Recovery of nitrogen fertilizer by traditional and improved rice cultivars in the Bhutan Highlands. *Plant and Soil* 332, 233–246. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0288-3>

Gill, R.A., Jackson, R.B., 2000. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. *New Phytologist* 147, 13–31.

Hauck, R.D., Bremner, J.M., 1976. Use of Tracers For Soil And Fertilizer Nitrogen Research. *Advances in Agronomy* 28, 219–266.

Hawkesford, M.J., 2011. An overview of nutrient use efficiency and strategies for crop improvement, in: *Molecular and Physiological Basis of Nutrient Use in Crops*. John Wiley & Sons Chichester, West Sussex, pp. 5–19.

Jenkinson, D.S., Fox, R.H., Rayner, J.H., 2006. Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen: The so-called “priming” effect. *European Journal of Soil Science* 36, 425–444.

Jourdan, C., Silva, E.V., Gonçalves, J.L.M., Ranger, J., Moreira, R.M., Laclau, J.-P., 2008. Fine root production and turnover in Brazilian Eucalyptus plantations under contrasting nitrogen fertilization regimes. *Forest Ecology and Management* 256, 396–404. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.034>

Krupnik, T.J., Six, J., Ladha, J.K., Paine, M.J., van Kessel, C., 2004. An Assessment of Fertilizer Nitrogen Recovery Efficiency by Grain Crops Across Scales, in: *Agriculture and the Nitrogen Cycle, The Scientific Committee Problems of the Environment*. Island Press, Covelo, California, USA, pp. 193–207.

Ladha, J.K., Pathak, H., Krupnik, T.J., Six, J., Kessel, C., 2005. Efficiency of Fertilizer Nitrogen in Cereal Production: Retrospects and Prospects. *advances in Agronomy* 87, 85–156.

Ladha, J.K., Tirol-Padre, A., Reddy, C.K., Cassman, K.G., Verma, S., Powlson, D.S., van Kessel, C., de B. Richter, D., Chakraborty, D., Pathak, H., 2016. Global nitrogen budgets in cereals: A 50-year assessment for maize, rice and wheat production systems. *Sci Rep* 6, 19355. <https://doi.org/10.1038/srep19355>

Lehmann, J., Zech, W., 1998. Fine root turnover of irrigated hedgerow intercropping in Northern Kenya. *Plant and Soil* 198, 19–31. <https://doi.org/10.1023/A:1004293910977>

Lofton, J.J., Tubana, B., 2015. Effect of Nitrogen Rates and Application Time on Sugarcane Yield and Quality. *Journal of Plant Nutrition* 38, 161–176. <https://doi.org/10.1080/01904167.2013.828752>

Loubet, B., Carozzi, M., Voytkov, P., Cohan, J.-P., Trochard, R., Générmon, S., 2018. Evaluation of a new inference method for estimating ammonia volatilisation from multiple agronomic plots. *Biogeosciences* 15, 3439–3460. <https://doi.org/10.5194/bg-15-3439-2018>

Mariano, E., Otto, R., Montezano, Z.F., Cantarella, H., Trivelin, P.C.O., 2017. Soil nitrogen availability indices as predictors of sugarcane nitrogen requirements. *European Journal of Agronomy* 89, 25–37.

Mengel, K., Hütsch, B.W., Kane, Y., 2006. Nitrogen fertiliser rates for cereal crops according to available mineral and organic soil nitrogen. *European Journal of Agronomy* 24, 343–348.

Morris, T.F., Murrell, T.S., Beegle, D.B., Camberato, J.J., Ferguson, R.B., Grove, J., Ketterings, Q., Kyveryga, P.M., Laboski, C.A.M., McGrath, J.M., Meisinger, J.J., Melkonian, J., Moebius-Clune, B.N., Nafziger, E.D., Osmond, D., Sawyer, J.E., Scharf, P.C., Smith, W., Spargo, J.T., Es, H.M., Yang, H., 2018. Strengths and Limitations of Nitrogen Rate Recommendations for Corn and Opportunities for Improvement. *Agronomy Journal* 110, 1–37. <https://doi.org/10.2134/agronj2017.02.0112>

Mulvaney, R.L., Khan, S.A., Ellsworth, T.R., 2006. Need for a Soil-Based Approach in Managing Nitrogen Fertilizers for Profitable Corn Production. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 172–182. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0034>

Ng Kee Kwong, K.F., Deville, J., 1994. The course of fertilizer nitrogen uptake by rainfed sugarcane in Mauritius. *The Journal of Agricultural Science* 122, 385–391.

Omar, S., Abd Ghani, R., Khaeim, H., Sghaier, A.H., Jolánkai, M., 2022. The effect of nitrogen fertilisation on yield and quality of maize (*Zea mays* L.). *AAlim* 51, 249–258. <https://doi.org/10.1556/066.2022.00022>

Omara, P., Aula, L., Oyebiyi, F., Raun, W.R., 2019. World Cereal Nitrogen Use Efficiency Trends: Review and Current Knowledge. *Agrosystems Geosci & Env* 2, 1–8. <https://doi.org/10.2134/age2018.10.0045>

Otto, R., Castro, S.A.Q., Mariano, E., Castro, S.G.Q., Franco, H.C.J., Trivelin, P.C.O., 2016. Nitrogen Use Efficiency for Sugarcane-Biofuel Production: What Is Next? *Bioenerg. Res.* 9, 1272–1289. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9763-x>

Otto, R., Mariano, E., Mulvaney, R.L., Khan, S.A., Boschiero, B.N., Tenelli, S., Trivelin, P.C.O., 2019. Effect of previous soil management on sugarcane response to nitrogen fertilization. *Sci. agric. (Piracicaba, Braz.)* 76, 72–81. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2017-0147>

Otto, R., Mulvaney, R.L., Khan, S.A., Trivelin, P.C.O., 2013. Quantifying soil nitrogen mineralization to improve fertilizer nitrogen management of sugarcane. *Biol Fertil Soils* 49, 893–904. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0787-5>

Otto, R., Souza-Netto, G.J.M. de, Ferraz-Almeida, R., Altarugio, L.M., Favarin, J.L., 2020. Multisite response of sugarcane to nitrogen rates and split application under Brazilian field conditions. *Agronomy Journal* 113, 419–435. <https://doi.org/10.1002/agj2.20461>

Pagès, B., Dubois, B., Leveau, V., Piraux, F., 2015. Fertilisation N du blé tendre : Quel compromis technico-économique ? Presented at the Comifer-Gemas, pp. 1–9.

Poultney, D.M.-N., 2021. The Effect of organic fertiliser application on the nitrogen biogeochemical cycle of sugarcane crops in Réunion Island. Université de la Réunion, La Réunion.

Poultney, D.M.-N., Christina, M., Versini, A., 2020. Optimising non-destructive sampling methods to study nitrogen use efficiency throughout the growth-cycle of giant C4 crops. *Plant Soil* 453, 597–613. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04611-3>

Pouzet, D., Letourmy, P., Legier, P., 2003. Evaluation de la fertilité des sols réunionnais cultivés, à partir des conseils en fertilisation de canne à sucre, Agritrop. CIRAD, Montpellier.

Pouzet, D., Letourmy, P., Velle, A., Martiné, J.F., 2004. Evaluation du modèle de croissance de la canne à sucre MOSICAS à partir d'exploitations réunionnaises. CIRAD.

Ramos, M., Todoroff, P., Versini, A., Bravin, M., Thuriès, L., Albrecht, A., in prep. Volcanic tropical soils are discriminated by an unsupervised vis-near spectroscopy approach. CATENA - Soumission.

Raunet, M., 1991. Le milieu physique et les sols de l'île de la Réunion, Cirad. ed.

Robinson, N., Brackin, R., Vinall, K., Soper, F., Holst, J., Gamage, H., Paungfoo-Lonhienne, C., Rennenberg, H., Lakshmanan, P., Schmidt, S., 2011. Nitrate Paradigm Does Not Hold Up for Sugarcane. PLoS ONE 6, e19045. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019045>

Robinson, N., Vogt, J., Lakshmanan, P., Schmidt, S., 2013. Nitrogen Physiology of Sugarcane, in: Sugarcane: Physiology, Biochemistry and Functional Biology. Moore PH & Botha FC, New York, pp. 169–196.

Rossetto, R., Dias, F.L.F., Landell, M.G.A., Cantarella, H., Tavares, S., Vitti, A.C., Perecin, D., 2010. N and K fertilisation of sugarcane ratoons harvested without burning. Proc. Int. Soc. Sugar Cane Technol. 27, 8.

Sanches, G.M., Otto, R., 2022. A novel approach for determining nitrogen requirement based on a new agronomic principle—sugarcane as a crop model. Plant Soil 472, 29–43. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05263-7>

Schindler, F.V., Knighton, R.E., 1999. Fate of fertilizer nitrogen applied to corn as estimated by the isotopic and difference methods. Soil Science Society of America Journal 63, 1734–1740.

Schroeder, B.L., Hurney, A.P., Allsopp, P.G., 2010. Concepts and value of the nitrogen guidelines contained in the Australian sugar industry's "Six Easy Steps" nutrient management program. Proc. Int. Soc. Sugar Technol. 27, 13.

Six, J., Feller, C., Deneff, K., Ogle, S.M., de Moraes, J.C., Albrecht, A., 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. Agronomie 22, 755–775. <https://doi.org/10.1051/agro:2002043>

Smil, V., 1999. Nitrogen in crop production: An account of global flows. Global Biogeochem. Cycles 13, 647–662. <https://doi.org/10.1029/1999GB900015>

Smith, D.M., Inman-Bamber, N.G., Thorburn, P.J., 2005. Growth and function of the sugarcane root system. Field Crops Research 92, 169–183. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2005.01.017>

Thorburn, P.J., Biggs, J.S., Palmer, J., Meier, E.A., Verburg, K., Skocaj, D.M., 2017. Prioritizing Crop Management to Increase Nitrogen Use Efficiency in Australian Sugarcane Crops. Front. Plant Sci. 8, 1504. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01504>

Thorburn, P.J., Biggs, J.S., Webster, A.J., Biggs, I.M., 2011. An improved way to determine nitrogen fertilizer requirements of sugarcane crops to meet global environmental challenges. Plant Soil 339, 51–67. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0406-2>

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418, 671–677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>

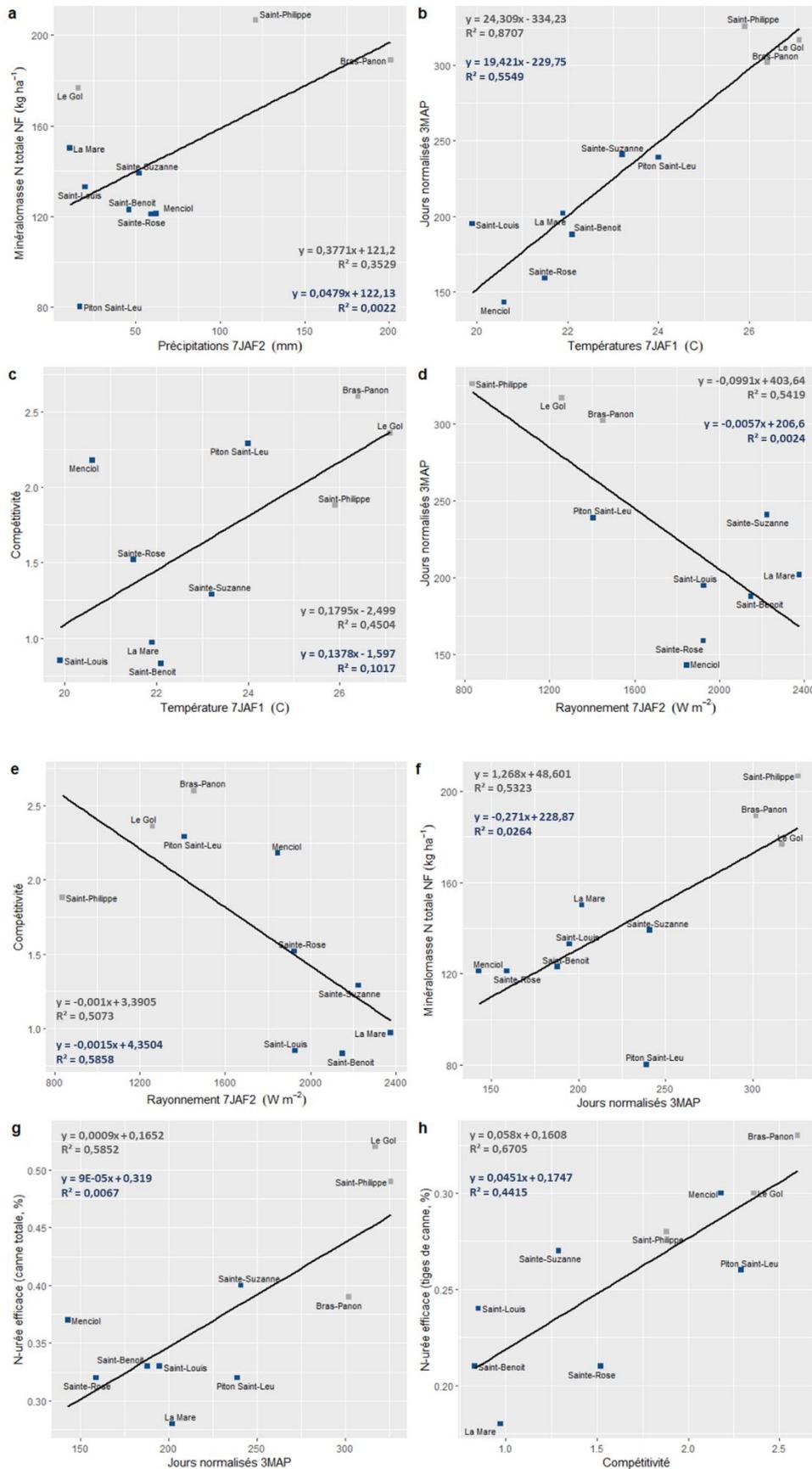
Turner, D.A., Edis, R., Chen, D., Freney, J., Denmead, O.T., 2012. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizers applied to cereals in two cropping areas of southern Australia. Nutrient Cycling in Agroecosystems 93, 113–126. <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9504-2>

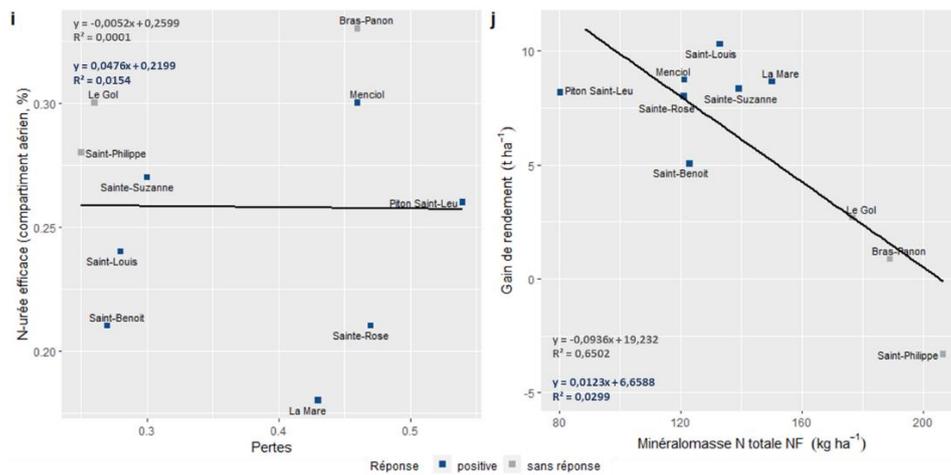
Versini, A., Poultney, D., Bachir, H., Février, A., Paillat, J., 2020. Effect of Nitrogen Fertilisation on Sugarcane Root Development and Nitrogen Accumulation in Ratoon Crops of Reunion Island. *Sugar Tech* 22, 1110–1121. <https://doi.org/10.1007/s12355-020-00863-6>

Versini, A., Zeller, B., Derrien, D., Mazoumbou, J.-C., Mareschal, L., Saint-André, L., Ranger, J., Laclau, J.-P., 2014. The role of harvest residues to sustain tree growth and soil nitrogen stocks in a tropical Eucalyptus plantation. *Plant Soil* 376, 245–260. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1963-y>

Vieira-Megda, M.X., Mariano, E., Leite, J.M., Franco, H.C.J., Vitti, A.C., Megda, M.M., Khan, S.A., Mulvaney, R.L., Trivelin, P.C.O., 2015. Contribution of fertilizer nitrogen to the total nitrogen extracted by sugarcane under Brazilian field conditions. *Nutr Cycl Agroecosyst* 101, 241–257. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9676-7>

7. Annexes





Annexe 1 : Régressions linéaires de l'ensemble des corrélations significatives de l'analyse des facteurs de contrôle de la réponse de la canne à sucre à la fertilisation et du iNRE : Précipitations 7JAF2 en fonction de la minéralomasse totale de N en modalité « NF » (a) ; Températures 7JAF1 en fonction des jours normalisés 3MAP (b) ; Températures 7JAF1 en fonction de la compétitivité de la canne à sucre pour la ressource N (c) ; Rayonnement 7JAF2 en fonction des jours normalisés 3MAP (d) ; Rayonnement 7JAF2 en fonction de la compétitivité de la canne à sucre pour la ressource N (e) ; Jours normalisés 3MAP en fonction de la minéralomasse totale de N en modalité « NF » (f) ; Jours normalisés 3MAP en fonction de l'azote issu de l'urée efficace sur les compartiments aérien et souterrains de la canne à sucre (g) ; Compétitivité de la canne à sucre pour la ressource N en fonction de l'azote issu de l'urée efficace, sur le compartiment aérien de la canne à sucre (h) ; Pertes d'azote ¹⁵N en fonction de l'azote issu de l'urée efficace, sur le compartiment aérien de la canne à sucre (i) ; Minéralomasse totale de N en modalité « NF » en fonction du gain de rendement (j). La régression noire représente les 10 sites.

Chapitre IV : Proposition de mise à jour des préconisations de fertilisation azotée de la canne à sucre sur le modèle du bilan azoté

L'objectif de ce chapitre est de lier les acquisitions scientifiques de cette thèse à l'objectif opérationnel attendu par l'entreprise eRcane et l'ensemble de la filière canne à sucre de La Réunion. Le format simple de ce chapitre a pour but de présenter la démarche d'intégration des données scientifiques, acquises dans cette thèse et obtenues grâce aux compétences sollicitées auprès des différents partenaires de travail, dans une équation de calcul de dose de fertilisant azoté basée sur le modèle du bilan prévisionnel azoté appliqué aux échantillons de sols du chapitre II.

Les personnes impliquées ainsi que leurs contributions respectives à ce chapitre de thèse sont listées ci-dessous. **Marion Ramos** a participé à l'intégration des données dans le bilan azoté, a participé aux prélèvements de sols pour les mesures de masse volumique et pierrosité et a effectué l'analyse et la rédaction du chapitre. **Antoine Versini** a conceptualisé l'adaptation du bilan azoté sous les conditions réunionnaises de production de la canne à sucre, a traité les échantillons de sols pour le calcul des masses volumique et pierrosité et a participé à l'analyse et la rédaction du chapitre. **Cécile Nobile** a participé à la conceptualisation de l'adaptation du bilan azoté sous les conditions réunionnaises de production de canne à sucre. **Laurent Thuriès** a participé à la rédaction du chapitre. **Carol Tanner** a analysé les données d'efficacité d'utilisation de l'azote issu du mulch de canne à sucre dans le cadre d'un stage universitaire co-encadré par **Emmanuel Frossard**. **Pierre Villefourceix-Gimenez** a participé à la centralisation des données nécessaires pour la création de « cartes de postes du bilan » dans le cadre de son VSC. **Mickaël Mézino** a permis l'accès aux données météorologiques nécessaires au calcul de la fourniture en N par le sol. **Didier Baret** et **Jules Philippe Nirlo** ont réalisé le prélèvement des sols pour les mesures de masse volumique et de pierrosité. **Maëva Bruneau-Miralles** et **Emmanuel Legendre** (ARP) ont partagé des données de minéralomasse d'azote sous prairie.

1. Adaptation de la méthode du bilan azoté à la culture de canne à sucre

A partir des trois axes de revisite explorés dans cette thèse, plusieurs choix s'offrent à nous pour mettre à jour l'outil d'aide à la fertilisation Serdaf. La première possibilité est d'intégrer les revisites menées dans le module « Azote » de Serdaf en suivant son formalisme actuel. Cela implique, pour le calcul de la dose de fertilisant azoté, de recalculer une fourniture en N par type de sol selon la typologie fondée sur la signature spectrale VNIR des sols, développée dans le Chapitre II. Dans cette option, l'efficacité d'utilisation de l'azote issu du fertilisant ne peut pas être revisitée car l'outil repose sur le principe d'une dose ajustable de fertilisant (courbe dose ~ rendement suivant une loi moins que proportionnelle ; Fillols et Chabalier, (2007)).

La deuxième possibilité est d'adapter le formalisme du bilan prévisionnel de l'azote à la culture de la canne à sucre, en se basant sur celui qui est adopté largement au niveau français (métropole) émanant du Comifer (Comité Français d'Étude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée). C'est cette option que nous explorons dans ce chapitre car elle offre la possibilité (i) de moduler la valeur de Km et donc la fourniture en N du sol pour chaque échantillon, (ii) d'inclure une efficacité d'utilisation de N-fertilisant en fonction du rendement et (iii) d'adopter un formalisme de raisonnement de la fertilisation azotée commun à plusieurs territoires.

Les postes du bilan prévisionnel à considérer pour la culture de la canne à sucre, hors année de plantation sont les entrées d'azote dans le système sol-plante :

- Mh : la minéralisation nette de l'humus du sol ;
- Mr : la minéralisation nette des résidus de récolte ;
- Rem : la remobilisation de l'azote du compartiment racinaire entre chaque récolte ;
- A : les apports atmosphériques ;
- X : l'apport d'azote par un engrais minéral de synthèse ;
- Xa : l'apport d'azote efficace d'une matière organique fertilisante (Mafor).

Ainsi que les sorties d'azote du système sol-plante :

- Pf : la quantité d'azote prélevée par la culture à la « fermeture » du bilan ;

- Ix : l'organisation de l'azote minéral par voie microbienne (« immobilisation ») aux dépens de celui issu d'un engrais de synthèse ou de la fraction minérale d'une Mafor ;
- Gs : les pertes du sol par voie gazeuse (dénitrification pour l'essentiel) ;
- Gx : les pertes par voie gazeuse (volatilisation, dénitrification) aux dépens de l'engrais minéral et de la fraction minérale d'une Mafor ;
- L : les pertes par lixiviation des nitrates.

Il est particulièrement difficile d'estimer les pertes d'azote issues du fertilisant du système sol-plante, *a fortiori* en contexte tropical. Etant donné le peu de connaissances et de références disponibles pour ces postes (Ix, Gs, Gx et L), nous nous sommes basés sur l'estimation de l'efficacité d'utilisation de l'azote (NUE), qui les intègre.

L'écriture simplifiée du bilan prévisionnel de l'azote pour la culture de la canne à sucre, où les sorties d'azote du système sol-plante doivent être égales aux entrées, peut ainsi s'écrire comme suit :

$$Pf = Mh + Mr + A + Rem + X * NUE + Xa$$

On peut alors en déduire la quantité de N à apporter à la culture sous forme d'engrais ou de Mafor :

$$X + Xa = \frac{Pf - Mh - Mr - A - Rem}{NUE}$$

Les calculs de dose de fertilisant à apporter à la culture ont été réalisés dans ce chapitre uniquement pour un apport minéral (X). Il est à noter que l'acquisition de références de l'efficacité d'utilisation de l'azote issu de Mafor est explorée dans le projet TERO piloté par eRcane depuis 2014. Ces références permettront à terme de proposer dans l'outil Serdaf une fertilisation organique ou mixte (X et/ou Xa).

2. Estimation de la fourniture du sol

Une estimation plus précise de la fourniture de l'azote par le sol à La Réunion améliorera la justesse des préconisations de fertilisation. Pour ce faire, on peut (i) mobiliser l'acquisition des références de minéralisation de l'azote organique du sol acquises dans le cadre de cette thèse, (ii) considérer certaines propriétés physiques des sols issus d'autres travaux, et (iii)

prendre en compte l'influence du climat. Le calcul de la fourniture azotée issue de la minéralisation de l'humus (Mh), en kgNmin.ha^{-1} , repose sur le produit du stock d'azote du sol, du taux de minéralisation et du nombre de jours normalisés :

$$Mh = [[N] * 30 * MVtf * (1 - PV)] * Km * JN$$

Où $[N]$ est la teneur en N total du sol (en g.kg^{-1}), 30 (en cm) représente la profondeur d'échantillonnage, $MVtf$ représente la masse volumique de terre fine du sol (en g.cm^{-3}), PV la pierrosité volumique des éléments grossiers du sol de taille supérieure à 2 mm (en $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$) (Levenez, 2021). $MVtf$ et PV ont été estimés à partir de mesures réalisées sur 60 sites à La Réunion. Cette première partie de l'équation correspond au calcul du stock d'azote du sol. Km correspond au taux de minéralisation de N du sol ($\text{kgN.tN}^{-1}.\text{JN}^{-1}$) et JN au nombre de jours normalisés.

Les jours normalisés ont été calculés à un pas de temps journalier à partir d'une fonction $f(T)$ basée sur la température journalière moyenne ($Temp$) et d'une fonction d'humidité du sol $g(H)$ dépendant du taux de « remplissage » de la réserve utile du sol ($RU\%$) (Mary et al., 1999) :

$$JN = f(T) * g(H)$$

où

$$f(T) = e^{(0,115 * (Temp - 15))}$$

$$g(H) = 0.2 + 0.8 \times RU \%$$

Les stocks de N ne présentaient pas de différence statistique entre les sols (seuil de significativité de 5 %) alors que les postes les constituant présentaient des variations individuelles importantes (Figure 1). La teneur en azote des sols andiques, est nettement supérieure à celle des sols non andiques, alors que les stocks des premiers n'est pas statistiquement supérieur à celui des sols non andiques. En effet, la masse volumique de terre fine des sols andiques est inférieure à celle des sols non andiques ($0,6 \pm 0,3 \text{ g.cm}^{-3}$ contre $1 \pm 0,2 \text{ g.cm}^{-3}$), et leur pierrosité volumique moyenne plus élevée ($22 \pm 15 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ contre $12 \pm 12 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$). En outre, la forte variabilité des stocks de N ($7,2 \pm 4,4 \text{ t.ha}^{-1}$ pour les sols andiques et $5,3 \pm 1,8 \text{ t.ha}^{-1}$ pour les sols non andiques) ne permet pas de conclure significativement les différences observées.

Une légère différence de Mh est observée entre type de sols, avec une valeur moyenne de $117 \pm 61 \text{ kgNmin.ha}^{-1}$ pour les sols andiques contre $169 \pm 89 \text{ kgNmin.ha}^{-1}$ pour les sols non andiques. Cette différence est imputable aux différences de valeur de Km entre ces sols. La fourniture du sol apparait fortement variable au sein de chaque type de sol, ce qui milite pour une estimation site par site de ce poste intégrant certes les propriétés des sols (masse volumique et pierrosité volumique) mais également le climat (via les JN) et les pratiques des planteurs (via la teneur en N organique).

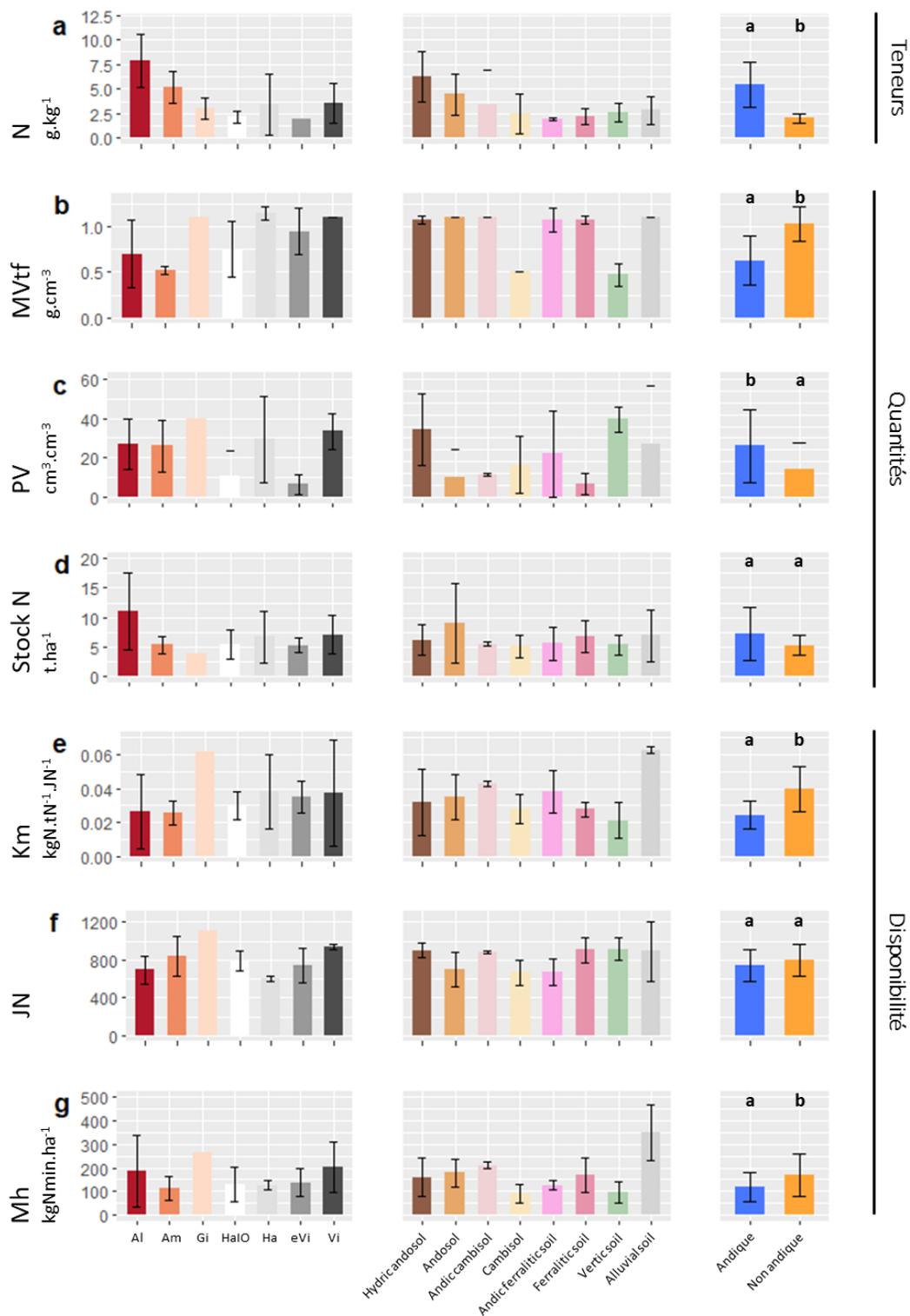


Figure 1 : Estimation des postes de la fourniture en azote par le sol selon l'écriture du bilan azoté pour les 40 sols incubés

La confrontation de la composante Mh et de la minéralomasse d'azote de cultures non fertilisées en azote (Figure 2) permet de vérifier que l'estimation de Mh est satisfaisante. Cette vérification a été réalisée à partir du réseau de 10 sites étudiés dans cette thèse (cf. Chapitre III) et d'essais menés sur canne à sucre et prairies (Versini et al., 2023). Pour ces essais ne provenant pas de la thèse, les minéralomasses d'azote en conditions non fertilisées étaient connues et les valeurs de Km ont été estimées en référence aux valeurs des Km de cette thèse (cf. Chapitre II), par proximité spatiale et type de sol. Les valeurs de Mh estimées sont concordantes avec les minéralomasses N mesurées pour les sols andiques, et supérieures aux minéralomasses N mesurées pour les sols non andiques (Figure 2a). Cet écart observé entre les deux variables pour les sols non andiques pourrait être causé par l'incapacité de la culture à prélever l'intégralité de l'azote disponible ou par un facteur limitant la croissance de la canne à sucre dans ces sols.

Cet écart pourrait également venir d'une surestimation de la minéralisation pour les sols non andiques lié au remaniement des sols en incubation. En effet, malgré l'absence de séchage et de tamisage inférieur à 4 mm ainsi que le soin apporté au conditionnement des microcosmes de sols en tentant d'imposer une densité apparente similaire à celle mesurée sur le terrain (cf. Chapitre II), la densité apparente obtenue pour les sols non andiques variait de 0,67 à 1 g.cm⁻³ pour des densités apparentes au champ variant de 1,1 à 1,4 g.cm⁻³. Ce tassement moins important des sols a pu améliorer la circulation de l'eau et de l'air dans les échantillons incubés et ainsi augmenter l'activité biologique au regard des conditions au champ. Kan et al. (2022) indiquent en effet que le remaniement des sols argileux peut causer une surestimation du Km de 160 %. A titre exploratoire, un facteur de correction de 1,6 des valeurs de Km (Figure 2b) réaligne les valeurs de Mh avec les minéralomasses de N mesurées. Sans confirmation expérimentale de ce biais potentiel, ce facteur correctif n'est cependant pas appliqué dans la suite de ce chapitre.

Malgré des valeurs de Km plus faibles sous prairies (cf. Chapitre II) et des climats moins propices à la minéralisation (pastoralisme au-delà de 800 m d'altitude à La Réunion), la fourniture en N par le sol est nettement plus élevée dans ces sols (253 ± 108 kgNmin.ha⁻¹ sous prairies contre 100 ± 34 kgNmin.ha⁻¹ sous canne à sucre) (Figure 2), en raison d'un stock de N bien plus important sous prairies (Guo and Gifford, 2002).

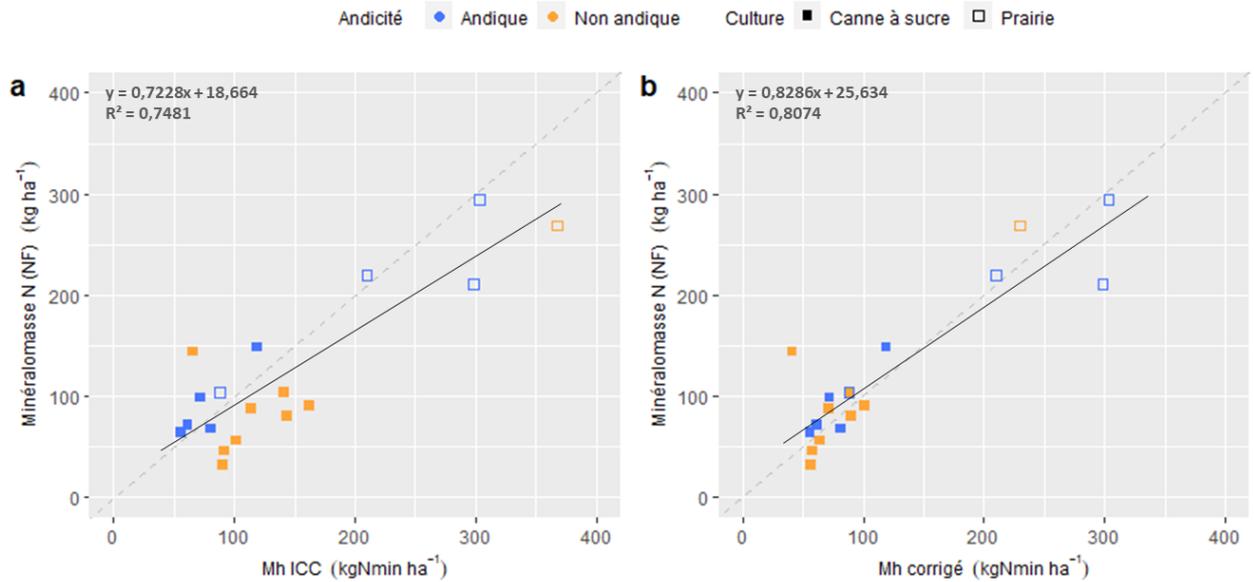


Figure 2 : Comparaison de la fourniture en N des sols à partir des Km mesurés et de la minéralomasse d'azote accumulée dans des cultures non fertilisées en azote sans correction (a) ou avec correction d'un biais potentiel (valeur testée selon Kan et al.(2022) pour les sols non andiques (b)

Pour rappel, le calcul du poste Mh proposé dans Serdaf (Mh Serdaf) repose également, par classe de sol, sur le stock d'azote du sol, sur l'influence du climat ainsi que sur un coefficient de minéralisation de l'azote du sol (cf. Introduction générale). Cependant l'estimation de la fourniture du sol en N de Serdaf est peu fiable pour plusieurs raisons. La première est qu'elle repose sur des valeurs moyennes de densité apparente et de coefficient de minéralisation de N, en fonction du type de sol défini selon la typologie de Pouzet et al. (2003) dont on a fourni une alternative (cf. Chapitre I). Ensuite, la pierrosité, qui varie fortement entre les sols, n'est pas prise en compte dans le calcul du stock d'azote organique. Les stocks d'azote des sols pourraient ainsi être surestimés de 50 % (Poeplau et al., 2017). Troisièmement, les coefficients de minéralisation considérés (de 1,4 à 1,8) ne sont pas issus de références expérimentales locales et ne reflètent pas la minéralogie des sols. Enfin, le coefficient climatique, défini selon une loi de Q10 (Mundim et al., 2020), est modulable en cinq classes d'altitude seulement ce qui est très peu précis au regard de l'apport des jours normalisés utilisés dans l'équation du bilan azoté.

Ainsi les valeurs de Mh Serdaf pour les 40 sols étudiés étaient en moyenne de 179 ± 98 kgNmin.ha⁻¹ pour les sols andiques et de 102 ± 37 kgNmin.ha⁻¹ pour les sols non andiques. La gamme de ces valeurs est similaire à celle obtenue en suivant le formalisme Comifer (Mh

ICC), qui s'étend de 55 à 280 kgNmin.ha⁻¹, sans prendre en compte les deux valeurs extrêmes (Figure 3). Pourtant lorsque ces valeurs sont comparées par type de sol, les résultats sont opposés et montrent que les Mh Serdaf sont 1,5 fois supérieures en moyennes aux Mh ICC pour les sols andiques, et 1,7 fois plus faibles en moyenne pour les sols non-andiques. Les fournitures en azote par le sol obtenus dans ce chapitre sont cependant cohérents avec les incubations réalisées par Checkouri (1990), précédant la construction de l'outil Serdaf, qui avait établi que « le coefficient de minéralisation annuel de la matière organique des andosols était faible, de l'ordre de 0,6 %, c'est-à-dire deux fois plus faible que celui des sols ferrallitiques du littoral nord de l'île ».

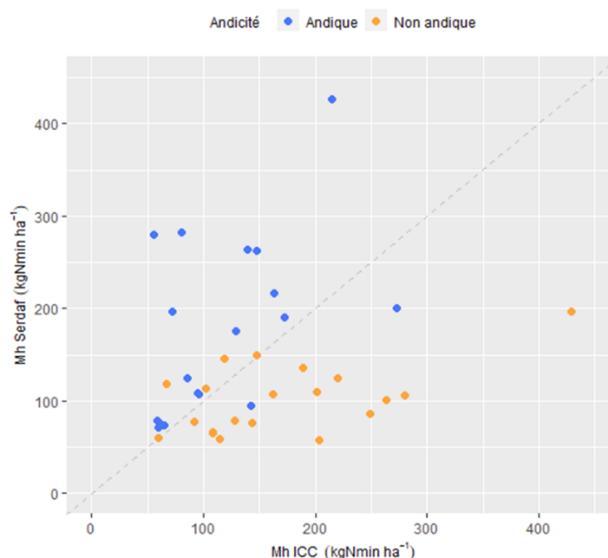


Figure 3 : Comparaison de la fourniture en azote par le sol selon Serdaf et l'écriture du bilan azoté pour les 40 sols incubés

3. Estimation de l'efficacité d'utilisation de l'engrais

L'écriture du bilan azoté de la canne à sucre permet également une meilleure prise en compte du NUE par rapport au calcul de doses fertilisantes proposé par l'outil Serdaf. Le NUE a pu être estimé à partir des données du Chapitre III par l'équation de la droite de la relation entre les rendements de canne à sucre des modalités fertilisées, référence de productivité pour les planteurs, et le iNRE. Les biomasses aériennes mesurées dans le Chapitre III en matière fraîche (MF) ont été converties en rendement de MF de tiges usinables, expression du rendement de référence, grâce à un facteur multiplicatif de 0,8 (Fillols and Chabalier, 2007). La variable du iNRE_{total} (somme des iNRE des compartiments

aérien, souches et racinaire) a été choisie car, selon les résultats du Chapitre III, c'est celle qui se rapproche le plus de l'efficacité maximale calculée ($iNRE_{aérien}$ à 6 mois de croissance, dont la biomasse aérienne a été estimée à partir des simulations du modèle de croissance Mosaic), malgré des pertes de N en cours de cycle. Cette relation intègre 8 des 10 sites étudiés (Figure 4). Les deux échantillons outliers sont considérés comme des cas particuliers, qui pourraient provenir de la variété, de forte production et de faible efficacité.



Figure 4 : Droite de régression de l' $iNRE_{total}$ en fonction du rendement aérien de la canne à sucre exprimé en matière sèche, à partir des 10 sites étudiés et de 2 sites d'étude supplémentaires (Soere-Pro et Salsa)

Cette courbe de réponse a permis d'estimer la valeur de NUE pour trois rendements potentiels qui serviront de référence pour la suite du chapitre : 70, 100 et 130 tMF.ha⁻¹ de tiges usinables de canne à sucre. Les NUE correspondants sont de 33, 41 et 49 %.

4. Calcul de la dose azotée (X)

4.1. Estimation des autres postes

Afin de parvenir au calcul de la dose azotée (X), la quantité d'azote absorbée par la biomasse totale de la culture (Pf), la remobilisation de l'azote issu des racines de l'année de culture précédente pour la biomasse aérienne (Rem), la minéralisation nette des résidus de culture (Mr) ainsi que les apports atmosphériques (A) sont à renseigner.

Les besoins de la culture (Pf en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$) sont estimés à partir d'une courbe de dilution en azote obtenue en conditions non limitantes et du rendement de biomasse aérienne. Un barème fixe de $50 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ correspondant à la minéralomasse d'N moyenne mesurée pour le compartiment racinaire est intégré à cette équation ce qui se traduit dans l'équation suivante :

$$Pf = (0,0014 * rdt^2 - 0,2212 * rdt + 11,675) * rdt + \text{Minéralomasse N racinaire}$$

Ainsi, les Pf attribués aux rendements de 70, 100 et $130 \text{ tMF}\cdot\text{ha}^{-1}$ de tiges usinables sont de 229, 251 et $266 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Rem a été estimée à 30 % de l'azote des racines du cycle de croissance précédant par une expérimentation sous serre (Chevalier et al., 2023), soit $15 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ en moyenne dans cette étude.

Mr , en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$, se réfère au type de coupe (coupeuse peï, cannes tronçonnées ou coupe manuelle) pour déterminer la quantité et la teneur en N des résidus de culture, comme suit :

$$Mr = rdt * \text{Résidus} * [N] * NUE$$

Où rdt ($\text{tMF}\cdot\text{ha}^{-1}$ de tiges usinables) correspond au rendement potentiel défini par zones pour Serdaf ou espéré par le planteur, $Résidus$ (%) correspond à la quantité de matière sèche (MS) de résidus attendus (« paille de canne ») selon un mode de coupe donné, $[N]$ ($\text{kg}\cdot\text{t}^{-1}$) correspond à la teneur en N attendue dans les résidus de culture, en fonction d'un mode de coupe donné et NUE correspond à l'efficacité d'utilisation de l'azote issu des résidus de culture par la canne à sucre. Afin d'estimer ce dernier paramètre, cette étude s'appuie sur les travaux de stage de Carol Tanner (Tanner, 2021) sur le devenir de l'azote ^{15}N du mulch de canne à sucre, réalisé sur le réseau d'essai des 10 sites (cf. Chapitre III). La Figure 5, issue de

ses résultats, montre un recouvrement de l'azote du mulch de 7 % en moyenne, principalement dans les biomasses aérienne et racinaire.

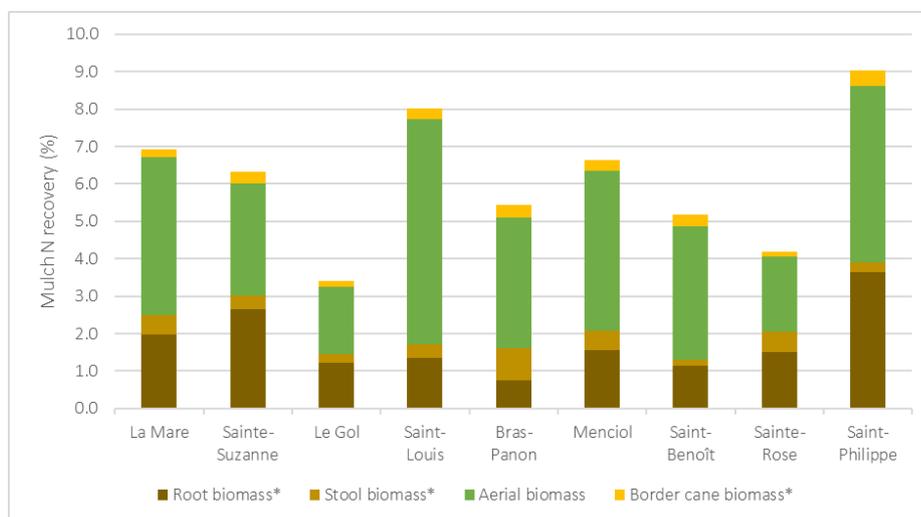


Figure 5 : Recouvrement de l'azote ^{15}N issu du mulch de canne à sucre dans les différents compartiments de la plante, sur les 10 sites d'étude du NUE, l'année n+1 de fertilisation (Tanner, 2021)

Pour cette étude, une restitution moyenne de résidus de $7 \text{ tMS} \cdot \text{ha}^{-1}$ a été estimée pour un rendement de $100 \text{ tMF} \cdot \text{ha}^{-1}$ de tiges usinables, pour une teneur en N des résidus de $6,9 \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$. Ainsi, le poste Mr a été estimé à $2,4$, $3,4$ et $4,4 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ pour les rendements de 70 , 100 et $130 \text{ tMF} \cdot \text{ha}^{-1}$ de tiges usinables respectivement.

Enfin, les apports atmosphériques A sont difficiles à estimer car il existe peu de références sur ce poste à La Réunion. Les seuls travaux qui ont été menés à ce sujet à La Réunion sont ceux de la thèse de Daniel Poultney sur l'essai du Soere-PRO (Poultney, 2021) qui ont permis d'estimer ces apports à $15 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$. Cette valeur est appliquée sur l'ensemble des sites.

4.2. Comparaison des doses fertilisantes apportées selon Serdaf ou la méthode du bilan azoté

Les différences de calcul de la dose fertilisante X entre Serdaf et le bilan azoté affectent grandement les préconisations de fertilisation (Figure 6). Pour un rendement visé de 100 tMF.ha⁻¹ de tiges usinables, le calcul de Serdaf préconise un apport d'azote de 92 à 192 kg.ha⁻¹ alors que la gamme des valeurs selon le calcul du bilan azoté, de 0 à 395 kg.ha⁻¹, est grandement élargie. De plus, la fertilisation diffère en fonction du type de sol de manière inverse pour des doses issues du calcul de Serdaf et du bilan azoté, même si la différence statistique n'est valable que pour les doses Serdaf (Figures 6b et 6c). Ces résultats vont dans le sens des valeurs du poste Mh étant donné que les autres postes varient seulement en fonction du rendement.

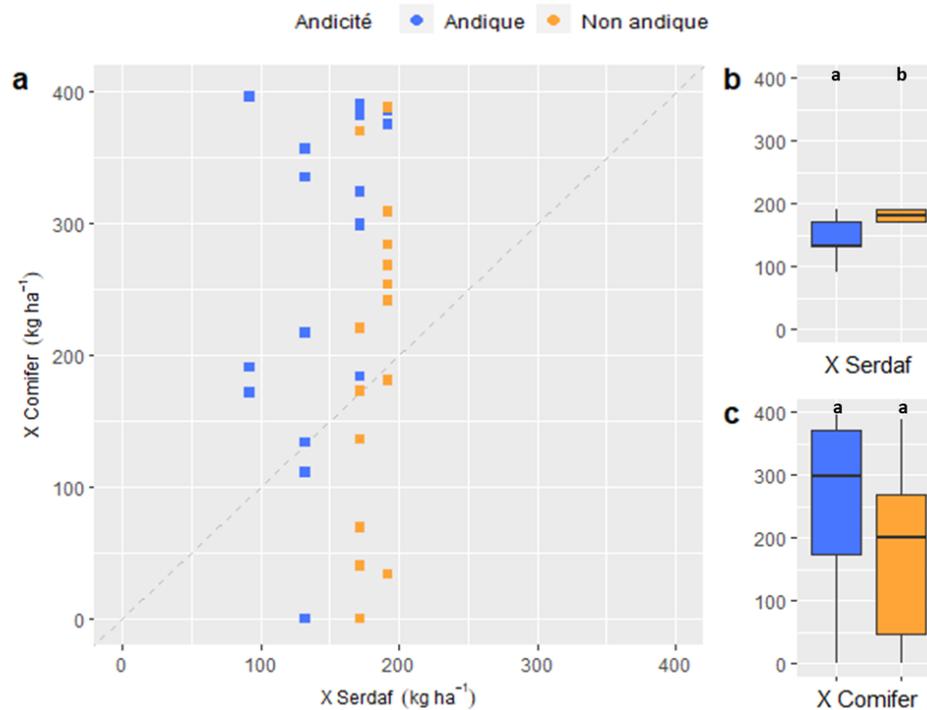


Figure 6 : Comparaison des préconisations de doses de fertilisant chimique à apporter à la canne à sucre pour un rendement de 100 tMF.ha⁻¹ de tiges usinables selon les calculs de Serdaf et méthode du bilan azoté (Comifer) (a) et résultats du test de Tukey pour les doses Serdaf (b) et Comifer (c)

Lorsque les différents rendements potentiels sont considérés, les doses X calculées selon le bilan azoté sont contrebalancées par un meilleur NUE, ce qui se traduit par des doses

moyennes peu variables en fonction du rendement (Figure 7). Globalement, quelle que soit la typologie considérée, les variations très importantes de doses recommandées pour chaque type de sol milite pour un calcul de doses fertilisantes site par site, basé sur une estimation fine des postes du calcul de la fourniture en azote par le sol.

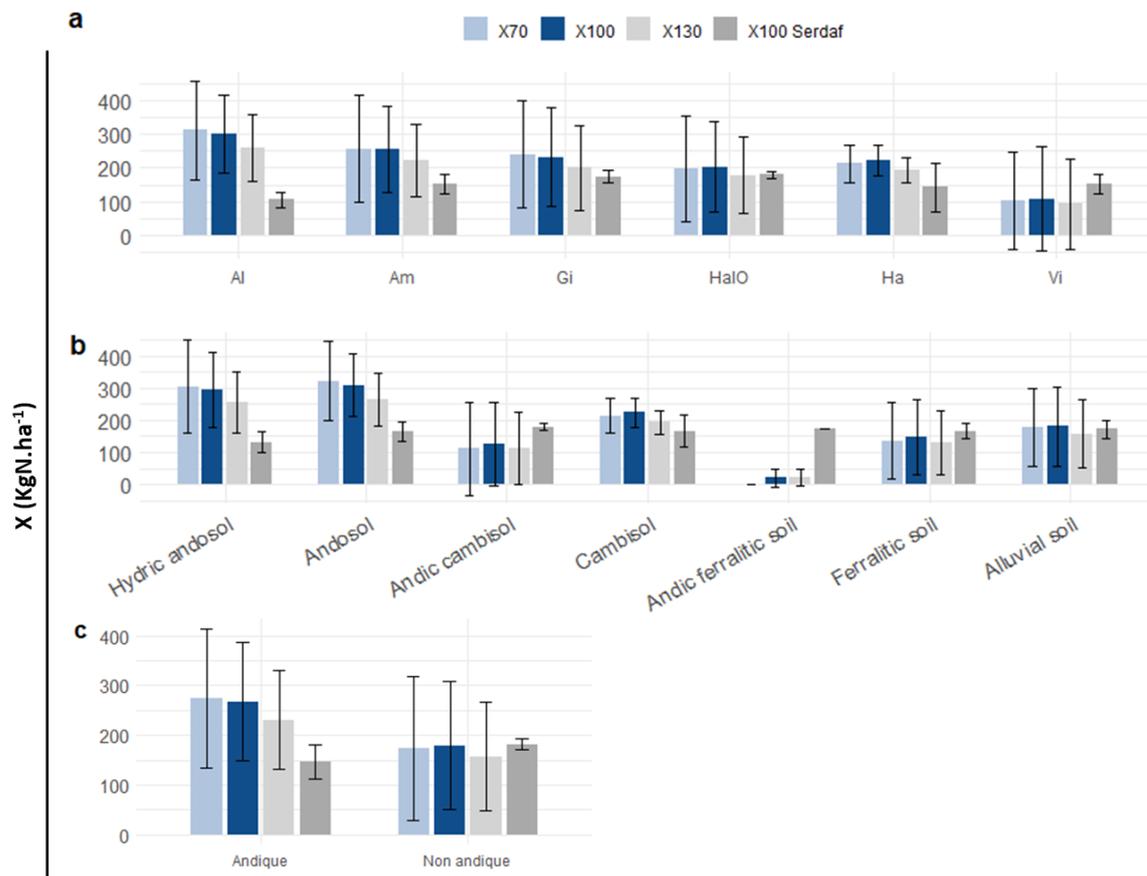


Figure 7 : Doses fertilisantes selon Serdaf pour un rendement de 100 t.ha^{-1} comparées aux doses fertilisantes calculées selon le bilan azoté pour les rendements de $70, 100$ et 130 t.ha^{-1} , pour les typologies VNIR (a), actuelle (b) et la typologie simplifiée (c)

Ces derniers résultats vont dans le sens d'une reconsidération de la fertilisation N par rapport aux doses Serdaf, en particulier pour les sols andiques. Raunet (1991) avait déjà identifié que la nutrition azotée des cultures devait être renforcée sur andosols et signalait que « sur le littoral du nord à sols ferrallitiques, 100 unités d'azote suffisent en entretien, sur andosols, les besoins montent à 140/150 unités ». Le réseau de 4 sites du projet TERO (eRcane), mené depuis 2014, montre déjà que le plateau de réponse de la canne à sucre à la fertilisation est rarement atteint que ce soit pour les sols andiques ou non andiques lorsque la dose maximale est appliquée correspondant à 1,5 fois la dose recommandée par Serdaf (Com. Pers. Amélie Février).

Des validations expérimentales seront nécessaires afin de s'assurer que le calcul de doses fertilisantes est plus juste avec le formalisme Comifer qu'avec le calcul historique de Serdaf. Pour cela, des essais de réponse de la canne à sucre avec des apports croissants de fertilisant azoté sont à envisager, afin de déterminer le plateau de rendement et la dose optimale pour la canne à sucre dans différents sites. Si ces résultats sont confirmés, la marge de manœuvre du pilotage de la fertilisation sera plus importante qu'actuellement.

Les préconisations de fertilisation du bilan azoté pour les sites de cette étude peuvent poser des problèmes d'acceptation par les planteurs de canne à sucre, dans les deux extrêmes de la gamme de valeurs de dose X. Pour les valeurs supérieures à 200 kgN.ha⁻¹, les aspects pratiques du coût de l'engrais ainsi que les contraintes d'application (volume, fractionnement...) peuvent rentrer en jeu. Un enjeu important est d'arriver à améliorer l'efficacité d'utilisation de l'engrais de synthèse afin de limiter l'explosion des doses préconisées dans le futur. Dans cette optique, le développement d'un mécanisme d'enfouissement de l'urée dans les premiers centimètres du sol serait pertinent. Une seconde option intéressante pourrait être l'utilisation d'ammonitrate en remplacement de l'engrais uréique, qui possède l'avantage d'une meilleure efficacité (autour de 50 %). Son utilisation pourrait notamment permettre une diminution des doses sur les parcelles à faible potentiel de tonnage (NUE de 33 % pour 70 tMF.ha⁻¹ de tiges usinables), de l'ordre de 100 unités d'azote pour les sols andiques et 60 unités d'azote pour les sols non andiques (Figure 8).

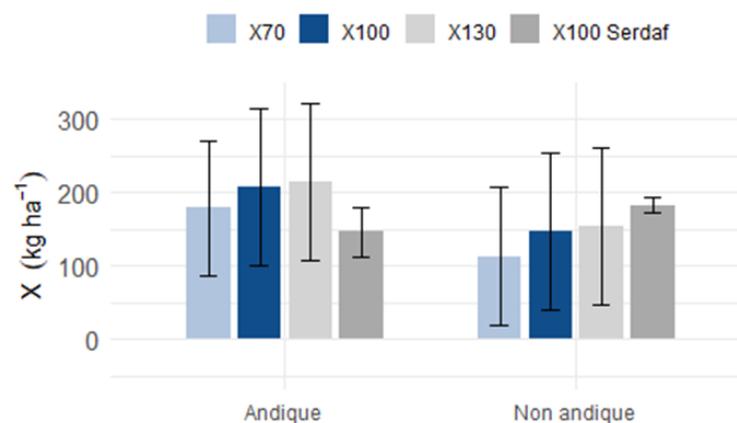


Figure 8 : Doses fertilisantes selon Serdaf pour un rendement de 100 t.ha⁻¹ comparées aux doses fertilisantes calculées selon le bilan azoté pour les rendements de 70, 100 et 130 t.ha⁻¹ selon pour la typologie simplifiée des sols avec un NUE fixé à 50 %

Cependant, le contexte actuel de la guerre en Ukraine et son impact sur l'augmentation du coût de l'énergie (impactant les coûts de production de l'engrais et son fret) force la modération d'utilisation des engrais chimiques de synthèse. Pour ces raisons, la pratique d'une fertilisation mixte, organique et minérale doit être encouragée (Février and Mansuy, 2021; Poultney, 2021).

5. Références bibliographiques

Checkouri, I., 1990. Appréciation du pouvoir minéralisateur des sols réunionnais par différentes méthodes chimiques et biologiques (Rapport de stage). IRAT.

Chevalier, L., Christina, M., Poultney, D., Chaput, M., Versini, A., 2023. Internal translocation of N in sugarcane: belowground storage and remobilisation at regrowth?, in: Proceedings of the XXXI International Society of Sugar Cane Technologists. Presented at the ISSCT Congress, ISSCT, Hyderabad, Inde, pp. 193–197.

Février, A., Mansuy, A., 2021. La fertilisation de la canne à sucre au cœur de l'économie circulaire de La Réunion. Cas des écumes de sucrerie.

Fillols, E., Chabalier, P.-F., 2007. Guide de la fertilisation de la canne à sucre à La Réunion. CIRAD, La Réunion.

Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Global Change Biology* 8, 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>

Kan, Z.-R., Liu, W.-X., Liu, W.-S., He, C., Bohoussou, N.Y., Dang, Y.P., Zhao, X., Zhang, H.-L., 2022. Sieving soil before incubation experiments overestimates carbon mineralization but underestimates temperature sensitivity. *Science of The Total Environment* 806, 150962. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150962>

Levenez, M., 2021. Etude de la pierrosité des sols de la Réunion.

Mary, B., Beaudoin, N., Justes, E., Machet, J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model: N mineralization and leaching in fallow soil. *European Journal of Soil Science* 50, 549–566. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00264.x>

Mundim, K.C., Baraldi, S., Machado, H.G., Vieira, F.M.C., 2020. Temperature coefficient (Q10) and its applications in biological systems: Beyond the Arrhenius theory. *Ecological Modelling* 431, 109127. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109127>

Poeplau, C., Vos, C., Don, A., 2017. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *SOIL* 3, 61–66. <https://doi.org/10.5194/soil-3-61-2017>

Poultney, D.M.-N., 2021. The Effect of organic fertiliser application on the nitrogen biogeochemical cycle of sugarcane crops in Réunion Island. Université de la Réunion, La Réunion.

Pouzet, D., Letourmy, P., Legier, P., 2003. Evaluation de la fertilité des sols réunionnais cultivés, à partir des conseils en fertilisation de canne à sucre, Agritrop. CIRAD, Montpellier.

Raunet, M., 1991. Le milieu physique et les sols de l'île de la Réunion, Cirad. ed.

Tanner, C., 2021. Fate of nitrogen from sugarcane mulch in soil-plant systems under contrasting soil and climate conditions in Réunion Island. Institute of Agricultural Science, ETH Zurich.

Versini, A., Nobile, C., Ramos, M., Février, A., Villefourceix-Gimenez, P., Thuriès, L., 2023. Assessment of soil nitrogen to improve nitrogen fertiliser recommendations for sugarcane in Réunion, in: Poster Paper. Presented at the ISSCT Congress, Hyderabad, pp. 646–650.

Conclusions et perspectives

1. Une nouvelle typologie des sols

1.1. Conclusions et perspectives scientifiques

La construction d'une nouvelle typologie des sols a été permise par une méthodologie en deux temps reposant premièrement sur une classification spectrale, affinée dans un second temps par l'utilisation de variables chimiques du sol. La spectroscopie VNIR s'est révélée particulièrement pertinente pour différencier les sols de La Réunion en une typologie révélant leur composition minéralogique. L'utilisation d'une méthodologie de classification non supervisée a permis de distinguer 6 unités de sols aux signatures spectrales propres, ensuite affinée d'une 7^{ème} unité grâce aux teneurs en carbone et à la CEC des sols. Le gradient minéralogique existant entre les échantillons et les types de sols a été mis en avant par les caractéristiques et l'intensité d'absorption en VNIR. Ce continuum spectral formé par les 3014 échantillons étudiés a révélé les processus pédogénétiques de ces sols avec (i) un gradient d'andosolisation, à partir des matériaux vitriques jusqu'aux matériaux allophaniques ainsi (ii) qu'un gradient de cristallisation des minéraux, des SROM jusqu'aux halloysites. Ensuite, la structure spatiale de cette typologie mixte a permis de révéler deux des facteurs fondamentaux de la pédogénèse des sols volcaniques tropicaux qui sont (i) les âges du volcanisme avec une distinction nette entre les deux volcans et (ii) le climat avec un gradient d'altération altitudinale très marqué à travers des couronnes successives. Enfin, l'homogénéité de distribution des variables physico-chimiques au sein des types de sols que sont la teneur en carbone, la CEC, le pH et la densité apparente ont également permis de montrer l'impact de la minéralogie sur les propriétés du sol, ce qui appuie la pertinence d'une typologie minéralogique et spectrale pour l'objectif opérationnel d'une typologie agronomique.

Cette méthodologie de classification des sols mobilisant un outil spectral est potentiellement avantageuse en termes de possibilité de nombreuses mesures répétées spatialement et par son coût (peu onéreux hormis acquisition de l'appareil et phase de calibrage). Elle doit permettre d'atteindre :

-Une précision accrue dans les limites apposées entre deux types de sols, ce qui représentait un enjeu majeur de cette proposition de typologie (définition des limites spatiales difficile à obtenir par pédologie classique quand il faut mobiliser l'ouverture et la description de nombreuses fosses). La quantité importante de spectres de sols disponibles (10 000 spectres) a ici permis une sélection rigoureuse de spectres valides.

-Une possibilité d'appliquer cette méthodologie et cette typologie à d'autres territoires volcaniques tels que les Antilles ou la Polynésie française dans un objectif d'harmonisation des connaissances pédologiques et d'une typologie commune.

Une perspective fondamentale et complémentaire à cette typologie spectrale, réalisée à partir de sols remaniés sur la couche superficielle du sol (0-30 cm), est la réalisation de fosses pédologiques (plusieurs par type de sol identifié). Celles-ci sont nécessaires à la définition de la structure du sol ou à la réalisation de profils culturaux qui permettront notamment de rattacher l'étude spectrale à une classification de référence telle que la WRB (« World Reference Base for Soil Resources »).

Enfin, cette typologie nécessite un échantillonnage supplémentaire des sols mal représentés dans le jeu de données utilisé et mal identifiés par la spectroscopie VNIR. Il s'agit des sols vertiques et des sols alluvionnaires dont la minéralogie pourra être confirmée par des analyses de DRX supplémentaires.

1.2. Perspectives opérationnelles

Les limites entre les unités spatiales de sols et leur homogénéité minéralogique et physico-chimique représentent la plus-value opérationnelle de cette typologie. Même si la proposition d'utilisation du bilan azoté dans le Chapitre IV pourrait être mise en œuvre sans typologie des sols, celle-ci reste essentielle pour (i) alimenter les phrases de diagnostic proposées par Serdaf ainsi que pour (ii) la mise à jour des modules P et K de Serdaf qui disposent de jeux de paramètres et de classes dépendants de la typologie. Le module P de Serdaf est par exemple actuellement revisité par Cécile Nobile, Agropédologue de l'UR Recyclage et Risque au Cirad. Son travail a mis en avant les variations de teneur en P disponible dans le sol (P_{Olsen}) en fonction de la minéralogie des sols, selon la typologie proposée dans cette thèse, avec une rétention plus forte du P dans les sols andiques.

La création de différentes cartographies agronomiques reste une perspective majeure de ce travail de classification. Il pourrait en effet être intéressant de disposer :

- De cartes pédagogiques de fertilité chimique des différents éléments (N, P, K) ;
- De cartes des différents postes de la fourniture en N par le sol (Mh). Les cartes de masse volumique de terre fine et de pierrosité pourraient être réalisées par krigeage à partir des mesures de terrain, grâce à l'expertise de l'équipe ARTISTS (UR Aida,

Cirad) et au travail de Pierre Villefourceix-Gimenez en VSC de deux ans sur la création d'une base de données spatialisée des propriétés des sols dans cette perspective de cartes agronomiques à visée de fertilisation. Une carte des Km pourrait être réalisée par prédiction VNIR ou sur la base d'une équation de pédotransfert. Enfin, une carte des jours normalisés serait possible à partir des données de réserve utile du sol (basées sur les pF 2,5 et 4,2).

2. Un taux modulable de minéralisation de l'azote du sol

2.1. Conclusions et perspectives scientifiques

Trois notions fondamentales sont à prendre en compte pour la construction d'une équation de prédiction du taux de minéralisation de l'azote organique du sol en contexte volcanique et tropical. En premier lieu, (i) la quantité de MO fraîche entrant dans le système ainsi que sa disponibilité à la minéralisation, qui sont fortement dépendantes du système de culture des points de vue du modèle biologique de la culture et des pratiques culturales. Ensuite, (ii) l'accessibilité spatiale de la MO pour les micro-organismes du sol, qui est conditionnée par la nature minéralogique des sols volcaniques et tropicaux et plus spécifiquement, par les associations organo-minérales formées à partir des minéraux amorphes dans les sols andiques, à l'instar de la teneur en argiles dans d'autres contextes. Cette accessibilité est également modulée par les propriétés physico-chimiques du sol telles que le pH ou la CEC, particulièrement dans ce contexte d'étude où les pH peuvent être très bas. Enfin, (iii) les contraintes stœchiométriques de la MOS et des micro-organismes, qui peuvent être limitées par la disponibilité des nutriments.

L'adaptation de l'analyse Rock-Eval® aux conditions tropicales représente une perspective intéressante à ce travail car elle permettrait d'intégrer dans une même mesure l'impact de la minéralogie des sols et du système de culture sur la quantité et la disponibilité à la minéralisation de la MOS, en distinguant les pools stable et labile du carbone du sol. Parallèlement, l'impact des pratiques de fertilisation organique sur la minéralisation de la matière organique (arrière-effets) doit être testé par des incubations en conditions contrôlées sur les modalités expérimentales du projet Tero (eRcane). Si les pratiques culturales de fertilisations révèlent bien un impact sur le Km, leur application au pool actif de la MOS (Km_RE) permettrait d'intégrer plusieurs systèmes de culture issus de plusieurs territoires à l'équation de prédiction afin de dresser une équation générique tropicale voire universelle du

taux de minéralisation de l'azote organique du sol. Un réseau d'expertise et de données pantropical IRD-Cirad pourrait contribuer à cet objectif.

Les déterminants de la minéralisation de l'azote en contexte tropical ont pu être identifiés dans ce travail et sont cohérents avec la littérature, cependant, les taux de minéralisation nécessitent d'être validés par de nouvelles ICC à minima, à défaut de références au champ. Des références supplémentaires nécessitent en effet d'être acquises dans les sols peu représentés tels que les sols vertiques et les sols alluvionnaires et les biais d'incubation identifiés nécessitent d'être mieux quantifiés. La surestimation du Km supposée en raison des difficultés de tassement des sols à densité apparente réelle (cf. Chapitre IV) nécessite en effet des ICC supplémentaires sur sols non remaniés et représentant la gamme minéralogique des sols de La Réunion (des sols andiques aux sol argileux), qui permettront de définir des facteurs de correction du Km.

2.2. Perspectives opérationnelles

L'acquisition de valeurs de Km pour les sols réunionnais représente une avancée opérationnelle considérable puisque le potentiel de prédiction de ces valeurs par les approches d'équation de pédotransfert et VNIR permet d'envisager de moduler la valeur de Km (plutôt que d'appliquer une valeur unique par unité de sol). Grâce aux travaux menés en parallèle sur les autres postes du calcul de la fourniture en N par le sol (Mh), il est possible de proposer une équation de calcul des doses azotés (X) basée sur des Mh estimés site par site, ce qui semble préférable au regard de la variabilité des fournitures par type de sol (cf. Chapitre IV).

Enfin, le modèle de prédiction réalisé à partir des spectres VNIR de sols, qui a donné des résultats très encourageants, rapides et à moindre coût d'analyse, mérite d'être alimenté de nouvelles références de Km à des fins d'opérationnalisation. L'exploitation du potentiel de prédiction connu de la spectroscopie VNIR sur les variables chimiques du sol, et en particulier les teneurs en N, n'est cependant pas recommandé pour l'instant. Une analyse réalisée sur la base de données du Cirad de 10 000 spectres de sol a montré que l'utilisation de la teneur en N prédite par les spectres VNIR avait des répercussions importantes sur le calcul de Mh et ainsi de la dose fertilisante X, avec une sous-estimation moyenne de 35 kgN.ha⁻¹, en comparaison du calcul réalisé à partir de la mesure de teneur en N de référence.

3. Prise en compte de l'efficience d'utilisation de N-urée

3.1. Conclusions et perspectives scientifiques

L'approche isotopique semble être la méthode la plus pertinente pour estimer le plus justement l'efficience d'utilisation de l'N issu de l'urée mais aussi pour l'étude du recouvrement du ^{15}N dans le système sol-plante. Cette étude a mis en évidence que l'efficience d'utilisation de l'urée était globalement faible, seulement 38 % de $\text{iNRE}_{\text{total}}$ en moyenne à 12 mois de croissance et pour les différents contextes pédoclimatiques étudiés et pourrait être expliquée par :

- Un timing d'apport non adapté aux besoins de la canne à sucre, favorisant les pertes de N dans l'environnement. Cette étude sur 10 parcelles de contexte pédoclimatique différents a en effet permis de montrer que les conditions climatiques et notamment la température les premiers mois de pousse sont indispensables pour expliquer la réponse de la canne à sucre à la fertilisation et le iNRE ;

- Une dose fertilisante mal adaptée à la fourniture en N par le sol. La réponse de la canne à sucre à la fertilisation était en effet très variable selon les sites et un tiers de ceux-ci n'ont pas répondu. Cette réponse, négativement corrélée à la minéralomasse de N dans la modalité non fertilisée montre que l'effet de la fertilisation sur le rendement est nul lorsque la fourniture en N par le sol est forte ;

- Une perte de ^{15}N dans la plante en cours de cycle de culture (13 % en moyenne), probablement causée par une translocation du ^{15}N des parties aériennes vers les racines de la canne à sucre et d'un turnover racinaire estimé à $1,7 \text{ an}^{-1}$. La part importante de l'azote issu de l'urée retrouvé dans les racines de canne à sucre à 12 mois de croissance milite pour (i) la prise en compte de ce compartiment pour le calcul de l'efficience ; (ii) l'acquisition de connaissances sur le iNRE en cours de cycle, estimé dans cette thèse sur la base d'une biomasse simulée, (iii) une compréhension accrue du comportement du système racinaire de la canne à sucre en cours de cycle de culture, seulement étudié à 12 mois dans cette thèse. La connaissance du turnover racinaire au cours du cycle de culture ainsi que du $\text{iNRE}_{\text{racinaire}}$ à 6 mois de pousse sont en effet fondamentales pour déterminer le iNRE maximal en cours de cycle, pour quantifier les pertes de N-urée par les racines mais également pour connaître le taux de remobilisation de l'azote des racines d'un cycle de culture à l'autre. La thèse de Léa Chevalier (2021-2024), portant sur l'effet de la réduction des fertilisants sur le développement du système racinaire de canne à sucre et de son implication en termes de stockage de carbone

dans le sol et d'efficacité d'utilisation de l'azote par la culture, a été lancée en collaboration entre eRcane et le CIRAD afin de répondre à ces questions.

3.2. Perspectives opérationnelles

Ce chapitre de thèse a permis de souligner que le raisonnement de la fertilisation azotée de la canne à sucre devrait intégrer l'efficacité d'utilisation de N par les cultures mais également la fertilité azotée des sols cultivés avec la prise en compte de la fourniture en N par le sol. Cela permettrait d'augmenter l'efficacité d'utilisation du fertilisant, de valoriser les parcelles au faible potentiel de production et de diminuer les risques de pertes de N dans l'environnement, particulièrement élevées en contexte tropical et dans cette étude (37 % en moyenne). De plus, l'utilisation de pratiques culturales adaptées telles que la forme d'engrais azoté utilisée, l'enfouissement et le fractionnement des apports, l'adaptation du timing d'apport aux épisodes climatiques ainsi que l'irrigation de la canne à sucre sous certains contextes sont autant de leviers indispensables à l'amélioration du NUE.

L'exploration des facteurs de contrôle n'a pas permis de mettre en avant l'impact du type de sol sur le iNRE. Dans ces conditions, l'attribution d'une valeur moyenne par type de sol n'est pas recommandée. En revanche, la relation entre le $iNRE_{total}$ et le rendement de canne à sucre mise en avant dans le Chapitre IV montre que le NUE pris en compte dans l'équation du Comifer pourrait être modulé en fonction du rendement espéré par le planteur de canne à sucre ou potentiel, selon la zone de production. Il serait cependant nécessaire de confirmer que les sites écartés de la relation correspondent bien à des points aberrants ou à un effet du type de variété.

4. Perspectives pour la filière canne à sucre

L'objectif d'opérationnalisation d'un outil d'aide à la fertilisation revisité initié par eRcane à travers le financement de cette thèse a permis de renforcer une dynamique partenariale entre eRcane et le Cirad. Depuis le début de cette thèse, l'entreprise a également financé une thèse sur le comportement racinaire de la canne à sucre vis-à-vis de l'azote (Léa Chevalier) et un post-doctorat d'un an abordant la revisite du module P de Serdaf (Cécile Nobile). Le projet FertiDOM (2023-2027), porté par Antoine Versini de l'UR Recyclage et Risque du Cirad, en partenariat avec des acteurs locaux dont eRcane, et des Antilles

(Martinique et Guadeloupe), permettra de répondre à cet objectif local d'opérationnalisation, alimenté par l'ensemble des recherches citées, tout en proposant un formalisme commun d'outil d'aide à la fertilisation des cultures tropicales.

Ces efforts autour de la revisite de Serdaf représentent une réelle opportunité pour la filière canne à sucre de La Réunion de replacer le raisonnement de la fertilisation au centre de l'intérêt des planteurs. Appuyé d'un outil d'aide à la fertilisation de confiance, le transfert et la sensibilisation vers les ingénieurs, techniciens et agriculteurs de la filière pourront s'axer sur les bonnes pratiques de fertilisation afin d'améliorer la productivité des parcelles par une meilleure efficacité d'utilisation des engrais et dans certains cas une augmentation des rendements à coût maîtrisé. Les objectifs qui sous-tendent cette ambition sont une généralisation d'utilisation de l'outil et la réponse aux enjeux actuels et à venir :

-D'une fertilisation économiquement soutenable pour les planteurs dans un contexte de guerre en Ukraine où le prix des engrais a doublé en 2022 (passant à 1 400 €/tonne⁻¹) et où sa diminution est incertaine ;

-D'une assurance de productivité, fondamentale dans un contexte de diminution du foncier alloué à la canne à sucre et plus généralement à l'agriculture et dont la fertilisation au même titre que le choix de la variété, l'irrigation, la maîtrise de l'enherbement et le taux de replantation sont les leviers ;

-D'une logique environnementale d'intégration des matières organiques fertilisantes dans un plan de fertilisation organo-minérale.

Au-delà du développement d'une fertilisation raisonnée de la canne à sucre, les compétences développées et les connaissances acquises dans cette thèse permettront d'améliorer les pratiques de gestion des sols, en particulier la gestion du statut organique des sols qui conditionne leur fertilité physique, chimique et biologique.