



**UNIVERSITE D'ANTANANARIVO
ÉCOLE DOCTORALE AZE « AGRICULTURE-ELEVAGE-ENVIRONNEMENT »**

THESE

Présentée pour l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences Agronomiques

Modélisation des flux d'effluents d'élevages et de nutriments dans les exploitations mixtes agriculture-élevage. Simulation et évaluation de scénarios pour la région de Vakinankaratra.

par

Noelly Phostin RAMAROVAHOKA

Soutenue le 04 Mai 2023 devant le jury composé de :

ANDRIAMANIRAKA Harilala	Professeur - ESSA AT2D, Université d'Antananarivo	Président
MASSE Dominique	Docteur HDR, Directeur de Recherche, IRD, UMR Eco&Sols	Rapporteur externe
RANDRIANARIVELOSEHENO	Professeur – ESSA Zootechnie et Santé Animales, Université d'Antananarivo	Rapporteur interne
RAHETLAH Volatsara	Professeur - ESSA ABC, Université d'Antananarivo	Examineur interne
RAFARASOA Lala Sahondra	Professeur - Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo	Examineur externe
RAFOLISY Tovonarivo	Professeur – LRI, Université d'Antananarivo	Directeur de thèse
ANDRIAMANANJARA Andry	Professeur – LRI, Université d'Antananarivo	Co-Directeur de thèse
Thierry BECQUER	Docteur HDR, Directeur de Recherche, IRD, UMR Eco&Sols	Encadrant
Fabien STARK	Docteur, Chargé de Recherche, INRAE, UMR SELMET	Encadrant





**UNIVERSITE D'ANTANANARIVO
ECOLE DOCTORALE A2E « AGRICULTURE-ELEVAGE-ENVIRONNEMENT »**

THESE

Présentée pour l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences Agronomiques

Modélisation des flux d'effluents d'élevages et de nutriments dans les exploitations mixtes agriculture-élevage. Simulation et évaluation des scénarios dans la région de Vakinankaratra.

par

Noelly Phostin RAMAROVAHOKA

Soutenue devant le jury composé de :

ANDRIAMANIRAKA Harilala	Professeur - AT2D, ESSA - , Université d'Antananarivo	Président
Dominique Masse	Docteur HDR, Directeur de Recherche, UMR Eco&Sols - IRD	Rapporteur externe
RANDRIANARIVELOSEHENON Arsène	Professeur - Zootechnie et Santé, Animales ESSA - , Université d'Antananarivo	Rapporteur interne
RAHETLAH Volatsara	Professeur – ABC, ESSA, - Université d'Antananarivo	Examineur interne
RAFARASOA Lala Sahondra	Professeur - Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo	Examineur externe
RAFOLISY Tovonarivo	Professeur – LRI, Université d'Antananarivo	Directeur de thèse
ANDRIAMANANJARA Andry	Professeur – LRI, Université d'Antananarivo	Co-Directeur de thèse
Thierry BECQUER	Docteur HDR, Directeur de Recherche, UMR Eco&Sols - IRD	Encadrant
Fabien STARK	Docteur, Chargé de Recherche, UMR SELMET - INRAE	Encadrant



REMERCIEMENTS

Cette thèse a été réalisée avec la collaboration scientifique du Laboratoire des RadioIsotopes (LRI), de l'Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques (ESSA) de l'Université d'Antananarivo, de l'UMR Ecologie Fonctionnelle et Biogéochimie des Sols et des Agroécosystèmes (Eco&Sol) de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), de l'UMR Systèmes d'Elevage Méditerranéens et Tropicaux du Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD) et de l'Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement (INRAE), du Centre de développement rural et de recherche appliquée en agriculture et en élevage (FIFAMANOR) dans le cadre du projet EcoAfrica, financé par l'Union Africaine et l'Union Européenne. Je tiens ici à présenter mes vives reconnaissances.

Je tiens également à remercier l'UMR Eco&Sol et L'UMR SELMET, Montpellier, de m'avoir accueilli au sein de leurs laboratoires respectifs.

Tous mes remerciements vont à l'Ecole Doctorale Agriculture-Elevage-Environnement (A2E), à tous les enseignants et personnels administratifs, pour avoir accepté mon inscription en thèse.

Faire une thèse demande beaucoup d'investissement et de travail, mais cela a été une expérience très enrichissante. Ainsi, ce travail n'a pu aboutir sans le concours de nombreuses personnes à qui j'aimerais témoigner ici ma profonde gratitude et reconnaissance, plus particulièrement à :

- Madame RABEHARISOA Lilia, ancienne Directeur de l'Ecole Doctorale Agriculture – Elevage – Environnement, de m'avoir accueillie au sein de l'Ecole Doctorale Agriculture – Elevage – Environnement ;
- Madame RAZAFIMBELO Tantely, Directeur du Laboratoire des Radios Isotopes, de m'avoir accueilli au Laboratoire des Radio Isotopes au tout début de mes travaux de recherche ;
- Monsieur ANDRIAMANIRAKA Harilala, Directeur de l'Ecole Doctorale Agriculture – Elevage – Environnement, de m'avoir accueilli au sein de l'Ecole Doctorale Agriculture – Elevage – Environnement et de me faire l'honneur de présider le jury ;
- Monsieur RAFOLISY Tovonarivo, directeur de thèse. Merci d'avoir accepté d'être mon Directeur de thèse. Les rappels sur l'avancement de la thèse m'ont fait peur... Mais à beaucoup aider, oui c'était très utile ;
- Monsieur ANDRIAMANANJARA Andry, co-Directeur de thèse. Les orientations et conseils sur les traitements des données ont beaucoup aidé pour l'avancement de la thèse. Merci de m'avoir toujours encouragé ;

- Monsieur Thierry BECQUER, Chercheur à l'IRD, UMR Eco & Sols, Montpellier, et encadrant, pour la confiance et les aides qu'il m'a accordées durant toutes ces années de thèse, tant au niveau financier, matériels que scientifique. Le partage de connaissances et d'expériences apportées, l'enthousiasme et l'implication dans les différentes démarches, ont été très chers et ont permis la concrétisation du présent travail ;
- Monsieur Fabien STARK de l'UMR SELMET, Montpellier, d'avoir accepté d'être membre du comité de cette thèse, puis encadrant de mon travail, et de m'avoir accueilli à Montpellier. Tes aides pour les travaux de modélisation, le temps consacré à la correction de certaines parties de la thèse, les aides quand il y a eu des présentations ont été très importants. Tous tes apports ont été très importants. Meilleur encadrement ! Merci !

Je tiens aussi à remercier vivement tous les membres du Jury de cette thèse :

- Monsieur Dominique MASSE, Chercheur à l'IRD, pour m'avoir fait l'honneur d'être le rapporteur externe de cette thèse et pour son entière disponibilité malgré ses occupations ;
- Monsieur Sehen Randrianariveho, Directeur de l'Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, qui a bien voulu accepter d'être rapporteur interne de ce travail malgré ses nombreuses responsabilités ;
- Madame Volatsara RAHETLAH, Professeur à l'université d'Antananarivo, qui a bien voulu accepter d'être examinateur de ce travail.
- Madame Lala Sahondra RAFARASOA, Professeur à l'université d'Antananarivo, qui a bien voulu accepter d'être examinateur de cette thèse ;

Je tiens également à exprimer mes sincères remerciements à :

- RAZAFIMAHATRATRA Hery, Chef de Département de la Mention AT2D — Département Agriculture — Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, d'avoir accepté d'être parmi les membres du comité de thèse. Tes nombreuses suggestions et orientations sur la modélisation ont été importantes pour mener à bien cette étude. Tu m'as initié à l'utilisation de l'outil SPIR, ce qui m'a beaucoup aidé lors de mon séjour à la Réunion pour la chimométrie. Merci pour les formations SPIR et les conseils qui m'ont été très utiles.
- Mathieu VIGNE, CIRAD, d'avoir accepté d'être membre du comité de cette thèse, de m'avoir aidé à la rédaction de l'article sur la typologie et de participer à l'encadrement et de m'avoir accueilli au SPAD Antsirabe. Les nombreuses suggestions et orientations ont été si importantes pour mener à bien cette étude.

- FANJANIAINA Marie Lucia, qui a accepté d'être membre du comité de cette thèse, de m'avoir aidé tout au long de la thèse et de m'avoir toujours supporté lors des moments difficiles. Merci beaucoup !
- Toute l'équipe du LRI : chercheurs, doctorants, techniciens pour leur convivialité et soutien apporté tout au long de la réalisation de cette thèse. Merci à Marie-Paule Razafimanantsoa, Damase Andrianantenaina, pour leurs aides et collaborations lors des prélèvements d'échantillons et des différents travaux au laboratoire.
- Fy, Anja et Amédia, Masters dans le cadre du projet EcoAfrica, pour leur aide à la collecte d'une partie des échantillons et les informations qu'ils ont fournies.
- Tous les agriculteurs des exploitations agricoles étudiées, particulièrement Alain, Alfred, Emilie, Armand, Barivelo et Florette, qui ont bien voulu fournir toutes les informations utiles à la préparation de cet ouvrage, et nous ont aidés, avec beaucoup de dynamisme et de patience, à la collecte des échantillons sur le terrain. Sans vous, cette étude n'aurait pas pu être faite.
- Tou (te) s mes ami(e)s et les personnes qui, par leurs conseils, leur soutien, ou simplement par leur présence, ont permis de tenir à mes convictions au cours de toutes ces années.

J'adresse mes sincères reconnaissances à toute ma famille et à ma belle-famille pour leurs soutiens et encouragements indéfinis : au courage de mes chers parents, à l'assistance de mon grand frère, aux sourires et à l'empathie de mes sœurs, à la présence de mes nièces et neveux.

Mes tendres pensées à ma chère femme Ramamiarisoa Marie Madeleine d'avoir été toujours là pour moi avec une totale compréhension et amour que je ne saurais même pas expliquer et, enfin, à mes petites filles Aina et Ilaina qui sont la source de ma motivation. C'est à vous que je dédie cette thèse en témoignage de mon amour !

Que ceux que je n'ai pas pu citer ici veuillent bien m'excuser et qu'ils puissent trouver dans ce manuscrit, l'image de leur contribution et ma sincère gratitude.

Table de matières

<i>REMERCIEMENTS</i>	i
<i>Listes des figures</i>	ix
<i>Listes des abréviations</i>	x
<i>Résumé — Abstract — Fintina</i>	iv
<i>Introduction générale</i>	1
<i>Chapitre 1 : Synthèse bibliographique</i>	Erreur ! Signet non défini.
1 Caractéristiques générales de l'intégration agriculture élevage (IAE) en Afrique et à Madagascar...8	
1.1 Généralité sur l'intégration agriculture-élevage	8
1.2 Différents types d'intégration agriculture-élevage	9
1.2.1 Les systèmes IAE basés sur les animaux de traits	9
1.2.2 Les systèmes IAE pour la production de produits animaux	10
2 Bénéfices associés aux apports de biomasses sur les agroécosystèmes	11
2.1 Maintien de la structure du sol	12
2.2 Transformations et séquestration du carbone	13
2.3 Humification et minéralisation des nutriments	15
2.3.1 Humification.....	15
2.3.2 Minéralisation des nutriments	15
3 Bilans minéraux liés à l'IAE et au recyclage des biomasses.....	16
3.1 Les agrosystèmes africains avec les conséquences sur la fertilité des sols	16
3.2 Analyses de l'efficacité du recyclage	17
3.3 Transfert de fertilité à l'échelle des exploitations agricoles malgaches	19
3.4 Les conséquences environnementales associées aux diverses pertes liées à l'IAE	21
3.4.1 Risques de pertes de nutriments dans le fumier	21
3.4.2 Aperçu de la pollution agricole mondiale en lien avec les émissions de gaz à effets de serre (GES)	22
3.4.3 La pollution diffuse et les problèmes d'eutrophisation par l'azote et le phosphore	22
3.4.4 Implication de la pollution environnementale de l'azote	23
3.5 Modes de gestion des fumiers dans les petites exploitations familiales dans la région Vakinankaratra	25
3.6 Pratiques de gestion des fumiers pour minimiser les pertes	26
3.6.1 Minimiser les pertes au niveau de l'étable	26
3.6.2 Minimiser les pertes gazeuses lors du stockage et de l'épandage.....	27
4 Ecological Network Analysis, une méthode d'analyse de la durabilité des agroécosystèmes	28
4.1 Généralité sur l'ENA	28
4.2 Applications de l'ENA pour caractériser les systèmes dans le domaine de l'agriculture	31
4.3 Les indicateurs issus de la modélisation pour analyser la structure et les performances des systèmes	32
4.3.1. ENA pour l'analyse de la structure des écosystèmes.....	32
4.3.2. ENA pour l'analyse du fonctionnement des écosystèmes.....	32
4.3.3 ENA pour l'évaluation de la performance des systèmes	33
4.4 Utilisation de l'ENA pour construire des scénarios	33
<i>Chapitre 2 : Elaboration d'une typologie des exploitations des Hautes Terres de Madagascar en relation avec les modes de gestion des effluents d'élevage</i>	Erreur ! Signet non défini.
1 Introduction	37

2 Matériel et méthodes	39
2.1 Zone d'étude et choix des exploitations.....	39
2.2 Collecte des données	41
2.3 Traitement des données.....	42
3 Résultats	43
3.1 Statistiques descriptives.....	43
3.2 Typologie des exploitations dans la région Vakinankaratra.....	44
3.3 Relation entre la typologie et le mode de gestion des effluents d'élevages.....	47
3.4 Relations entre l'encadrement de Fifamanor et les modes de gestion des effluents d'élevages	48
4 Discussion	49
4.1 La diversité des exploitations agricoles familiales est liée à la place de l'élevage	49
4.2 La structure de l'exploitation explique partiellement les modes de gestion des effluents ...	51
4.3 L'encadrement technique, un autre levier d'amélioration des modes de gestion des effluents d'élevages	52
5 Conclusion.....	54
Chapitre 3 : Flux et bilans de nutriments dans les systèmes agricoles mixtes à Madagascar.....	55
1 Introduction	58
2 Materials and Methods	60
2.1 Study Site and Farming Systems	60
2.2 Description of Farms	61
2.3 Data Acquisition for Nutrient Flows.....	62
2.4 Data Analysis of Flows	63
3 Results	68
3.1 Farming System Characterization	68
3.1.1 Structure: Area, Livestock, and Animal Carrying Capacity.....	68
3.1.2 Livestock and Cropping Management	69
3.2 Balance at the Farming System Level.....	71
3.2.1 Input Analysis	71
3.2.2 Output Analysis.....	71
3.2.3 Recycling and Crop-Livestock Integration	72
3.2.4 Efficiency	72
3.3 Specific Contributions to the Functioning of the Farming System.....	73
3.3.1 Contribution of the Livestock System	73
3.3.2 CLI Contribution	76
3.4 Nutrient Balance of Livestock System.....	76
4 Discussion	77
4.1 Nutrient Balance at the Farm Level	77
4.2 Effect of Recycling Intensity on Nutrient Balance	78
4.3 Nutrient Balance at the Livestock Systems Levels	79
5 Conclusions	80
Chapitre 4 : Simulation de scénarios d'amélioration du recyclage des nutriments et évaluation des performances agroécologique.....	82
1 Introduction	83
2 Matériel et méthode	86

2.1 Matériel : études de cas.....	86
2.1.1 Zone d'étude.....	86
2.1.2 Sélection des exploitations	87
2.2 Analyse de réseau écologique	88
2.2.1 Collecte des données	88
2.2.2 Modélisation conceptuelle et matricielle	88
2.2.3 Caractérisation de l'IAE	89
2.2.4 Indicateur des performances.....	91
2.3 Amélioration des pratiques : scénarisation	93
2.3.1 Plan de simulation et hypothèses sous-jacentes	93
2.3.2 Description des scénarios.....	98
2.3.3 Evaluation et comparaison des résultats	102
3 Résultats	102
3.1 Comparaisons : de la fonctionnement (TT, TST, AMI sur Hr) et des performances (efficience, productivité, etc..) des situations initiales.....	102
3.1.1 Comparaisons des fonctionnements de la situation des systèmes d'exploitation	102
3.1.2 Evaluations des performances des systèmes d'exploitation	104
3.2 Impact de scénarios d'amélioration de la gestion des déjections sur l'autonomie et l'intensification agroécologique des fermes étudiées.....	108
3.2.1 Impact de l'amélioration de la gestion des déjections sur les petites fermes extensives et intensives	108
3.2.2 Fonctionnement et performance du système d'exploitation de GII dans les scénarios S1, S2 et S3 :	109
3.2.3 Fonctionnement et performance du système d'exploitation du GIII dans les scénarios S1, S2 et S3 :.....	110
3.2.4 Fonctionnement et performance du système d'exploitation du GIV dans les scénarios S1, S2 et S3 :.....	111
3.3 Comparaison des performances par scénario entre groupes d'exploitations.....	114
3.3.1 Le fonctionnement et la performance du système d'exploitation entre groupes sur le scénario de la diminution de la quantité de fumures importée	114
3.3.2 Le fonctionnement et la performance du système d'exploitation entre groupes sur le scénario d'augmentation de la quantité du fourrage produite.....	115
3.3.3 Le fonctionnement et la performance du système d'exploitation entre groupes dans le scénario d'intensification.....	115
4. Discussions et Conclusions	118
Conclusion générale et perspectives	121
1 Contexte de l'étude.....	122
2 Principaux résultats de l'étude.....	123
3 Limites et perspectives	125
Références bibliographiques	127
Annexes.....	I
Annexe 1 : Liste des publications de l'auteur	II
Annexe 2 : Article du chapitre 2 soumis à Cahiers Agricultures	III
Annexe 3 :Article sur le chapitre 3 soumis dans le journal Sustainability	IV
Annexes 4 : Communication internationales.....	V
Annexe 5 : Production laitière des vaches selon leur race.....	V
Annexe 6 :Questionnaire de base utilisé lors des entretiens avec les exploitants.....	VI

Annexe 7 : Questionnaire d'enquête lors de l'élaboration de la typologie pour les exploitants agricoles dans la région deVakinankatraXX

Listes des tableaux

Tableau 1 : Localisation et accompagnement technique des 300 exploitations sélectionnées.....	41
Tableau 2 : Statistique descriptive de la structure des exploitations de la région du Vakinankaratra. ...	43
Tableau 3 : Principales caractéristiques structurales des exploitations des divers groupes typologiques.	47
Tableau 4 : Main characteristics of the nine farms studied.....	64
Tableau 5 : Indicators used to characterize flow balance and assess performances of farms studied for each nutrient (N, P, K).....	67
Tableau 6 : Characterization of the structure of the cropping and livestock systems of the nine studied farms.....	69
Tableau 7 : Characterization of the feeding system and crop fertilization of the nine farms studied.	70
Tableau 8 : Indicators calculated to characterize flows balance and assess performances of farms studied for each group of farms and each nutrient (N, P, K).	75
Tableau 9 : Indicateurs de caractérisations de l'IAE.....	91
Tableau 10 : indicateurs de performances.....	93
Tableau 11 : Efficience du cycle d'azote de la situation initiale et modalité testés à l'étable et au stockage.....	97
Tableau 12 : les scénarios et modalités testés selon les groupes d'exploitations.....	98
Tableau 13 : Efficience du cycle de l'azote sur l'élevage, culture fourragère et culture vivrière.....	102
Tableau 14 : fonctionnements des systèmes d'exploitation.....	103
Tableau 15 : statistique descriptive des performances de la situation initiale des systèmes d'exploitation.....	105
Tableau 16 : Test de corrélation de la fonctionnement avec la performance des systèmes d'exploitations.....	108

Listes des figures

Figure 1 : Schéma conceptuel de la thèse.....	6
Figure 2 : Fonctions écosystémiques de la matière organique du sol et des processus qui les soutiennent (Source : Hoffland, 2020).....	11
Figure 3 : Représentation schématique des transferts des éléments nutritifs et des pertes dans une exploitation mixte d'agriculture-élevage (source : Alvarez, 2013).....	17
Figure 4 : Etapes du transfert de l'azote au sein d'une exploitation d'agriculture-élevage (Rufino <i>et al.</i> , 2006). 1 : La production d'effluents d'élevage. Une fraction de l'azote alimentaire consommée par l'animal est excrétée dans les fèces et urines.	19
Figure 5 : Le schéma de la pollution azotée en relation avec l'agriculture et les secteurs connexes (Source : Adegbeye et al, 2019).	Erreur ! Signet non défini.
Figure 6 : Le schéma de la pollution par le phosphore en relation avec l'agriculture et les secteurs connexes (Source : Adegbeye et al, 2019).	25
Figure 7 : Schéma conceptuel de la pratique d'utilisation du fumier (Source : Rasoamihamina, 2022)	26
Figure 8 : Le modèle écosystémique de Cone Spring est un exemple courant du type de modèle de réseau utilisé pour l'analyse du réseau écologique (Williams et Crouthamel, non publiés). 30	
Figure 9 : Cadre d'organisation des analyses des réseaux écologiques.	31
Figure 10 : La région du Vakinankaratra à Madagascar (en grisé) (A) et la carte détaillée montrant la localisation des districts où se situent les fermes étudiées (B).	40
Figure 11 : Analyse en composantes principales des différentes variables suivant les types d'exploitation dans la région de Vakinankaratra	44
Figure 12 : Dendrogramme, obtenu par la classification hiérarchique ascendante (a), et principales caractéristiques des groupes typologiques (b) des 298 fermes d'agriculture-élevage retenues pour l'analyse typologique.	45
Figure 13 : Modes de stockage des effluents d'élevage selon la typologie des exploitations.	48
Figure 14 : Mode de stockage des effluents d'élevage selon le type d'encadrement par Fifamanor.	49
Figure 15 : The Vakinankaratra region in Madagascar (in gray) (A) and a detailed map showing the location of studied farms (B).....	61
Figure 16 : Common conceptual model performed to analyse and compare the farms studied.	65
Figure 17 : Summary of methodological steps of conceptual and matrix modelling of the systems studied.	65
Figure 18 : Average value of calculated indicators (Inputs, Outputs, CLI expressed in kg ha ⁻¹ (left axis) and Nutrient Use Efficiency (NUE) expressed in % (right axis) per nutrient (N, P, K) and per farm group.....	73
Figure 19 : Livestock nutrient loss (a) and percentage of livestock nutrient loss (b) for the livestock system.....	77
Figure 20 : Résumé des étapes méthodologiques de modélisation conceptuelle et matricielle des systèmes étudiés.	89
Figure 21 : Plan de simulation.....	95
Figure 22 : scénario pour diminuer la quantité de fumures importée.....	99
Figure 23 : scénario pour diminuer la quantité de fourrage acheté.....	100
Figure 24 : scénario pour augmenter la productivité animale.....	101
Figure 25 : Changement relatif par rapport à la ligne de base des scénarios sur les indicateurs de fonctionnements.....	113
Figure 26 : Fonctionnement et performance du système d'exploitation entre groupes dans les scénarios S1, S2 et S.....	117

Listes des abréviations.

ACP : Analyse en Composantes Principales

AMI : Average mutual information

ASS : Afrique Sub-saharienne

BIOVA : BIOmasses Végétales et Animales dans les systèmes d'agricultures et élevages

BVPI : Bassin versant/périmètres irrigués

C : Carbone

Ca : Calcium

CIRAD : Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement

CLI : Crop Livestock Integration

CHA : Classification Hierarchique Ascendante

CFA : Communauté Financière Africaine

DM : *Dry Matter*

ECN : Efficience du Cycle d'Azote

ENG : Engrais

ECN : Efficience du cycle de l'azote

FM : Fresh matter

EAF : Exploitation Agricole Familiale

EcoAfrica : Ecological intensification pathways for the future of crop-livestock integration in African agriculture

PIB : Produit Intérieur Brute

FOFIFA : FOibem-pirenena momba ny Fikarohana ampiarina amin'ny Fampanandrosoana ny eny Ambanivohitra ou Centre national de la recherche appliquée au développement rural

GI : Exploitation traditionnelle

GII : Exploitations laitières n'ont pas de pratique de gestion améliorée des effluents

GIII : Exploitations laitières de grande taille

GIV_c : Petites exploitations laitières qui tentent d'améliorer la gestion des déjections des effluents grâce au compostage

GIV_p : Petites exploitations laitières qui tentent d'améliorer la gestion des déjections des effluents grâce à la récupération de purins

S1 : Scénario pour diminuer la quantité de fumure importée

S2 : Scénario pour diminuer la quantité de fourrage acheté

S3 : Scénario pour augmenter la productivité animale

SRI : Système Riziculture Intensive

SCV : Semis direct Couverture Végétale

SOC : Carbone organique du sol

SMAE : Système Mixte Agriculture Elevage

PRO : Produits Résiduels Organiques

MO : Matières Organiques

MOV : Matières Organiques Végétales

MOA : Matières Organiques Animales

IAE : Intégration Agriculture Elevage

IN : Entrées en nutriments

IRD : Institut de Recherche pour le Développement

K : Potassium

Kg : Kilogramme

LRI : Laboratoire des Radio-isotopes

SMAE : systèmes mixtes agriculture-élevage

SAU : Surface Agricole Utile

TLU : tropical livestock unit

TST: total system throughflows

TT : total internal throughflows

UBT: Unité de Bétail Tropical

FCI: Finn Cycling Index

PL: Path Length

T: Total System Throughput

UMR SELMET : unité mixte de recherche systèmes d'élevage méditerranéens et tropicau

Résumé — Abstract — Fintina

Résumés : Les systèmes agricoles mixtes sont encore très répandus en Afrique sub-saharienne. Dans ces systèmes, le recyclage des nutriments par les pratiques d'intégration agriculture-élevage (IAE) est crucial pour la durabilité de la fertilité des sols et de la production agricole. L'objectif général de cette étude est d'apporter des informations sur la gestion des ressources organiques et les transferts de fertilité induits par les pratiques agricoles des exploitations mixtes d'agriculture-élevage. Les effets des restitutions provenant de l'élevage, sous diverses formes d'effluents d'élevages, seront modélisés pour évaluer les performances de différentes pratiques d'IAE. Des simulations seront réalisées à partir de ces modèles afin de tester des scénarios d'amélioration des pratiques existantes. Une enquête à partir d'entretiens semi-directifs a été réalisée sur 300 exploitations avec chacun des chefs d'exploitations. A l'issue de l'enquête, une analyse en composantes principales (ACP), basée sur leurs caractéristiques structurelles, a été réalisée. Les coordonnées des observations sur les axes de l'ACP ont été utilisées pour faire une classification hiérarchique ascendante (CHA) et ainsi déterminer une typologie des exploitations des Hautes Terres. Celle-ci fait apparaître sept types d'exploitation, permettant de distinguer des exploitations laitières des autres exploitations d'agroélevage (zébus, porcs). Par ailleurs, un test de Khi2 a indiqué un effet significatif ($P\text{-value} = 0,001$) de la typologie des exploitations sur le mode de gestion des effluents en particulier, la présence d'élevage laitier et porcin au sein des exploitations semble favoriser des modes de gestion améliorés des effluents d'élevage. Neuf exploitations agricoles des hauts plateaux de Madagascar ont été sélectionnées, certaines correspondant à des exploitations traditionnelles pauvres ne possédant que des bovins de trait ; d'autres, petites ou moyennes, plus intensives, possédant un troupeau laitier ; et certaines de ces dernières ayant amélioré les méthodes de gestion des effluents d'élevage (compostage du fumier, collecte du fumier liquide). Le bilan nutritif des systèmes agricoles a été déterminé, et des indicateurs de performance ont été calculés au niveau de l'exploitation, du bétail et des CLI. Les résultats ont montré que le recyclage des nutriments par les CLI est significatif dans le fonctionnement des systèmes étudiés, contribuant principalement aux flux de nutriments circulants (jusqu'à 76 %) et conduisant à une plus grande efficacité et productivité. Les flux d'éléments nutritifs résultant de ces pratiques concernaient principalement l'alimentation animale (plus de 60 % des flux d'éléments nutritifs), même si la gestion du fumier était centrale pour la fertilisation des cultures et que le fumier restait un produit animal souhaité de ces types d'exploitations (jusqu'à 100 % des produits animaux). D'importants bilans négatifs de N et de K (jusqu'à 80 % des apports) ont été observés dans les systèmes d'élevage traditionnels avec bovins de trait. Ils étaient plus faibles (39-68 %) dans les exploitations laitières plus intensives. Les performances des systèmes d'exploitation sont également très variables entre les

groupes d'exploitations. La productivité est faible pour les exploitations traditionnelles (GI) et exploitations laitières qui n'ont pas de pratiques de gestion améliorée des effluents d'élevage (GII). La productivité n'est améliorée sensiblement que dans les fermes laitières de grande taille (GIII) ou dans les petites fermes laitières qui tentent d'améliorer la gestion des déjections animales grâce au compostage (GIV_c). Seule la ferme F7 (GIV_p) atteint un niveau de productivité élevé. Grâce à l'ENA, divers scénarios permettant d'analyser les effets de l'amélioration de la gestion des effluents d'élevage au niveau de l'étable ou du stockage sur le fonctionnement et les performances des exploitations ont été testés. L'intensité de l'IAE du GI est plus importante que celle des autres groupes et plus efficiente à l'utilisation de l'N dans le S1. L'intensité de l'IAE du GIII est plus importante que celle des autres groupes, mais le GIV_c est plus efficient à l'utilisation de l'N dans le groupe ferme du S2 et du S3.

Mots clés : Intégration agriculture-élevage, gestion des effluents, analyse des réseaux, performances agroécologiques, Madagascar.

Abstract: Mixed farming systems are still widespread in sub-Saharan Africa. In these systems, nutrient recycling through agriculture-livestock integration (ALI) practices are crucial for the sustainability of soil fertility and agricultural production. The overall objective of this study is to provide information on organic resource management and fertility transfers induced by agricultural practices in mixed farming-livestock operations. The effects of the restitution coming from the breeding, under various forms of manures, will be modelled to evaluate the performances of various practices of IAE. Simulations will be carried out from these models in order to test scenarios for improving existing practices. A survey based on semi-directive interviews was conducted on 300 farms with each farm manager. At the end of the survey, a principal component analysis (PCA), based on their structural characteristics, was performed. The coordinates of the observations on the PCA axes were used to perform an ascending hierarchical classification (AHC) and thus determine a typology of the farms in the Hautes Terres. This classification reveals seven types of farms, making it possible to distinguish between dairy farms and other agro-breeding farms (zebus, pigs). In addition, a Chi-square test indicated a significant effect (P-value = 0.001) of farm typology on manure management. Nine farms in the highlands of Madagascar were selected, some of which were poor traditional farms with only draught cattle; others were small or medium-sized, more intensive farms with a dairy herd; and some of the latter had improved manure management methods (composting manure, collecting liquid manure). The nutrient balance of the farming systems was determined, and performance indicators were calculated at the farm, livestock and CLI levels. The results showed that nutrient recycling by CLIs was significant in the functioning of the systems studied, contributing mainly to circulating nutrient flows (up to 76%) and leading to greater efficiency and productivity. Nutrient flows resulting from these practices were primarily for animal feed (over 60% of nutrient flows), although manure management was central to crop fertilization and manure remained a desired animal product of these types of farms (up to 100% of animal products). Large negative N and K balances (up to 80% of inputs) were observed in traditional cattle-drawn systems. They were lower (39–68%) in the more intensive dairy farms. The performance of the farming systems is also highly variable between farm groups. Productivity is low for traditional (IM) and dairy farms that do not have improved manure management practices (IM). Productivity is only significantly improved on large dairy farms (GIII) or on small dairy farms that attempt to improve manure management through composting (GIVc). Only the F7 farm (GIVp) achieves a high level of productivity. Thanks to ENA, various scenarios to analyze the effects of improved manure management at the barn or storage level on farm operation and performance were tested. The intensity of AEI of GI is greater than the other groups and more efficient at N use in S1.

The intensity of AEI of GIII is greater than the other groups, but GIVc is more efficient at N use in the farm group of S2 and S3.

Key words: Agriculture-livestock integration, manure management, network analysis, agroecological performance, Madagascar.

Fintina: Mbola miely patrana any Afrika atsimon'i Sahara ny rafitra fambolena mifangaro. Amin'ireo rafitra ireo, ny tsingerin'ny otrikaina amin'ny alàlan'ny fomba fanao mitambatra dia tena ilaina amin'ny faharetan'ny fahavokaran'ny tany sy ny fambolena. Ny tanjona ankapobeny amin'ity fikarohana ity dia ny hanome vaovao momba ny fitantanana ny loharanon-karena organika sy ny famindrana ny fahavokarana ateraky ny fomba fambolena amin'ny toeram-pambolena sy fiompiana mifangaro. Ny vokatry ny famerenana amin'ny laoniny avy amin'ny biby fiompy, amin'ny endrika isan-karazany amin'ny fiompiana, dia ho modely amin'ny fanombanana ny fahombiazan'ny fomba IAE samihafa. Ny fanandramana dia hatao amin'ny fampiasana ireo maodely ireo mba hitsapana ny toe-javatra hanatsarana ny fanao efa misy. Nisy fanadihadiana nifototra tamin'ny dinidinika natao tamin'ny toeram-pambolena 300 niaraka tamin'ireo mpitantana ny toeram-pambolena tsirairay. Tamin'ny fiakaran'ny fanadihadiana dia nisy ny fandalinanana, mifototra amin'ny isan'ny biby fiompy sy ny hahabe ny tany. Ireo singa mifandraika amin'ny ACP dia nampiasaina hanaovana fanasokajiana ambaratonga ambony (CHA) ary hamaritana ny karazana toeram-pambolena any ampivoan-tany. Izany dia mampiseho karazana mpiompy fito, izay ahafahana manavaka ny fiompiana ronono amin'ny fiompiana hafa (omby, kisoa). Fanampin'izany, ny fitsapana Chi2 dia nahitana fiantraikany lehibe ($P\text{-value} = 0.001$) amin'ny karazana fiompiana amin'ny fomba fitantanana ny zezika. Indrindra indrindra, ny fisian'ny fiompiana ronono sy kisoa eny amin'ny toeram-piompiana dia toa manome vahana ny fomba fitantanana ny taim-biby. Toeram-piompiana sivy any amin'ny faritra avon'i Madagasikara no nofantanana, ny sasany mifanitsy amin'ny toeram-piompiana nentim-paharazana mahantra tsy misy afa-tsy omby voatarika; ny hafa, kely na antonony, mafimafy kokoa, miaraka amin'ny andian'omby be ronono; ary ny sasany amin'ireo farany dia nanatsara ny fomba fitantanana ny zezika (komposta zezika, fanangonana zezika ranoka). Nofaritana ny fifandanjana otrikaina amin'ny rafi-pambolena, ary ny tondro fampandehanana dia nokajiana tamin'ny ambaratongam-piompiana, fiompiana ary fitambaran'ny fambolena sy fiompiana. Nasehon'ny vokatra fa ny fanodinana otrikaina ataon'ny fitambaran'ny fambolena sy fiompiana dia manan-danja amin'ny fampandehanana ireo rafitra nodinihina, izay mitondra indrindra amin'ny fiparitahan'ny otrikaina (hatramin'ny 76%) ary mitarika ho amin'ny fahombiazana sy ny famokarana bebe kokoa. Ny fikorianan'ny otrikaina vokatry ireo fanao ireo dia natao ho an'ny biby fiompy (mihoatra ny 60% ny otrikaina), na dia ny fitantanana ny zezika aza no ivon'ny fambolena ary ny zezika dia mijanona ho vokatra biby irina avy amin'ireo karazana fiompiana ireo (hatramin'ny 100% amin'ny vokatra biby). Ny fifandanjana ratsy eo amin'ny N sy K (hatramin'ny 80% amin'ny zezika) dia hita tamin'ny rafi-pambolena nentim-paharazana miaraka amin'ny omby. Izy ireo dia ambany kokoa (39-68%) tany amin'ny toeram-piompiana ronono mafimafy kokoa. Miovaovaovaova be ihany koa ny fahombiazan'ny rafi-pambolena eo amin'ny vondrona

mpamboly. Kely ny vokatra ho an'ny fiompiana nentim-paharazana (GI) sy ny fiompiana ronono izay tsy manana fomba fitantanana tsara ny zezika (GII). Amin'ny toeram-piompiana be ronono lehibe (GIII) na any amin'ny toeram-piompiana ronono madinika izay manandrana manatsara ny fitantanana ny zezika amin'ny alalan'ny zezika (GIV_c) ihany no mihatsara ny vokatra. Ny toeram-pambolena F7 (GIV_p) ihany no mahatratra ny vokatra avo lenta. Noho ny ENA, dia nisy andrana isan-karazany ahafahana mamakafaka ny fiantraikan'ny fanatsarana ny fitantanana ny zezika eny amin'ny toeram-piompiana na ny haavo fitahirizana eo amin'ny fampandehanana sy ny fanatanterahana ny toeram-pambolena notsapaina. Ny hamafin'ny IAE an'ny GI dia lehibe noho ny vondrona hafa ary mahomby kokoa amin'ny fampiasana N amin'ny S1. Ny hamafin'ny AEI an'ny GIII dia lehibe kokoa noho ny vondrona hafa, fa ny GIV_c dia mahomby kokoa amin'ny fampiasana N ao amin'ny vondrona mpamboly S2 sy S3.

Teny manan-danja: Fampifangaroana ny fambolena sy ny fiompiana, ny fitantanana ny zezika, ny famakafakana ny tambazotra, ny fahombiazan'ny fambolena, Madagasikara.

Introduction générale

L'agriculture doit répondre à des enjeux de plus en plus complexes : produire plus (pour satisfaire à une demande alimentaire toujours croissante) avec moins de ressource (compte tenu de la raréfaction des ressources naturelles) et en s'adaptant à de nouvelles contraintes liées aux changements rapides et brutaux que subissent les socio-écosystèmes (Stark et al., 2019). D'ici 2050, on prévoit une augmentation de la population mondiale qui devrait atteindre 9,7 milliards d'habitants, accompagné d'une augmentation des besoins alimentaires de plus de 70 % (Bruinsma, 2009). Ces besoins croissants en produits agricoles se feront dans un contexte de dégradations des terres déjà légères à graves dans 16 à 40 % des zones agricoles existantes (Chappell et LaValle, 2011), de réduction rapide de la disponibilité de l'eau douce (Rockström et al., 2009), de changement climatique rapide (Altieri et al., 2015) marqué par ses effets sur la production alimentaire mondiale, d'expansion rapide de besoins en nouvelles sources d'énergie comme les biocarburants, et d'importantes pertes continues de biodiversité, notamment dans les régions où la principale forme d'utilisation des terres est la production agricole (Lindenmayer et al., 2012). Parallèlement à la croissance des besoins alimentaires, les ressources en éléments fertilisants se raréfient. Dans le cas du phosphore (P), la demande mondiale devrait augmenter de 50 à 100 % pour répondre aux besoins des cultures, ce qui pourrait conduire à une pénurie des réserves de phosphate (Cordell et al., 2009) et des tensions sur le marché des engrais. Dans le cas de l'azote (N), la ressource est inépuisable, mais la conversion de l'azote atmosphérique est gourmande en énergie, donc coûteuse, et induit d'importantes émissions de CO₂ lorsque l'énergie est issue de ressources fossiles (Erisman et al., 2013). Dans un tel contexte, la FAO préconise de développer des systèmes alternatifs plus efficaces, qui utilisent au mieux les ressources (énergie, intrants, travail, etc.), et qui visent notamment à recycler efficacement les nutriments.

La fertilité des sols tend à diminuer du fait de l'exportation d'éléments nutritifs dans les récoltes et des pertes par lixiviation et érosion, non compensées par l'apport d'intrants fertilisants (Stoorvogel and Smaling, 1990). La baisse de fertilité des sols est particulièrement alarmante en Afrique (Stoorvogel et al., 1993). Le problème est ancien : Sanchez et al. (1997) notaient déjà la perte de la productivité agricole de 200 millions d'hectares de terres cultivées à travers le continent africain pendant les 30 années précédant leur travail. Ces dernières années, la hausse du prix du pétrole et l'augmentation conséquente du prix des engrais minéraux ont accru les problèmes d'accès aux fertilisants pour les paysans pauvres et ont entraîné un appauvrissement rapide des sols en nutriments et une baisse de la productivité des cultures (Schreinemachers et al., 2007).

A Madagascar, les engrais minéraux sont aujourd'hui difficilement accessibles pour la majorité des paysans en raison de leur prix. Les surfaces agricoles deviennent de moins en moins fertiles et de plus en plus acides (Fanjaniaina et al., 2021). Face à l'augmentation de la population rurale, les surfaces arables disponibles pour chaque exploitation deviennent de plus en plus réduites, celles-ci étant passées

de 0,142 à 0,114 ha par habitant entre 2010 et 2018 (World Bank, 2018). Les effets du changement climatique, qui sont de plus en plus manifestes (insuffisance de précipitations, sécheresse prolongée, etc.), aggravent les problèmes agricoles. Aussi, il est important aujourd'hui d'optimiser les rendements agricoles, tout en préservant l'environnement et en diminuant les incidences néfastes liées à l'agriculture, face au réchauffement climatique.

Comme pour de nombreuses agricultures paysannes du monde, pour les paysans malgaches, l'agroécologie n'est pas une nouveauté. En effet, dans plusieurs régions malgaches, les paysans pratiquent déjà des associations de cultures, de l'agroforesterie et des jachères pour maintenir la fertilité de leurs parcelles. Des innovations promues ces dernières décennies par diverses équipes de recherche-action, comme le Système Riziculture intensive (SRI) et le Semis direct Couverture Végétale (SCV), permettent d'améliorer considérablement l'efficacité des systèmes de productions tout en contribuant à la restauration de sols et d'environnement souvent dégradés. D'autres solutions proposées pour économiser les ressources minérales sont fondées sur la valorisation des intrants locaux (résidus de récoltes et autres ressources organiques disponibles sur la ferme) et l'intégration de l'agriculture et de l'élevage (IAE).

L'IAE consiste à valoriser les complémentarités entre les systèmes de cultures et les systèmes d'élevage. Elle a pour but de réduire l'utilisation des fertilisants minéraux par une meilleure valorisation des produits résiduels organiques (PRO) d'origine agricoles (Vololoharimanana, 2016). Hors des territoires où l'utilisation de fumier reste un « tabou », les agriculteurs utilisent donc, lorsqu'ils en disposent, diverses fertilisations organiques (Dupin, 2011). Dugué (2010) indique que la promotion de l'IAE en Afrique subsaharienne et à Madagascar, qui est une pratique courante des paysans malgaches (Randrianasolo et al., 2009), a été initiée dès les années 60. De nombreux auteurs ont contribué à l'étude de la dynamique des matières organiques dans les systèmes IAE, mais Rabibisoa (2011) précise que ces études sont rarement situées dans les zones tropicales. Un début d'intérêt des chercheurs pour l'IAE et les matières organiques (MO) a été observé à Madagascar, depuis une quinzaine d'années, via plusieurs projets de développement (BVLac, BVPI SE/HP, etc.). Ces projets ont été mis en œuvre dans les régions du lac Alaotra et du Vakinankaratra, respectivement, par différents acteurs de développement et organismes de recherches internationaux et nationaux (CIRAD, FIFAMANOR, FOFIFA, MAE, etc.). Ces projets avaient pour objectifs de comprendre le fonctionnement des systèmes de production agricole malagasy, afin d'assurer la sécurité alimentaire des producteurs, tout en augmentant leurs revenus et en préservant les ressources naturelles. Les conséquences pratiques de cela sont la création et la diffusion de référentiels techniques et économiques, pour conseiller les agroéleveurs en vue d'augmenter leurs productions et leurs revenus. Plus récemment, le projet BIOVA (Recyclage des BIOMasses Végétales et Animales dans les systèmes d'agriculture élevage), initié en 2012 grâce à un financement de l'Union

Africaine, avait pour objectif d'étudier l'importance et la gestion des Matières Organiques Végétales (MOV) et des Matières Organique Animales (MOA) des exploitations agricoles malgaches. Les fumiers sont incontournables pour l'agriculture malgache, car c'est le principal fertilisant des agroéleveurs, et dans beaucoup de cas le seul intrant local utilisé pour l'agriculture. Si ces MO sont considérées comme sous-produits agricoles et sous-produits d'élevage, elles peuvent être pourtant recyclées comme source de fertilisants organiques (Vololoharimanana, 2016). Des recherches portant sur la modélisation des flux de nutriments dans les exploitations mixtes agriculture-élevage sont menées actuellement dans le cadre d'un partenariat entre le Laboratoire des RadioIsotopes (LRI) de l'Université d'Antananarivo, le Centre de recherche et de développement rural en agriculture et en élevage (FIFAMANOR - Fiompihana Fambolena Malagasy Norveziana), l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) et le Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), dans le cadre du projet EcoAfrica, financé par l'Union Africaine. EcoAfrica est un projet de recherche intégré, qui est mené de manière collaborative, multidisciplinaire et à plusieurs échelles. Cette approche holistique sera utilisée pour répondre aux diverses contraintes rencontrées par les exploitations familiales en Afrique aujourd'hui (problèmes de fertilité du sol, acidification, etc.). L'objectif général du projet est l'intensification écologique durable des systèmes de production familiale grâce à une utilisation plus efficace des ressources et à des processus écologiques optimisés.

Compte tenu de l'importance de la matière organique du sol dans la contribution aux fonctions du sol, sa perte ou sa gestion inefficace est clairement préoccupante. Dans certaines circonstances, la perte des nutriments issue de la MO contribue à une perte de la fertilité des sols et donc à la perte de capacité de production des zones agricoles. En absence d'utilisation de fertilisants, les ressources sont limitées : donc il faut limiter les pertes. Pour quantifier les pertes, il est nécessaire de faire des bilans en fonction des pratiques des agriculteurs afin d'identifier les pratiques les plus efficaces. Cependant, compte tenu de l'inévitabilité d'une perte de nutriments (C, N, P, etc) après la culture, la question qui se pose est : comment peut-on gérer durablement les effluents d'élevages des exploitations agricoles associant agriculture et élevage pour limiter ces pertes en nutriments ?

L'objectif général de cette étude est d'abord, d'apporter des informations sur la gestion des ressources organiques et les transferts de fertilité induit par les pratiques agricoles des exploitations mixtes d'agriculture-élevage. Les effets des restitutions provenant de l'élevage, sous diverses formes d'effluents d'élevages, seront modélisés pour évaluer les performances de différentes pratiques d'IAE. Des simulations seront réalisées à partir de ces modèles afin de tester des scénarios d'amélioration des pratiques existantes.

En lien avec divers enjeux de recherche et les objectifs spécifiques de notre étude, trois hypothèses ont été ainsi avancées :

H1 - L'enjeu de la recherche est l'augmentation des productions agricoles pour satisfaire les besoins de la population, tout en assurant une gestion rationnelle des effluents d'élevages. L'objectif est d'élaborer une typologie des exploitations des Hautes Terres du Vakinankaratra intégrant agriculture et élevage et d'analyser la variabilité des pratiques de gestion des biomasses. L'hypothèse que nous proposons est qu'il y a une relation forte entre les pratiques de gestion des biomasses et la typologie des exploitations, avec des pratiques améliorées (fosses sous abri) dans les systèmes laitiers les plus intensifs.

H2- Actuellement, la durabilité de la production représente un défi majeur de l'activité agricole (Machinet et al., 2009). Cette durabilité des systèmes de cultures repose sur la gestion rationnelle de la fertilité des sols nécessitant une bonne gestion des nutriments (Girma et al., 2007) et des effluents d'élevages. L'hypothèse que nous suggérons est que l'amélioration de l'efficacité des transferts de fertilité-au sein de l'exploitation agricole est liée à un accroissement des flux de matières et de nutriments générés par l'intégration des systèmes d'élevage et agricoles.

H3 - En s'inspirant des travaux d'Altieri et Nicholls (2012) et Bonaudo et al. (2014), nous avons décliné les enjeux de l'agriculture à travers le prisme de l'agroécologie, en quatre, types de performance : l'efficacité, la productivité, la dépendance et la résilience. Il s'agit de proposer des outils d'aide à la décision pour explorer avec les producteurs des modes de gestion innovants des ressources des systèmes mixtes agriculture élevage. L'objectif est d'analyser les flux de biomasse et de nutriments par la modélisation avec l'Ecological Network Analysis (ENA) et de tester différents scénarios sur le recyclage des nutriments et différentes modalités (efficacité de recyclage, dépendance, résilience) de l'IAE pour l'amélioration du système. L'hypothèse que nous présentons est que les performances des systèmes d'exploitation, explorées à partir de la modélisation et la simulation avec l'ENA, sont renforcées avec l'amélioration de la gestion des flux de biomasses.

Le document est structuré en quatre grands chapitres présentant les principaux résultats de notre travail.

Le premier chapitre synthétise les connaissances bibliographiques sur l'intégration agriculture élevage (IAE), les différentes sources de biomasses des exploitations, les bénéfices associés aux apports de biomasses sur les agroécosystèmes, les bilans minéraux liés à l'IAE et au recyclage des biomasses, et l'Ecological Network Analysis, qui est la méthode choisie pour analyser les flux de nutriments au niveau des exploitations ;

Les trois chapitres suivants analysent les exploitations agricoles intégrant agriculture et élevage en trois étapes suivant le schéma conceptuel présenté en Figure 1 :

- le deuxième chapitre présente les résultats portant sur l'élaboration d'une typologie des exploitations intégrant agriculture et élevage dans les Hautes Terres du Vakinankaratra et sur les relations entre la typologie et les pratiques de gestion des biomasses ;
- le troisième chapitre vise à quantifier et caractériser les flux de biomasses, des effluents d'élevages et de nutriments, dans neuf exploitations de référence ;
- le quatrième chapitre a pour objectif d'analyser les flux de biomasse et nutriments par la modélisation avec l'Ecological Network Analysis (ENA) et de tester différents scénarios sur le recyclage des nutriments et différentes modalités (efficacité de recyclage, dépendance, résilience) de l'IAE pour l'amélioration du système de production.

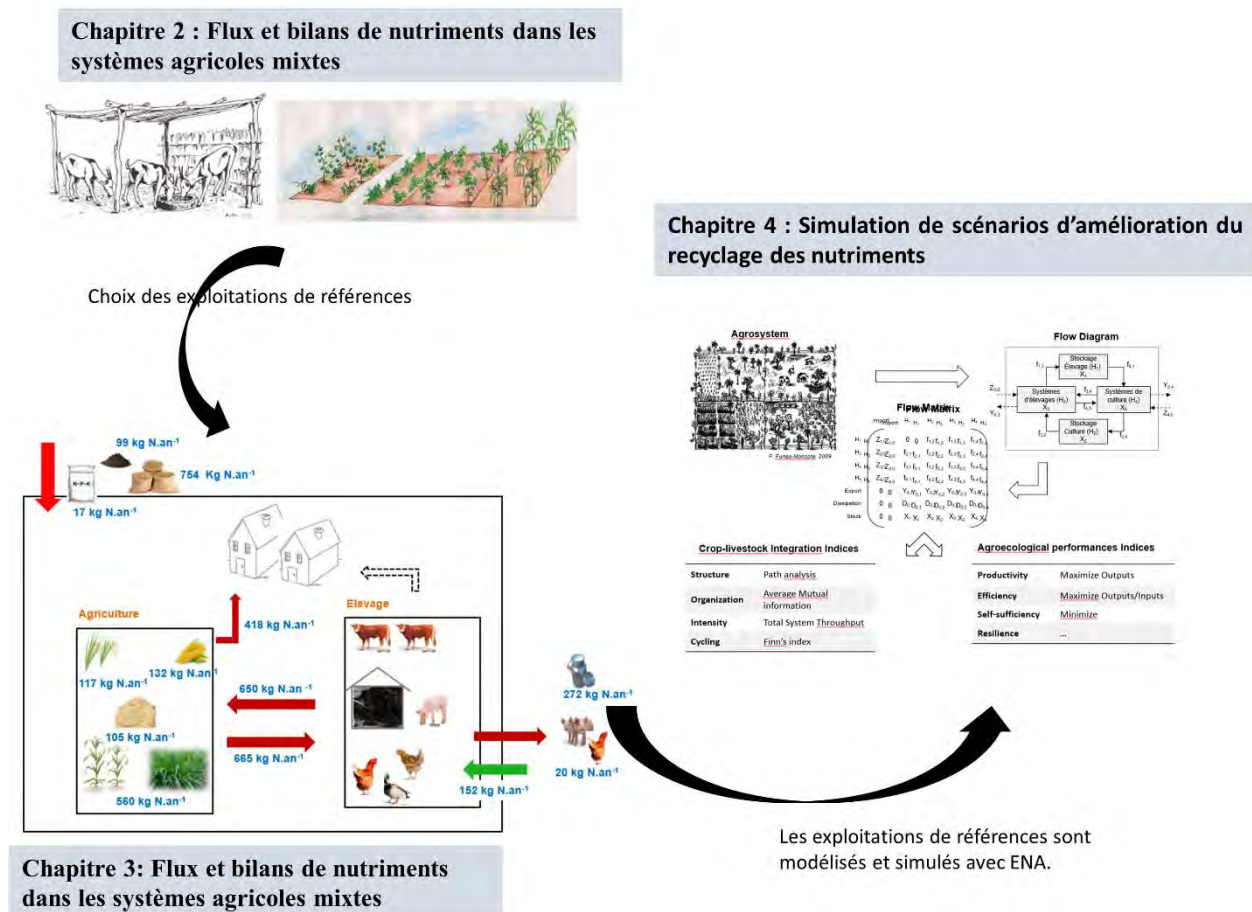


Figure 1 : Schéma conceptuel de la thèse

Chapitre 1 : Synthèse bibliographique

Notre étude est centrée sur la gestion des effluents d'élevages et les transferts de fertilité induits par les pratiques agricoles des exploitations mixtes d'agriculture-élevage. Ce chapitre s'intéresse aux caractéristiques générales de l'intégration agriculture élevage (IAE) en Afrique et à Madagascar, aux bénéfices associés aux apports de biomasses sur les parcelles, aux bilans minéraux liés à l'IAE et au recyclage des biomasses, ainsi qu'à l'Ecological Network Analysis qui est une méthode d'analyse de la durabilité des agroécosystèmes.

1 Caractéristiques générales de l'intégration agriculture élevage (IAE) en Afrique et à Madagascar.

1.1 Généralité sur l'intégration agriculture-élevage

Autrefois, l'agriculture et l'élevage étaient souvent deux activités distinctes exercées par des populations différentes dans des espaces plus ou moins disjoints, comme par exemple en Afrique de l'Ouest (Lhoste *et al.*, 2010). Les agriculteurs avaient peu ou pas de bétail et les éleveurs pratiquaient peu l'agriculture (Powell *et al.*, 2004). Cependant, avant les années 1950, il existait déjà des systèmes agropastoraux combinant productions végétales et animales dans des zones à forte densité de population (50 à 80 habitants km²), comme dans le cas du pays Sérère au Sénégal, du pays Tupuri au nord du Cameroun et des Hautes Terres de Madagascar (Dugué *et al.*, 2013). Des échanges entre agriculture et élevage avaient lieu entre les composantes agricoles et élevage d'une même exploitation, mais aussi entre éleveurs et agriculteurs au niveau territorial. La promotion du système de production basé sur l'intégration de l'agriculture et de l'élevage (IAE) au sein d'une même exploitation s'est très clairement inspirée de l'agriculture française et européenne du XIX^e siècle et de la première moitié du XX^e siècle, basée sur la révolution fourragère, l'abandon des jachères et le début de la mécanisation (Dugué *et al.*, 2004).

L'introduction de la traction animale dans les systèmes agricoles de nombreux pays africains depuis les années 1950 visait à améliorer la productivité de la terre et du travail, en vue d'augmenter la production de cultures industrielles d'intérêt pour les pays du Nord (coton, arachide) (Bénagabou, 2019). Ainsi, dans ces conditions, l'IAE repose sur trois piliers : (i) la traction animale (ii) la valorisation des résidus de cultures pour l'alimentation animale et (iii) la valorisation des effluents d'élevage comme fertilisant organique. L'utilisation de la traction animale a fortement progressé dans les exploitations à partir des années 1960 avec un appui à l'acquisition d'animaux de trait et d'équipements pour le labour (Lhoste *et al.*, 2010 ; Dugué *et al.*, 2013).

Des mesures d'accompagnement ont été mises en place pour améliorer l'élevage des zébus de trait dans les exploitations agricoles et favoriser le maintien de la fertilité des sols. Par conséquent, les agriculteurs ont été encouragés à produire du fourrage et à collecter et utiliser le fumier produit (Berger *et al.*, 1987). Ces mesures d'accompagnement ont été développées à trois niveaux. Au niveau des stations de recherche agronomiques, le volet expérimental a permis aux chercheurs d'élaborer des normes techniques (Hamon, 1972) autour de la production d'aliments, de fumier, d'ateliers d'entretien pour animaux de trait, etc. Focalisés sur les aspects techniques, les chercheurs ne se sont pas intéressés à l'analyse des logiques et des représentations des acteurs (Landais et Lhoste, 1990). Mais ils ont

rapidement rencontré des difficultés pour adapter les techniques proposées : la recherche biotechnique initialement privilégiée s'est accompagnée d'une très faible acceptation des innovations techniques (cultures fourragères, production de fumier) (Bernardet, 1984). Des analyses ont alors porté sur les déterminants, les modalités et les impacts des pratiques (migration animale, alimentation, fumier) sur les systèmes de production. Elles ont permis de comprendre le peu d'engouement des producteurs pour ces techniques et les principaux freins à leur développement. Les causes de l'échec des récoltes fourragères et des fumiers étaient : l'insuffisante sécurisation foncière, le développement insuffisant des moyens de transport, la prédominance des jachères dans les zones peu peuplées et la pratique du pâturage libre (Lhoste *et al.*, 2010). Enfin, l'analyse de l'intégration agricole au niveau territorial a été complétée quelques années plus tard, en se concentrant sur les modes d'occupation et d'évaluation des espaces et des ressources et les conflits entre différentes communautés ou groupes d'utilisateurs (Gautier *et al.*, 2005). L'intégration agricole a ainsi évolué sous des formes très éloignées des prévisions initiales (Dugué et Dongmo, 2004), la mise en œuvre se faisant au niveau de l'exploitation, mais aussi au niveau territorial.

1.2 Différents types d'intégration agriculture-élevage.

1.2.1 Les systèmes IAE basés sur les animaux de traits

Dès les années 1990, dans les pays en développement, les animaux de trait fournissaient 10 % de l'énergie agricole. Le travail manuel des paysans fournissait 89 % de l'énergie agricole alors que seulement 1 % l'était par la motorisation (Le Thiec, 1996). La FAO estimait en 2001 qu'en Afrique Subsaharienne et centrale, seulement 4 % des terres cultivées étaient travaillées par tracteur, 22 % avec l'énergie animale et que 70 % des terres agricoles restaient préparées par un travail manuel (FAO 2001, citée par Havard et Side, 2016). Les effectifs d'animaux de trait dans 11 pays d'Afrique francophones (zone CFA et Guinée) sont passés de 339 000 têtes en majorité des bovins et des ânes en 1960 à plus de 1,8 million en 1995, et pour les mêmes pays et la même période, le matériel de traction animale est passé de 345 000 équipements à 2,3 millions (Havard *et al.*, 1998). La progression a cependant ralenti avec une stagnation dans l'amélioration du taux d'équipement en traction animale des exploitations agricoles (Havard et Side, 2016). La traction animale permet de combiner le travail humain et animal et par conséquent, de réduire la pénibilité du travail manuel. Elle permet l'exécution de certaines activités agricoles (labours, semis, sarclage, buttage), le transport des biens (intrants agricoles, fumier, fourrages, récoltes) (Lhoste, 2004), l'exhaure de l'eau et le battage des céréales (Dongmo, 2009). Elle permet aussi de maîtriser les adventices dans les systèmes de culture où la jachère qui jouait ce rôle a disparu (Vall *et al.*, 2004 ; Dongmo, 2009). Ainsi, d'après Bénagabou (2019), deux hommes en

s'appuyant sur la traction animale peuvent entretenir 5 hectares de culture au lieu d'un manuellement. La traction animale s'est accompagnée cependant d'un accroissement de l'emprise agricole dans les zones de culture de coton et d'arachide (Havard *et al.*, 2004) avec une rapide extension des surfaces mise en culture. La traction animale est déterminante pour la production agricole, la sécurité alimentaire, la génération de richesse et la réduction de la pauvreté des petites exploitations (Lhoste, 2004).

1.2.2 Les systèmes IAE pour la production de produits animaux

Si l'élevage est encore largement lié à l'utilisation d'animaux de traits en Afrique, la situation est très différente dans les autres régions du monde, où les animaux d'élevage sont principalement utilisés pour la production de nourriture. Ces changements dans ces régions ont deux raisons majeures : la mécanisation de l'agriculture ; le changement des modes de consommation. A partir de la première moitié du XX^e siècle, la mécanisation a fait disparaître presque totalement les animaux de trait dans les pays les plus développés. Une tendance similaire a lieu dans de nombreux pays en développement, en Asie et en Amérique du Sud, où l'utilisation de la traction animale se réduit de plus en plus. Des changements des modes de consommation ont également lieu, se traduisant par une place de plus en plus importante de produits d'origine animale (viande, lait, etc.) dans l'alimentation humaine. Dans les pays développés, la consommation de viande et de lait augmente peu du fait d'une stagnation de la consommation individuelle et d'une faible croissance de la population (Thornton, 2010). La production animale et la commercialisation dans les pays industrialisés représentent toutefois plus de la moitié (53 %) du PIB agricole (Banque mondiale 2009, citée par Thornton, 2010). Dans les pays en développement, l'importance de la consommation de produits animaux croît avec le développement de la population, le développement économique et la demande accrue des populations pour de la nourriture d'origine animale. Les analyses de Tilman *et al.* (2011) montrent une relation forte entre le PIB par habitant et la demande de calories ou de protéines d'origine animale. Ceci devrait se traduire par une augmentation de la production de l'élevage de 100 % à 110 % à l'échelle mondiale entre 2005 et 2050 pour couvrir les besoins alimentaires (Tilman *et al.*, 2011). L'augmentation de production devra être particulièrement importante en Afrique pour réduire la malnutrition actuelle et couvrir les besoins futurs. Avec une croissance démographique annuelle qui avoisine 2,7 % entre 2000 et 2020 (Tabutin et Schoumaker, 2020), les besoins alimentaires vont continuer à croître dans les décennies à venir. De plus, l'augmentation de la consommation de produits animaux est souvent proposée par les recommandations alimentaires nationales de nombreux pays (Oosting *et al.*, 2022). En effet, ces aliments d'origine animale fournissent des protéines avec une biodisponibilité élevée et un profil

d'acides aminés répondant aux besoins humains et ils sont des sources importantes de micronutriments (zinc, sélénium, fer), de vitamines (A, B12), etc. souvent indispensables à l'alimentation des plus pauvres (Kronberg *et al.*, 2021 ; Oosting *et al.*, 2022), permettant de réduire la malnutrition chronique. L'augmentation des besoins alimentaires et les modifications du régime alimentaire devraient donc conduire à un développement important de l'élevage en ASS.

2 Bénéfices associés aux apports de biomasses sur les agroécosystèmes

Afin de répondre à cette demande accrue en denrées alimentaires dans les pays en développement, et en particulier pour les produits d'origine animale, il apparaît impératif d'intensifier la production de manière durable (Herrero *et al.*, 2010). L'intensification durable implique une augmentation de la productivité des systèmes agricoles, accompagnée d'une augmentation des services écosystémiques rendus, d'une meilleure efficacité dans l'utilisation des intrants et de la protection des sols et de la biodiversité (Dugué *et al.*, 2011). L'intensification durable mobilise les processus écologiques, notamment le recyclage de la biomasse et des nutriments présents dans les systèmes agricoles intégrés. Dans ce cadre, la matière organique du sol (donc les restitutions organiques au sol) joue un rôle clé à travers les processus du sol qu'elle favorise et à travers les diverses fonctions écosystémiques qu'elle contrôle (Figure 2). Parmi ces divers processus clés, on peut citer : le maintien de la structure du sol ; les cycles des éléments, liés aux transformations du carbone...

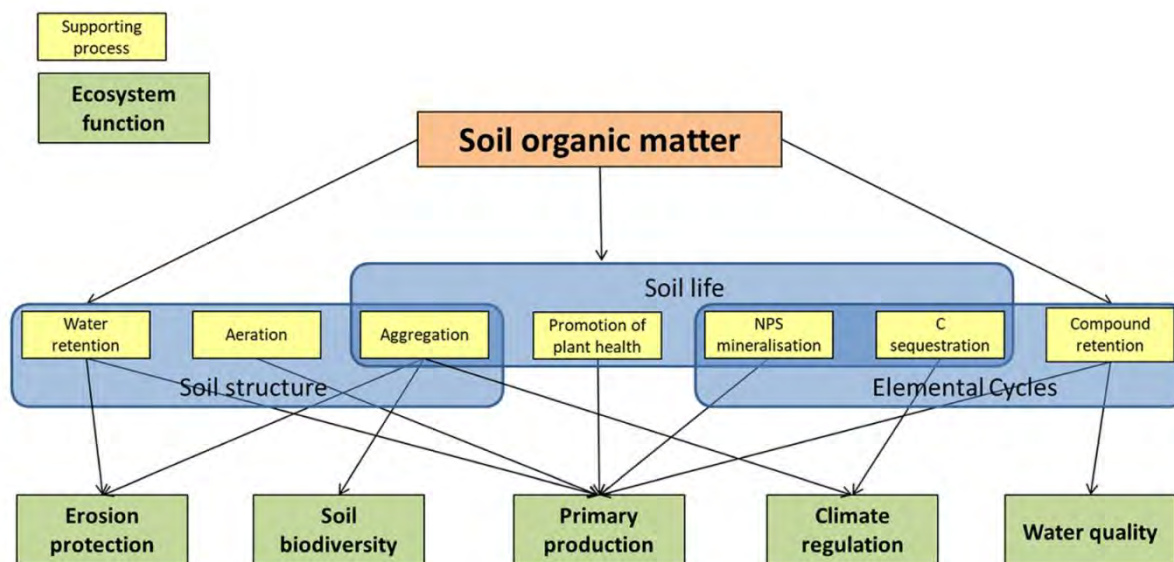


Figure 2 : Fonctions écosystémiques de la matière organique du sol et des processus qui les soutiennent (Source : Hoffland, 2020).

2.1 Maintien de la structure du sol

L'aération et la rétention d'eau sont toutes deux le résultat de l'agrégation, qui est couramment utilisée comme indicateur de la structure du sol. La structure du sol définit le réseau de pores et donc la porosité, la rétention d'eau et l'aération, et joue un rôle clé dans la stabilisation du MOS.

Les apports organiques peuvent avoir de multiples fonctions dans la promotion de l'agrégation : ils peuvent agir eux-mêmes comme un agent de liaison, favoriser les micro-organismes qui servent ou produisent des agents de liaison ou parce qu'ils peuvent interagir avec d'autres composés et affecter leurs capacités de stabilisation, ou soutenir la méso- et la macro-faune impliquée dans l'agrégation (Hoffland, 2020).

La MO particulaire agit comme un noyau pour la formation efficace de macro-agrégats dans un sol (Bucka *et al.*, 2019). Ceci est potentiellement facilité par les produits microbiens qui se développent sur les particules organiques, suite à la décomposition de la MO. La MOS labile favorise aussi la formation d'agrégats, mais moins efficacement pour les macro-agrégats que les micro-agrégats (Bucka *et al.*, 2019). Ceci est cohérent avec la constatation que les amendements riches en C labile favorisent la formation relativement rapide, mais transitoire de macro-agrégats stables dans l'eau par la promotion de bactéries produisant des polysaccharides extracellulaires. Une MO plus récalcitrante fournit une source plus lente, mais plus continue de substrat aux micro-organismes, ce qui entraîne une macro-agrégation plus lente, mais plus persistante (> 300 jours) (Sarker *et al.*, 2018).

Les associations organominérales (en particulier avec les oxydes de Fe) sont aussi des unités de construction dans la production des micro-agrégats (Totsche *et al.*, 2018). Ces auteurs ont suggéré un continuum allant de la MO associée à des minéraux aux micro-agrégats. Les apports de C organique qui favorisent l'association de la MO avec les minéraux sont donc écofonctionnels en favorisant également la structure du sol. Par ailleurs, les substances humiques définies de manière opérationnelle (acides humiques et fulviques) sont corrélées à des agrégats stables dans l'eau (Kimura *et al.*, 2017), ce qui pourrait s'expliquer par leur capacité à se lier à la surface des minéraux (Weng *et al.*, 2006).

Les débris de parois cellulaires bactériennes et fongiques peuvent aussi agir comme un noyau pour la formation de micro-agrégats (Miltner *et al.*, 2012). De même, les bactéries vivantes interagissant avec les surfaces minérales jouent un rôle important dans la formation de micro-agrégats plus grands (>20 µm), probablement en fonction de la charge de surface et de l'hydrophobie de leurs cellules, et de leur production de polysaccharides extracellulaires (Totsche *et al.*, 2018). Les produits microbiens (polysaccharides extracellulaires, mucilage, matériau de paroi cellulaire réactif, glomaline) peuvent

également jouer un rôle dominant dans la formation de macro-agrégats, comme en témoigne la synchronisation entre l'augmentation de la respiration du sol et la formation de macro-agrégats lors de l'ajout d'amendements organiques (Mizuta *et al.*, 2015).

La mésofaune et les macro-invertébrés jouent également des rôles-clefs en minéralisant les matières organiques à la surface du sol et en consommant les microorganismes. Les ingénieurs des sols tels que les vers de terre ou les termites peuvent fortement stimuler le recyclage des nutriments en enfouissant les matières organiques dans les horizons plus profonds et en stimulant l'activité microbienne. Les multiples interactions entre les micro-, méso- et macro-organismes des sols favorisent le recyclage des biomasses végétales restituées au sol (Blanchart, 2022).

Les macro-agrégats ont des pores plus larges et mieux connectés que les micro-agrégats. Ils sont également plus transitoires que les micro-agrégats. En général, l'augmentation des amendements organiques (Mangalassery *et al.*, 2019) est associée à une augmentation de l'agrégation et donc de la disponibilité en eau des plantes (Eden *et al.*, 2017). Bien que la capacité des amendements organiques à former des agrégats semble varier (Dai *et al.*, 2019), il existe peu de connaissances complètes sur la relation entre la nature des apports organiques et la formation d'agrégats.

2.2 Transformations et séquestration du carbone

La MO du sol est un continuum constitué d'une grande diversité de composés dans différents états de décomposition, sous l'action de communautés microbiennes hétérotrophes. La composition chimique des résidus végétaux, qu'ils proviennent de la surface ou du sous-sol, est très variable, même au sein des écosystèmes (Kögel-Knabner, 2002). La vitesse à laquelle les divers composés peuvent être métabolisés varie entre des demi-vies de l'ordre de quelques minutes pour les sucres, la plupart des acides carboxyliques et des acides aminés une fois dissous dans l'eau interstitielle (Gunina *et al.*, 2017), et des décennies à des millénaires pour les composés qui ont un faible contenu énergétique et/ou une forte réactivité vis-à-vis de la matrice minérale. La capacité à transformer rapidement les composés dissous riches en énergie est universelle parmi les espèces microbiennes (Wallenstein *et al.*, 2013). Les molécules plus grandes ou plus complexes ne peuvent pas être absorbées par les cellules microbiennes et doivent donc d'abord être scindées en composés plus petits par des enzymes extracellulaires (Burns *et al.*, 2013). Ces molécules complexes sont associées à des taxons microbiens spécifiques au sein de leur communauté de décomposeurs (Bhatnagar *et al.*, 2018). En raison des changements de composition de la MO au cours de ces transformations, les communautés de décomposeurs changent au cours du processus de décomposition (Bonanomi *et al.*, 2019).

La dégradation de molécules complexes comme la lignine coûte plus d'énergie qu'elle n'en produit au final, ce qui nécessite une activité co-métabolique qui fournit l'énergie (Moorhead *et al.*, 2013). Lors de la dépolymérisation oxydative, les polymères deviennent plus petits et finalement solubles pour former la fraction de MO dissoute. Ils deviennent également chimiquement plus réactifs et polaires, en contenant de l'oxygène (carboxyliques, phénoliques) (Kleber *et al.*, 2015).

La communauté des décomposeurs du sol utilise une partie du C pour son anabolisme (constitution de la biomasse) ; une autre partie est respirée et disparaît du sol sous forme de CO₂ (ou de CH₄ dans des conditions fortement anaérobies). L'équilibre entre l'anabolisme et le catabolisme (pour libérer de l'énergie) détermine l'efficacité d'utilisation du carbone (EUC) des décomposeurs avec la stoechiométrie microbienne (Mooshammer *et al.*, 2014) et l'efficacité d'utilisation des nutriments. De nouvelles substances microbiennes sont synthétisées pendant l'anabolisme, avec des éco-fonctionnalités similaires ou différentes. Les produits microbiens s'accumulent au fur et à mesure de la décomposition : les composés d'origine végétale diminuent (à l'exception des alcanes) au profit des composés microbiens contenant de l'azote (Barré *et al.*, 2018). La nécromasse microbienne a généralement un contenu énergétique plus faible (Barré *et al.*, 2016) que la masse végétale qui a été utilisée pour assimiler cette biomasse microbienne. La diminution du contenu énergétique de la matière organique restante entraîne une biomasse microbienne plus faible avec une EUC diminuée, et donc une transformation plus lente des matières organiques.

Outre un contenu énergétique plus faible, les résidus microbiens présentent également des rapports C : N inférieurs à ceux de leur substrat initial, ce qui entraîne un enrichissement relatif en azote du MOS lors de sa décomposition. Les rapports C : N de la MO du sol sont de ± 11 (Kirkby *et al.*, 2011), tous deux similaires aux rapports C : N de la biomasse microbienne (C : N = 6-12 ; Xu *et al.*, 2013).

Cette transformation d'une matière végétale très diversifiée en une matière résiduelle plus uniforme a été appelée « entonnoir du décomposeur », d'après un concept de Swift *et al.* (1979). Ils ont proposé un modèle en cascade de la biochimie de la décomposition qui aboutit à la convergence des propriétés finales du MOS. Toutefois, contrairement au concept de Swift *et al.* (1979), la convergence est désormais attribuée à la signature microbienne croissante de la MO en décomposition (Fierer *et al.*, 2009).

La MO récalcitrante est peu étudiée malgré son rôle essentiel dans l'agrégation et la séquestration du carbone, en particulier dans les sols saturés en carbone. Toutefois, l'étude du Priming Effect a permis d'importants progrès dans l'analyse des mécanismes biotiques et abiotiques contrôlant la

minéralisation de la MO, ainsi que le rôle des enzymes et l'identité des acteurs microbiens impliqués (Bernard *et al.*, 2022a, 2022 b). Mais depuis la prise de conscience du réchauffement climatique dans les années 1980, l'accent a été mis sur la séquestration du carbone en tant que moyen de régulation du climat (Figure 2). La première mention de la séquestration du carbone dans un article sur la SOM a été faite par Thornley *et al.* (1991). L'ajout de la séquestration du carbone comme autre fonction du sol a entraîné une prise de conscience progressive des compromis potentiels entre ces deux fonctions du sol (la SOM comme source de nutriments et la SOM comme potentiel de stockage du carbone) (Hoffland, 2020). Des travaux récents ont été réalisés à Madagascar sur ces mécanismes en conditions tropicales (Razanamalala *et al.*, 2018).

2.3 Humification et minéralisation des nutriments

2.3.1 Humification

Selon Waksman, chimiquement, l'humus est constitué de certains constituants de plante résistants à une décomposition rapide : des substances en cours de décompositions ; des complexes résultant de la décomposition, soit par des processus d'hydrolyse, soit par l'oxydation et réduction ; et de divers composés synthétisés par les microorganismes (Baveye et Wander, 2019). Ces auteurs soutenaient que, sans nier le rôle des réactions purement chimiques dans la formation et la transformation de l'humus, notamment celle d'oxydation et réduction, d'hydrolyse et de polymérisation, les agents primaires de la formation et de la transformation d'humus sont les microorganismes. Dans un article de synthèse qui avait fait date, Piccolo (2002) avait déjà conclu que les substances humiques sont « des associations supramoléculaires de molécules auto-assemblées, hétérogènes et relativement petites, provenant de la dégradation et de la décomposition de matériel biologique mort (Baveye et Wander, 2019).

2.3.2 Minéralisation des nutriments

L'un des principales fonctions et services écosystémiques du MOS concerne son rôle de source de nutriments et son utilisation ultérieure pour la nutrition des plantes. Tant la vitesse à laquelle les nutriments peuvent être minéralisés que leurs quantités libérées par unité de matière sont des propriétés pertinentes du point de vue de l'éco-fonctionnalité (Hoffland, 2020). Le rapport C : N (ou C : P) est probablement la mesure la plus simple de l'éco-fonctionnalité en ce qui concerne l'approvisionnement en nutriments.

En règle générale, la décomposition du MOS avec un rapport C : N < 30 sont censées produire de l'azote minéral (Bonanomi *et al.*, 2019). L'utilité générale du rapport C : N découle du fait qu'il existe généralement une corrélation entre un taux élevé de N et un taux faible de lignine dans la litière

(Dias *et al.*, 2017 ; Freschet *et al.*, 2012) et donc que les apports organiques avec un rapport C : N < 30 sont à la fois rapidement dégradés et libèrent suffisamment de N par unité de C dégradé. Cependant, le paradigme consistant à utiliser les rapports C : N pour déduire les taux et les contrôles de la minéralisation de l'azote n'est pas toujours valable. De fait, la minéralisation est largement dépendante du Priming Effect et des mécanismes complexes qui le contrôlent (Bernard *et al.*, 2022a, 2022 b).

3 Bilans minéraux liés à l'IAE et au recyclage des biomasses.

Dans cette section, l'analyse de l'IAE dans les agrosystèmes africains et les conséquences sur la fertilité des sols seront approfondies. Ensuite, nous allons montrer l'efficacité du recyclage en ASS, ainsi que le transfert de fertilité à Madagascar.

3.1 Les agrosystèmes africains avec les conséquences sur la fertilité des sols.

Les sols, cultivés principalement par de petits agriculteurs dans de vastes régions d'Afrique subsaharienne, sont par nature pauvres en nutriments, du fait de l'altération poussée de la plupart des sols tropicaux. La faible fertilité des sols qui en résulte est considérée comme un obstacle majeur à l'agriculture (Alvarez, 2013). En effet, de vastes zones de ces sols ont des concentrations extrêmement faibles de carbone organique du sol (SOC) et de nutriments, et sont généralement acides. Sanchez *et al.* (1997) ont signalé une faible fertilité intrinsèque des sols et des carences en éléments nutritifs chez les agriculteurs de toute l'ASS. Le fumier de bétail est une ressource clé à cet égard, car il fournit des éléments nutritifs, augmente le pH du sol et augmente le SOC (Bayu *et al.*, 2005). En augmentant la matière organique du sol, il augmente la capacité d'échange cationique et améliore les propriétés physiques du sol, telles que sa structure. Les petits exploitants en ASS disposent généralement d'un approvisionnement limité en engrais organiques et minéraux et ont tendance à les utiliser dans les champs les plus proches de leurs exploitations (champs familiaux) plutôt que dans les champs de production (Tittonell *et al.*, 2005).

D'autres études en ASS ont également rapporté de meilleures réponses des plantes à l'application d'engrais dans les champs moins éloignés du domicile recevant de grandes quantités de fumiers par rapport aux champs les plus éloignés du domicile (Vanlauwe *et al.* 2006). Mais les raisons de la mauvaise réponse des cultures en plein champ ne sont pas claires. Bien que des recherches antérieures aient montré une augmentation significative des rendements des cultures basées sur le fumier en Afrique de l'Est et de l'Ouest (Bationo *et al.*, 2004), les multiples avantages du fumier dans les systèmes agricoles de basse altitude sur la fertilité des sols sont encore mal compris. La recherche sur

le fumier de bétail en ASS s'est concentrée principalement sur son rôle dans l'approvisionnement des cultures en azote, avec peu d'attention à ses effets sur les autres éléments nutritifs du sol. Les études examinant les effets à long terme du fumier sur la fertilité des sols et le rendement des cultures continuent de se concentrer sur les macronutriments (N, P, K) et négligent le rôle plus large du fumier dans la nutrition des plantes. Cependant, les fonctions non nutritives de la matière organique, telles que la stabilité structurale, la capacité de rétention d'eau, la capacité d'échange cationique, ont reçu beaucoup moins d'attention dans la modélisation de la matière organique du sol. Ces fonctions de la matière organique du sol sont pourtant importantes, en particulier dans les situations où les teneurs en matière organique sont faibles (Bell et Van Keulen, 1995).

3.2 Analyses de l'efficacité du recyclage

Dans les systèmes d'agriculture-élevage, les animaux jouent un rôle central dans le transfert et le recyclage de la biomasse et des nutriments (Figure 3). Les transferts de biomasse et des éléments nutritifs au sein d'une exploitation agricole et d'élevage se produisent entre les différents compartiments du système : animaux, réserves d'effluents (fumier, purin, compost), cultures (plantes et sol) et la famille (Figure 3).

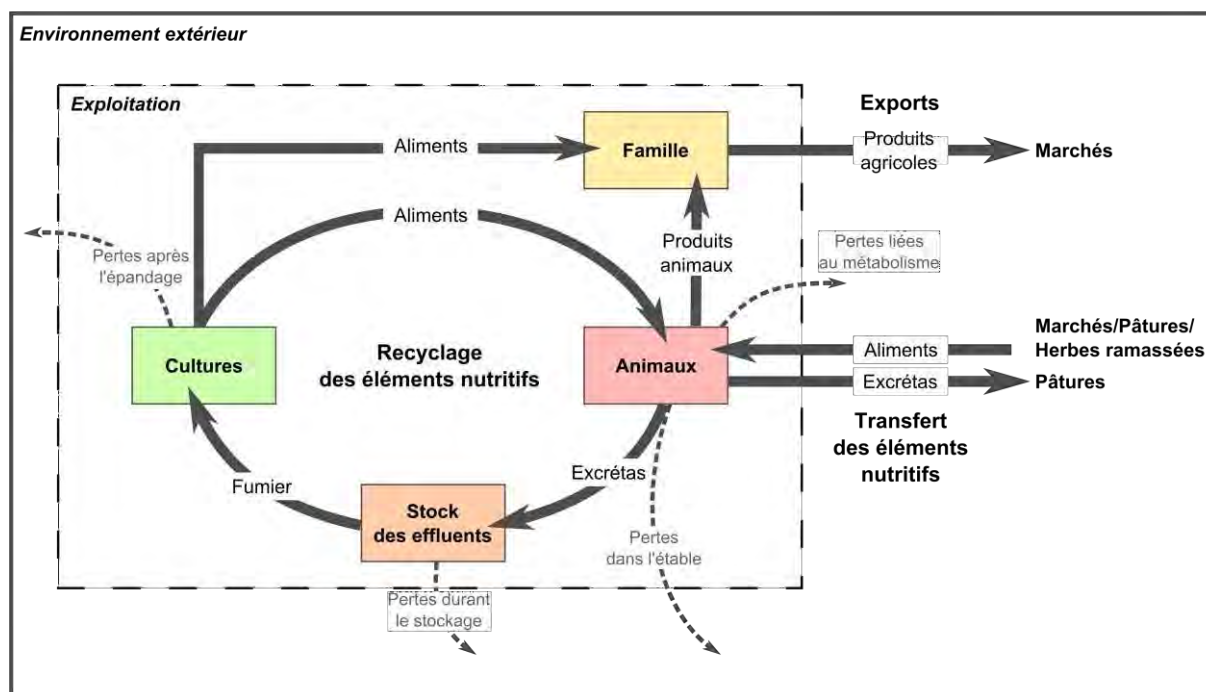


Figure 3 : Représentation schématique des transferts des éléments nutritifs et des pertes dans une exploitation mixte d'agriculture-élevage (source : Alvarez, 2013).

Les animaux, et en particulier les ruminants, ont la capacité de consommer des ressources végétales qui ne sont pas utilisées pour la consommation humaine, telle que les fourrages (cultivés ou naturels) et résidus de culture, pour la production de viande, de lait et de travail (McDermott *et al.*, 2010). Toutefois, seule une fraction des nutriments ingérés reste dans les produits animaux, 85 % des nutriments étant excrétés. En effet, selon Rufino *et al.* (2006), 54 % de l'azote ingéré par les bovins se retrouve dans les urines et 29 % dans les fèces. Pour Gustafson *et al.* (2004), les quantités excrétées dans les urines et les fèces, rapportées aux quantités ingérées, étaient respectivement de 41 et 32 % pour N, 2 et 60 % pour P, 69 et 11 % pour K. Les animaux produisent donc des effluents organiques riches en nutriments, qui servent à fertiliser les terres arables, contribuant ainsi au recyclage « plante-animal-sol-plante » des nutriments au sein de l'exploitation. De plus, les animaux accélèrent le cycle des nutriments directement par la décomposition (digestion) et l'excrétion des nutriments des plantes et indirectement par l'action des excréta sur les organismes du sol (Rotz *et al.*, 2005).

Quatre étapes principales du transfert et du recyclage des éléments nutritifs peuvent être définies (Rufino *et al.*, 2006 ; Figure 4) : (1) production de fumier de bétail ; (2) la collecte et la gestion des effluents ; (3) stockage des effluents ; (4) la minéralisation de l'azote dans le sol, son captage par les plantes et sa transformation en biomasse végétale (Figure 4).

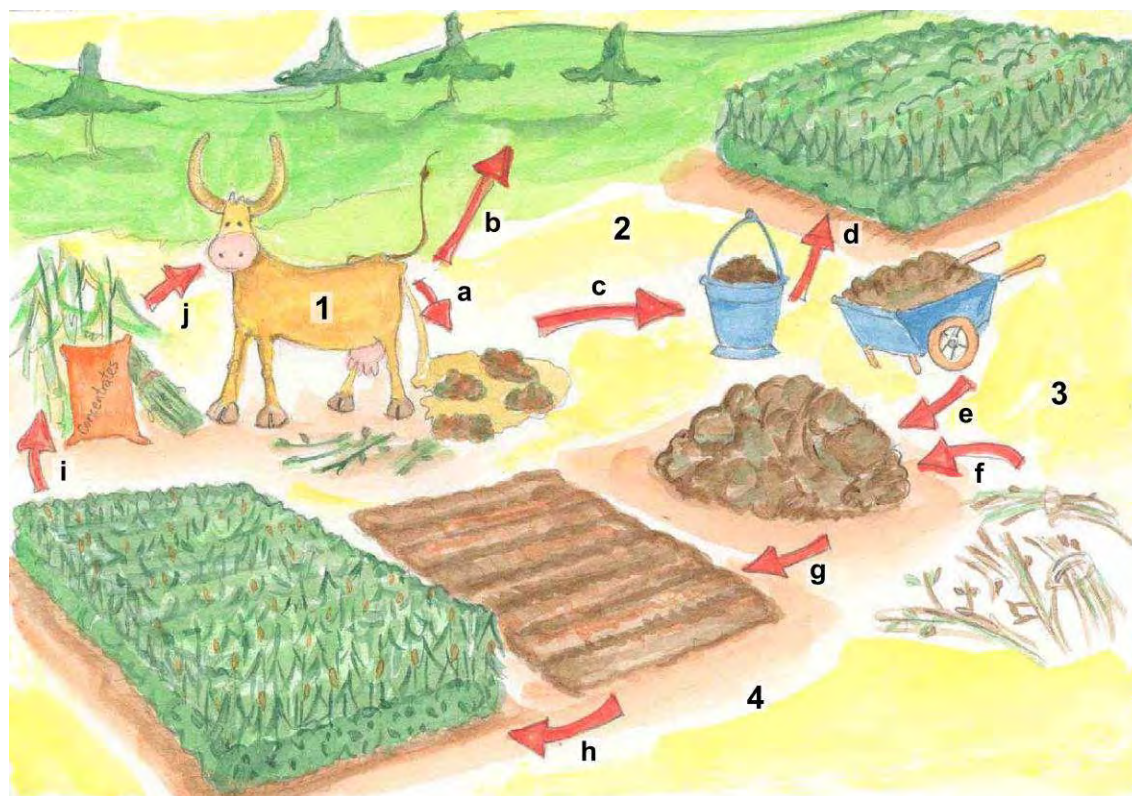


Figure 4 : Etapes du transfert de l'azote au sein d'une exploitation d'agriculture-élevage (Rufino *et al.*, 2006). 1 : La production d'effluents d'élevage. Une fraction de l'azote alimentaire consommée par l'animal est excrétée dans les fèces et urines. Ces effluents peuvent rester dans le parc (flux a) et/ou sur les parcours (flux b) selon le mode de gestion des animaux. 2 : La collecte et la gestion des effluents. Les effluents sont recueillis (flux c) puis appliqués directement sur les terres cultivées (flux d) ou stockés (flux e) 3 : Stockage des effluents ; des résidus de culture peuvent leur être ajoutés (flux f) pendant le stockage. 4 : La minéralisation de l'azote dans le sol, son absorption par la plante et sa conversion en biomasse végétale. Les effluents sont épandus sur les terres cultivées (flux g) ; les plantes absorbent la fraction minéralisée de l'azote rendue disponible (flux h). L'azote assimilé par la plante est reparti dans les grains et dans les parties végétatives (flux i). Les fourrages ou résidus des cultures (non valorisés par l'homme) peuvent être utilisés pour l'alimentation des animaux (flux j). (source : Rufino, 2009).

3.3 Transfert de fertilité à l'échelle des exploitations agricoles à Madagascar

La gestion de la biomasse et des flux de biomasse dans les exploitations agricoles malgaches montre une grande variété de pratiques (Alvarez, 2013). En effet, les entrées, sorties et flux internes au sein de chaque exploitation dépendent de plusieurs facteurs : la taille de l'exploitation, l'achat de concentrés (provende, drèche, etc.), le fonctionnement de l'exploitation, le nombre d'animaux, la

surface totale cultivée, les pratiques de fertilisation, l'alimentation du bétail laitier, la gestion du fumier et la vente de produits agricoles et d'élevage, etc. (Fanjaniaina, 2018).

Par exemple, concernant la complémentarité de l'agriculture et de l'élevage, les animaux bénéficient généralement de la biomasse végétale produite par l'agriculture (Naudin *et al.*, 2015), mais fournissent également des engrais organiques. Cependant, la qualité du fumier utilisé varie en fonction des pratiques de gestion liées à la production du fumier et des conditions d'utilisation du fumier sur la parcelle (Rufino *et al.*, 2006). Les doses d'application de l'engrais sont donc différentes selon l'agriculteur et le type de culture. Selon les résultats d'enquêtes sur les pratiques liées à la fertilisation des surfaces cultivées de Randrantoarimbola (2015), 89,1 % des exploitations utilisent la méthode de fertilisation « organique + minérale », tandis que les 10,9 % restants n'utilisent que des engrais organiques. Cependant, les doses de fertilisation varient considérablement d'une ferme à l'autre et en fonction du type de culture (Alvarez, 2013).

En général, les engrais organiques sont couramment appliqués aux cultures fourragères (Raygrass, Pennisetum, Avoine, Maïs fourrager, etc.) et/ou à d'autres cultures vivrières en agriculture. La plupart des paysans ont estimé que les intrants organiques apportés pour la culture de contre-saison (cultures maraichères, plantes à tubercules) sur la même parcelle devraient être suffisants pour fertiliser le sol pour la culture du riz suivante (Randrantoarimbola, 2015). Le riz bénéficie de l'effet secondaire des engrais appliqués hors saison. Bien que la fertilisation minérale soit courante dans la région, son utilisation reste rentable économiquement pour la plupart des agriculteurs. Le NPK et l'urée sont les engrais les plus couramment utilisés, mais les doses épandues sont encore faibles (environ 100 à 200 kg d'engrais ha⁻¹) et ils sont plus couramment appliqués sur les cultures fourragères, les tomates et les pommes de terre, selon Randrantoarimbola (2015).

Selon l'étude effectuée par Alvarez (2012) dans la région de Vakinankaratra sur la gestion d'effluents d'élevage, les principales différences dans les pratiques de gestion des effluents résident dans : (i) la nature des sols de l'étable (bétonné, dallé ou sol nu) qui facilite plus ou moins la récupération des liquides ; (ii) la nature et la quantité de la litière employée (certaines exploitations achètent de la litière végétale alors que d'autres emploient les refus de l'alimentation et des pailles de riz) ; (iii) les mélanges d'effluents dans le tas de fumier ; (iv) la pratique du compostage qui se traduit par des ajouts de « bozaka » au tas de fumier, une pratique qui permet d'augmenter le volume de fumier produit.

Les pratiques alimentaires jouent également un rôle important dans le transfert de la fertilité au sein des exploitations malgaches. Les flux entrants se différencient essentiellement par la nature des aliments employés ou achetés (fourrages cultivés, fourrages sauvages, résidus de cultures et aliments concentrés) et par les quantités distribuées. En général, la paille de riz est utilisée pour nourrir le bétail, mais dans des proportions différentes selon la disponibilité sur la ferme et la possibilité d'achat. Certains éleveurs complètent le fourrage avec des céréales (qui varie entre 0 à 8 kg de matière première/jour/animal selon le type d'exploitation) ou de la provende (qui varie entre 0 à 5 kg de matière brute/jour/animal) (Alvarez, 2012).

Selon Fanjaniaina *et al.* (2021), la restitution des nutriments par les fumiers était très inférieurs aux exportations par les récoltes, ce qui explique la baisse de la fertilité des sols et leur acidification, donc l'usage de fertilisants minéraux peut être nécessaire pour maintenir un niveau de nutriments stable dans les sols afin d'assurer la durabilité du système.

3.4 Les conséquences environnementales associées aux diverses pertes liées à l'IAE

Sur les conséquences environnementales associées aux diverses pertes de nutriments liées à l'IAE, d'abord nous allons voir la pollution à l'échelle mondiale, ensuite la pollution causée par l'azote et le phosphore et enfin une brève implication de la pollution.

3.4.1 Risques de pertes de nutriments dans le fumier

Depuis l'étable jusqu'à l'enfouissement dans le sol, le fumier est sujet à des pertes continues de carbone et de nutriments. Les pertes en nutriments tels que l'azote varient considérablement, en fonction du bétail et du mode de gestion des effluents d'élevages (Titonnell *et al.*, 2009). Dans les exploitations, les pertes en N peuvent varier entre 10 à 90 % de l'N initial.

Selon Snijders *et al.* (2009), les risques de perte les plus importants dans le fumier se font par deux mécanismes principaux, la volatilisation et la lixiviation. Les pertes gazeuses par volatilisation, à l'étable et lors du stockage, varient de 19 % à 73 % (Fanjaniaina *et al.*, 2022). Ces pertes lors de l'application au champ s'élèvent à environ 5 % (Dämmgen et Hutchings, 2008). La dénitrification peut aussi induire des pertes gazeuses en conditions anaérobies, suite à la transformation du nitrate (NO_3^-) en divers gaz azotés (NO , N_2O , N_2) (Andrinambinina, 2013). La lixiviation des nutriments, en particulier l'azote dans l'urine sous forme de nitrate est le premier élément soumis à cette forme de perte, suivi du K et de S (Snijders *et al.*, 2009).

Les pertes gazeuses (NH_3 , CO_2 , N_2O) et par lixiviation et ruissellement (N, P, cations) peuvent avoir des effets néfastes sur l'environnement en lien avec le réchauffement climatique, l'eutrophisation des eaux ou l'acidification des sols.

3.4.2 Aperçu de la pollution agricole mondiale en lien avec les émissions de gaz à effets de serre (GES)

L'agriculture en Asie, en Amérique, en Afrique, en Europe et en Océanie a contribué pour 44 %, 25 %, 15 %, 12 % et 4 % aux émissions de gaz à effet de serre de chaque continent, entre 2001 et 2010 (FAO, 2014). En Afrique, la fermentation entérique, le fumier laissé sur les champs, les engrais de synthèse et la gestion du fumier représentaient respectivement 38 %, 27 %, 3 % et 2 % des émissions de l'agriculture en 2001 et 2010 (FAO, 2014). Pour l'Asie, ils représentaient respectivement 33 %, 18 %, 11 %, 7 % et 4 % des émissions de l'agriculture (FAO, 2014). Les émissions de méthane provenant de l'agriculture représentaient plus de 40 % des émissions mondiales induites par l'agriculture (FAO, 2013). Le méthane est principalement produit par les ruminants lors de la fermentation entérique ou lors de la décomposition anaérobie du fumier excrété. Dans l'ensemble, la comparaison des données de 1961 à 2012 a montré une augmentation globale des émissions de GES de l'Afrique et de l'Asie de 243 % à 144 % (FAO, 2014). Ces émissions ont un impact sur le métabolisme des animaux et la pollution de l'environnement (Adegbaye *et al.*, 2019).

3.4.3 La pollution diffuse et les problèmes d'eutrophisation par l'azote et le phosphore

La pollution due à l'agriculture se produit lorsque la production de fumier est élevée, généralement en raison d'une forte intensification ou d'un grand nombre de têtes de bétail, mais aussi lors d'une mauvaise gestion des effluents d'élevage avec une faible récupération des excréments. En outre, l'offre excédentaire d'engrais inorganique est une source courante de pollution dans les pays où les engrais sont fortement subventionnés (Sutton *et al.*, 2013). L'ensemble des faits et des statistiques collectés fournit un vaste éventail de gaspillages de nutriments qui polluent l'environnement. Par exemple, sur les 180 gigatonnes d'azote introduites dans le cycle mondial de l'azote chaque année, environ 82 % de l'azote est consommé par le bétail par le biais de la production de cultures et d'herbe, tandis que seulement 18 % sont disponibles pour la consommation humaine directe (Sutton *et al.*, 2013). Cela indique une faible efficacité de la transformation des aliments ingérés en produits animaux par l'animal. La pollution au phosphore se produit par l'application excessive d'engrais, entraînant une pollution des masses d'eau par le ruissellement des champs agricoles. Un autre facteur important à la pollution au phosphore est l'élevage intensif des animaux, qui sont souvent soumis à des

suralimentations. Les flux des charges d'azote et de phosphore liées à l'agriculture et aux secteurs connexes sont présentés dans les figures 5 et 6, respectivement.

Plus de 90 % du phosphore extrait dans le monde est utilisé dans l'alimentation humaine et animale (Prud'homme, 2010). La nature non renouvelable du phosphore extrait de la roche phosphatée soulève des inquiétudes quant à la durabilité de cette pratique. Cette situation soulève des inquiétudes quant à la disponibilité future des engrais et appelle à une meilleure gestion des nutriments, y compris le recyclage complet des déchets humains en raison des nutriments qu'ils contiennent (Adegbaye *et al*, 2019).

3.4.4 Implication de la pollution environnementale de l'azote

La pollution par l'azote (sous forme de NH_3 , NO_x , NO_3^- , N_2O et azote organique) et le phosphore proviennent de diverses sources, telles que les déchets animaux, les engrais synthétiques et les pertes de sol lors de l'épandage de fumier (Aneja *et al.*, 2012). La lixiviation des excès de N et de P entraîne des pollutions de l'air, du sol et des eaux souterraines et contribue à l'eutrophisation des eaux de surface, qui affecte la diversité de la vie aquatique. De plus, des émissions excessives d'azote dans l'atmosphère entraînent la formation de divers composés aérosols finement divisés qui affectent la santé humaine (Erisman *et al.*, 2013) Le protoxyde d'azote et les particules, ainsi que d'autres polluants atmosphériques, ont été associés au larmoiement et à l'irritation des yeux, à la conjonctivite, à l'apparition du diabète, à la maladie de Crohn et au vieillissement cérébral (Schraufnagel *et al.*, 2019). L'azote introduit dans l'environnement peut changer de plusieurs façons, entraînant un processus connu sous le nom de cascade d'azote, qui produit une variété d'impacts environnementaux. Par exemple, l'azote réactif peut se transformer en ammoniac, nitrate, protoxyde d'azote, dioxyde d'azote, acide nitrique et azote organique, avec des conséquences sociales, sanitaires et environnementales. Outre l'impact environnemental, le coût de la pollution azotée est un autre paramètre important à prendre en compte (Adegbaye *et al*, 2019).

La diminution de la pollution en N repose notamment sur une bonne gestion des nutriments. S'il y a des pertes de nutriments, le sol s'appauvrit, la durabilité de système de production n'est pas assurée et il y a aussi une pollution de l'environnement. Pour assurer la durabilité de système de production et diminuer la pollution en N, sans recourir à des importations importantes de fumures minérales, il est donc nécessaire de développer des pratiques les plus efficaces possible dans le recyclage des nutriments. Le système d'élevage peut d'ailleurs favoriser un enrichissement du système de culture par l'apport d'aliment de bétail dans la ration alimentaire des animaux. On peut citer par exemple les fourrages récoltés hors de l'exploitation, les concentrés énergétiques ou protéiques et les sels minéraux.

Néanmoins dans la plupart des cas, le recyclage des nutriments des déjections est incomplet, car il y a diverses pertes. Des pertes importantes sous formes liquides par lixiviation et ruissellement qui conduisent à des pertes au niveau de l'étable et des tas de fumiers. Il y a aussi des pertes de N par volatilisation sous forme d'ammoniac gazeux. Ces pertes varient beaucoup en fonction des pratiques des agriculteurs et des systèmes de production. Dans les fermes traditionnelles, le recyclage de nutriment est souvent peu efficace. D'où la gestion des effluents au niveau de l'étable (par la collecte des purins, paillage et dallage du sol), ainsi que la gestion des effluents au niveau du stockage diminuent les pertes des effluents.

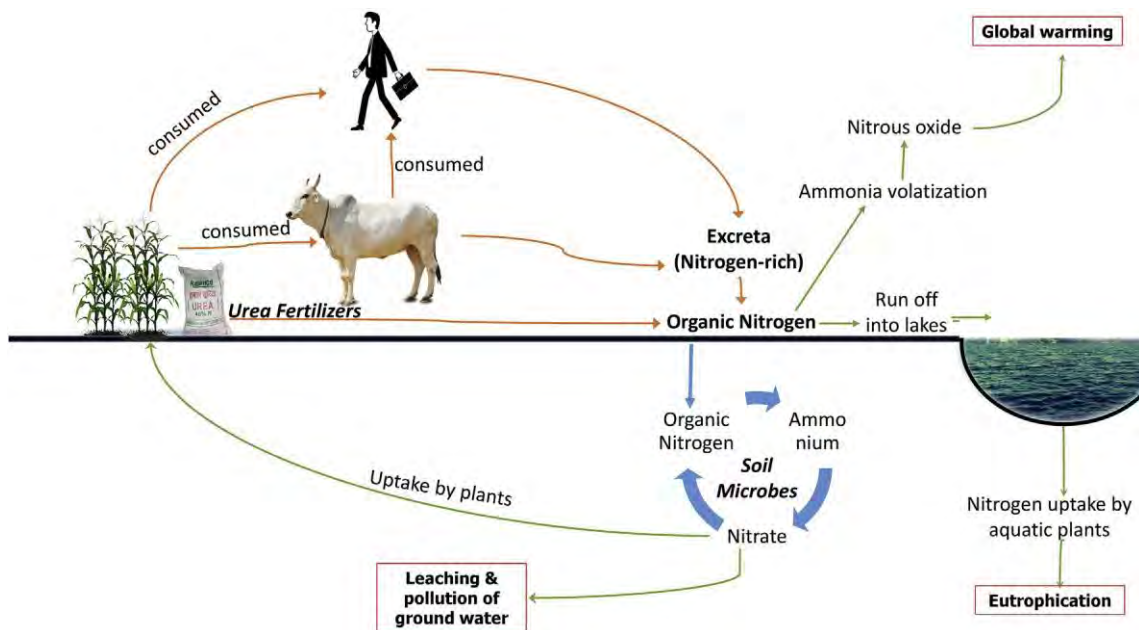


Figure 5 : Le schéma de la pollution azotée en relation avec l'agriculture et les secteurs connexes (Source : Adegbeye *et al*, 2019).

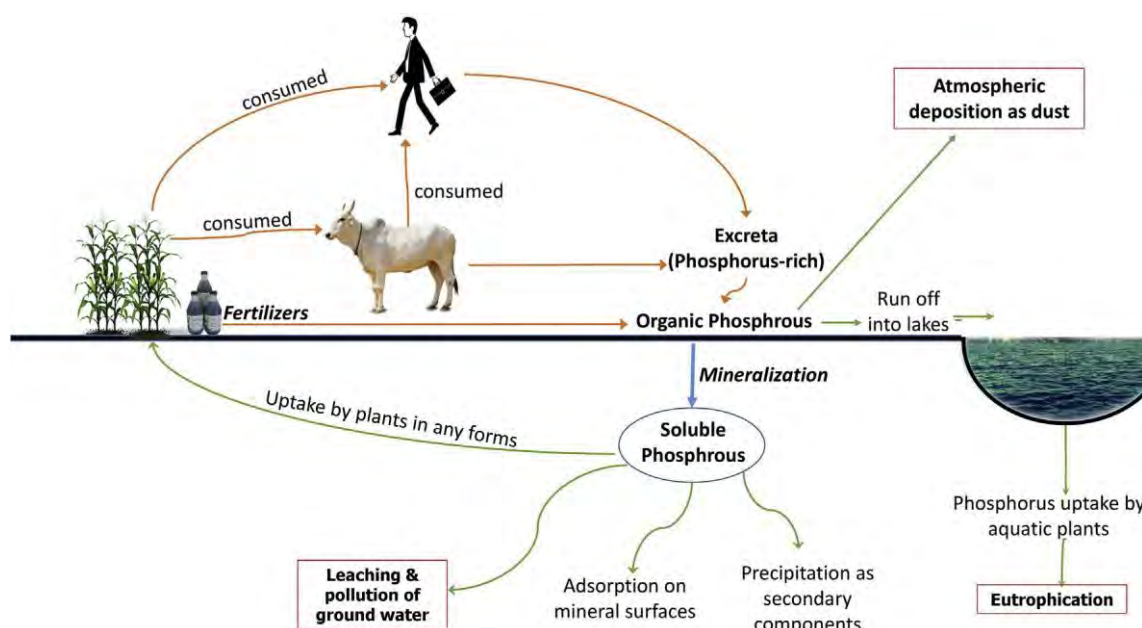


Figure 6 : Le schéma de la pollution par le phosphore en relation avec l’agriculture et les secteurs connexes (Source : Adegbeye *et al*, 2019).

3.5 Modes de gestion des fumiers dans les petites exploitations familiales dans la région

Vakinankaratra

Le fumier est une ressource nutritive majeure dans de nombreux systèmes agricoles tropicaux, mais sa quantité est souvent limitée (Achard et Banoin, 2003), d’où la nécessité de recycler les MO pour améliorer et maintenir la santé du sol au profit de la plante. Les diverses étapes entre la collecte à l’étable et l’épandage aux champs sont schématisées dans la Figure 7. Généralement, les fumiers sont collectés à l’étable (étape 1), puis stockés en tas ou en fosse (étape 2), ensuite transportés au champ (étape 3), avant d’être épandus sur les parcelles (étape 4) avant le semis ou la plantation (Lekasi *et al.*, 2003). Lors du stockage, ils sont normalement mélangés avec d’autres MO telles que les résidus de culture, de la litière, des déchets ménagers, etc. La plupart du temps, l’urine ne peut pas être collectée, sauf dans les systèmes où les bovins sont en stabulation permanente avec un sol dur. Un certain nombre d’agriculteurs recouvrent les tas de fumier sous un simple toit, ou les recouvrent de matériaux comme de la paille ou du film plastique (Onduru et Du Preez, 2008). Le fumier est souvent homogénéisé avant son transport au champ. Au champ, l’agriculteur choisit entre plusieurs pratiques avant l’épandage du fumier : certains enfouissent directement leur fumier alors que d’autres le laissent à la surface du sol durant un certain temps. Diverses options peuvent être choisies concernant le mode de mise en tas au champ : soit le dépôt du fumier est réalisé à l’extérieur de la parcelle sous forme d’un grand tas, avant

distribution en petit tas ou enfouissement direct ; soit une distribution directe du fumier en tas plus ou moins grands sur la parcelle (Rasoamihamina, 2022).



Figure 7 : Schéma conceptuel de la pratique d'utilisation du fumier (Source : Rasoamihamina, 2022)

3.6 Pratiques de gestion des fumiers pour minimiser les pertes

3.6.1 Minimiser les pertes au niveau de l'étable

Une meilleure gestion de la collecte des excréments et des urines permet de limiter et minimiser les pertes en nutriments (Salgado, 2018). Lors de la digestion des ruminants, l'azote en excès, non digéré et métabolisé, est excrété dans les fèces et dans les urines (principalement sous forme d'urée). La quantité d'N dans les fèces varie de 19 à 136 g N/animal/j et celle dans l'urine de 0,1 à 444 g N/animal/j, en fonction du type d'animal et des aliments ingérés (Rufino *et al.*, 2006). Nennich *et al.* (2006) ont estimé les quantités journalières de N et d'autres éléments (P, K) dans les excréments et les urines produites suivant la catégorie de l'animal. Par exemple, une vache en lactation peut produire 7,25 kg d'excréments contenant 0,22 kg de N et 23,1 litres d'urine avec 0,217 kg de N ; une vache tarie excrète 0,090 kg de N fécal et 0,138 kg de N urinaire ; un veau excrète 0,024 kg de N fécal et 0,039 kg de N urinaire.

Dans la pratique, la fréquence de collecte des fèces et des urines a une conséquence sur la perte en élément dans l'étable. Ces matières sont parfois laissées dans le local durant des semaines ou même des mois : les pertes d'N urinaires sont importantes non seulement par volatilisation, mais aussi par dénitrification et lixiviation (Martins et Dewes, 1992). Selon Salgado (2018), le raclage fréquent permet de mieux récupérer les éléments et réduire la perte en N. La facilitation du raclage est liée à la conception de l'étable, par exemple, dans les systèmes hors sols où le sol est en béton ou en pavé, presque la totalité de l'N pourrait être récupérée lorsque la gestion s'effectue correctement. En fait, les sols bétonnés évitent que les fèces et l'urine ne s'infiltrent dans le sol et permettent ainsi d'humidifier

et d'enrichir la paille utilisée dans la litière (Salgado, 2018). Mais il est plus intéressant de récupérer les urines dans des fosses à purin par un système d'écoulement pour faciliter la collecte.

L'ajout de la paille au niveau de l'étable est aussi une pratique permettant à la fois à minimiser les pertes d'azote, mais aussi de récupérer les urines des bovins. D'après Nzuma et Murwira (2000), l'ajout de paille permet de réduire la perte d'N par volatilisation de 50 % dans les urines et excréments combinés des bovins. Pour les fèces seules, cet ajout de litière réduit la perte en N jusqu'à 80 %. Lekasi *et al.* (2003) ajoutent que le type de fibre qui compose la litière a un rôle majeur dans l'absorption de l'urine lors du raclage et du stockage. Une autre alternative pour diminuer les pertes en NH₃ à l'étable consiste à diluer le fumier avec de l'eau. D'après Huijsmans (2003), cette pratique permet de diminuer rapidement la concentration d'ammonium et donc de limiter la transformation en gaz ammoniacal. En résumé, la quantité d'N qui se perd au niveau de l'étable dépend donc étroitement de l'utilisation de la litière, de la fréquence et du mode de collecte du fumier et des purins (Salgado, 2018).

3.6.2 Minimiser les pertes gazeuses lors du stockage et de l'épandage

Lors du stockage à la ferme, les pertes d'azote peuvent se situer entre 10 à 40 % d'après Eghball *et al.* (1997) (cité par Rasoamihamina, 2022). Les pratiques de gestion utilisées par les paysans ont une influence sur l'ampleur de ces pertes. L'exposition directe du fumier au soleil et au vent favorise les pertes en carbone et en azote (Tittonell *et al.*, 2007). L'étude de Tittonell *et al.* (2010), comparant trois modes de stockage de fumier au Kenya dont : (i) des tas de fumier en plein air ; (ii) des fosses à fumier en plein air ; et (iii) des tas de fumier sous abris, a montré que : les fumiers stockés sous abris ont retenu plus d'azote avec une perte de 54 % seulement contre 60 et 70 % pour les autres modes de stockage (i) et (ii), respectivement ; les fumiers stockés sous abris ont retenu plus de K avec seulement 20 % de perte, tandis que (i) et (ii) ont une perte respective de 68 % et 75 % ; pour le cas du phosphore, c'est le tas de fumier stocké en plein air (i) qui a induit le moins de perte avec 48 % contre 57 % pour le fumier stocké sous abri ; en ce qui concerne la perte en carbone (iii) retient moins de C avec seulement 30 % par rapport à sa teneur initiale, tandis que (i) et (ii) retiennent jusqu'à 55 % du C (Rasoamihamina, 2022).

Ainsi, le mode de stockage adopté par les paysans peut modifier le niveau de perte de nutriments dans le fumier. Le stockage du fumier en tas couvert sous un toit ou sous abri est un moyen efficace, car il permet d'obtenir un ratio C/N favorable (Snijders *et al.*, 2009), de réduire la production de GES (Hansen *et al.*, 2006) et surtout de mieux retenir les éléments fertilisants comme l'azote et le potassium (Tittonell *et al.*, 2009). En fait, la couverture du tas réduit le contact entre l'air et la MO (Barrington *et al.*, 2002) et diminue la diffusion de l'ammoniac vers l'atmosphère (Huijsmans, 2003). D'après Wade

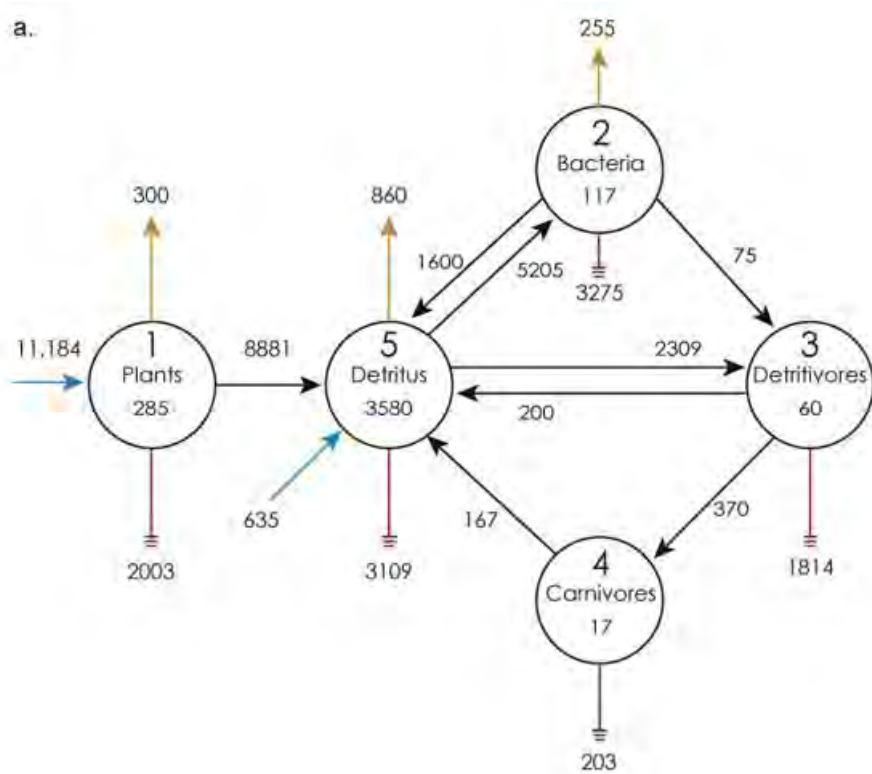
et al. (2018), un système d'élevage avec embouche dans l'étable et une gestion de fumier par couverture du tas de fumier a obtenu une efficacité globale d'azote de presque 90 %, tandis qu'un système similaire sans couverture du fumier ne possède qu'une efficacité globale en N de 58 % et un système d'élevage extensif avec une divagation spontanée sans gestion de fumier n'a que 38 % de son efficacité globale (Rasoamihamina, 2022).

4 Ecological Network Analysis, une méthode d'analyse de la durabilité des agroécosystèmes

4.1 Généralité sur l'ENA

L'ENA a une longue histoire de développement et il est difficile d'identifier un lieu d'origine spécifique pour ce que nous appelons ENA, car les idées de réseau sont utilisées en écologie depuis de nombreuses années. Cependant, l'introduction de l'analyse de réseau dans les méthodes d'analyse macroéconomique entrée sortie est un point de transition clair (Borrett *et al.*, 2018).

L'analyse écologique des réseaux (ENA) étudie la structure et les fonctions de l'écosystème (Borrett *et al.*, 2014). Les techniques ENA ont été appliquées pour caractériser l'organisation du réseau trophique, évaluer la maturité ou l'état de l'écosystème, suivre le cycle biogéochimique dans les écosystèmes (Small *et al.*, 2014) et caractériser la durabilité du métabolisme urbain et d'autres systèmes. En réponse au besoin d'une gestion écosystémique et en reconnaissance de la capacité de l'ENA à caractériser l'ensemble de l'écosystème, de nombreux articles ont appelé à une plus grande utilisation de l'ENA comme guides pour l'évaluation et la gestion des écosystèmes (Longo, *et al.*, 2015). Les études ENA diffèrent des autres types d'analyse de réseau écologique par le type de modèle de réseau utilisé et la collection d'analyses utilisées pour interroger le système. Dans l'ENA, le modèle de réseau suit le flux d'énergie ou de nutriments dans l'écosystème (Fath, 2007). L'écosystème aquatique est un exemple fréquemment utilisé en raison de sa simplicité (Figure 8).



b.

$$\mathbf{F} = \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 8881 \\ 0 & 0 & 75 & 0 & 1600 \\ 0 & 0 & 0 & 370 & 200 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 167 \\ 0 & 5205 & 2309 & 0 & 0 \end{bmatrix}, z^T = \begin{bmatrix} 11184 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 635 \end{bmatrix}, e = \begin{bmatrix} 300 \\ 255 \\ 0 \\ 0 \\ 860 \end{bmatrix}, r = \begin{bmatrix} 2003 \\ 3275 \\ 1814 \\ 203 \\ 3109 \end{bmatrix}$$

$$X = \begin{bmatrix} 285 \\ 117 \\ 60 \\ 17 \\ 3579 \end{bmatrix}, \text{living} = \begin{bmatrix} \text{TRUE} \\ \text{TRUE} \\ \text{TRUE} \\ \text{TRUE} \\ \text{FALSE} \end{bmatrix}$$

Figure 8 : Modèle écosystémique de Cone Spring

Le modèle écosystémique de Cone Spring est un exemple courant du type de modèle de réseau utilisé pour l'analyse du réseau écologique (Williams et Crouthamel, non publiés). Ici, le modèle est représenté à la fois dans son diagramme (redessiné d'Ulanowicz, 1986) (a) et dans les représentations matricielles (b). La matrice flow $F_{n \times n}$ est orientée de ligne à colonnes (i j). Les valeurs des intrants (z), des exportations (e), des respirations (r) et du stockage ou de la biomasse (X) sont indiquées comme des vecteurs distincts. Le vecteur vivant a des valeurs logiques (TRUE ou FALSE) qui indiquent si le nœud correspondant est vivant, ce qui est une distinction importante pour certains algorithmes ENA tels que Mixed Trophic Impacts (Source : Borrett *et al*, 2018).

Il existe plusieurs méthodes pour construire ce type de modèle, dont une approche phénoménologique du bilan énergétique ou nutritionnel. Compte tenu de ce type de modèle de flux d'énergie ou de matière, les scientifiques de l'ENA appliquent un ensemble spécial d'analyses de réseau à ces modèles. Sur la base de travaux antérieurs (Borrett *et al*, 2018) les analyses ont été divisées en six groupes liés en fonction de leurs objectifs d'analyse et des mathématiques sous-jacentes (Figure 9) : Analyse de structure, débit, stockage, environnement, contrôle et impact.

L'analyse du stockage et des flux comprend des approches basées directement sur l'analyse des entrées et des sorties, ainsi qu'un cadre de diversité de l'information. Les analyses d'impact, de contrôle et d'environnement sont issues des analyses de flux et de stockage. La plupart de ces analyses produisent des descripteurs de réseau complets de l'organisation du système et agissent comme le cycle et l'efficacité des performances et de la robustesse du système (Fath, 2015).

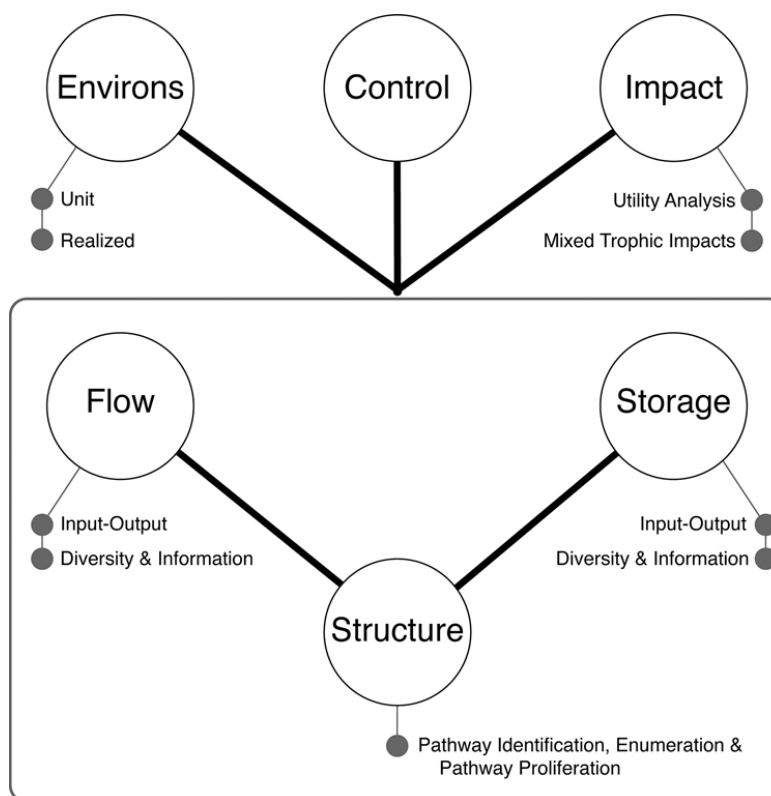


Figure 9 : Cadre d'organisation des analyses des réseaux écologiques.

Les analyses de base peuvent être regroupées en trois domaines connexes en fonction de leur importance : la structure (topologie), le flux (géométrie) et les analyses de stockage (c.-à-d. la biomasse), chacune d'entre elles comprenant à la fois des méthodes axées sur les entrées et les sorties. Trois groupes d'analyses s'appuient sur les analyses de base, y compris les analyses de l'environnement, du contrôle et de l'impact (englobant à la fois l'analyse des services publics et l'analyse trophique) (Source : Borrett *et al.*, 2018).

4.2 Applications de l'ENA pour caractériser les systèmes dans le domaine de l'agriculture

L'analyse des réseaux écologiques est un outil important pour comprendre l'ensemble du système (Fath *et al.*, 2007). Rufino *et al.* (2009) ont appliqué une analyse de réseau pour « quantifier le degré d'intégration et de diversité des systèmes de ménages agricoles à l'aide d'un ensemble d'indicateurs ». Stark *et al.* (2016, 2019) ont ensuite proposé une nouvelle façon de comprendre et de caractériser les systèmes complexes en considérant les interactions entre les composants du système à l'aide d'indicateurs dérivés de l'ENA et ont utilisé cette méthode pour analyser les avantages de l'intégration agriculture-élevage dans les exploitations agricoles des Caraïbes et d'Amérique Latine. Ils ont évalué les performances des SMAE par l'outil ENA, en fonction de formes différentes d'IAE à partir de critères suffisamment génériques. Dans un contexte de pénurie de données, l'analyse de réseau s'est

avérée être une approche utile pour explorer les moyens d'améliorer l'efficacité du recyclage et de l'utilisation de l'azote dans l'ensemble de l'exploitation dans les conditions des petits exploitants, améliorant ainsi la rentabilité de l'exploitation (Alvarez, 2013).

4.3 Les indicateurs issus de la modélisation pour analyser la structure et les performances des systèmes

4.3.1. ENA pour l'analyse de la structure des écosystèmes

Pour analyser la structure des écosystèmes, les écologistes ont introduit des indicateurs issus de la théorie de l'information et de la communication : l'Information Mutuelle Moyenne (AMI) (Ulanowicz, 2001) et l'indice de Shannon (MacArthur, 1955), développés à l'origine par Boltzmann (1872) pour caractériser respectivement l'organisation en réseau des flux de nutriments et d'énergie et la diversité des flux (Ulanowicz, 2011). L'AMI permet de mesurer l'organisation et la structure des flux dans l'écosystème en mesurant les informations associées aux échanges de matière et d'énergie. L'indice de Shannon, également appelé incertitude statistique (H_r) (Latham et Scully, 2002), est la borne supérieure de l'AMI et mesure la diversité des flux pour une valeur de passage de flux donnée.

4.3.2. ENA pour l'analyse du fonctionnement des écosystèmes

L'analyse quantitative des performances du système a été rendue possible par le principe de l'analyse des flux et le développement de l'indice de recyclage de Finn. L'analyse des flux est basée sur une matrice appelée « structure du système » résultant de l'analyse input-output. La matrice définit les propriétés du système et les relations causales dans le système (Borett *et al.*, 2018). La construction de la matrice se fait autour des flux entrants, sortants et traversant les compartiments du système. L'analyse des flux est alors basée sur trois mesures : (i) la somme de tous les flux traversant les compartiments du système, ou Total System Throughflow (TST) ; (ii) la longueur moyenne du chemin emprunté par un flux entrant, ou « path length » (PL) ; et (iii) le Finn Cycling Index (FCI), qui quantifie l'importance du recyclage dans le système. La notion d'état d'équilibre des flux est une notion importante dans les systèmes dynamiques grâce aux flux conservateurs. Finn (1976) a considéré les flux conservateurs pour les systèmes à l'équilibre et hors équilibre, les dérivées positives du compartiment comme sorties et les dérivées négatives du compartiment comme entrées. Cela a permis à Schaubroeck *et al.* (2012) de définir mathématiquement l'état d'équilibre. Certains auteurs comme Dame (1972) ont simplifié les modèles des écosystèmes étudiés, en supposant qu'ils obéissent à des lois thermodynamiques et sont en état d'équilibre (cité dans Bénagabou, 2019).

4.3.3 ENA pour l'évaluation de la performance des systèmes

Divers indicateurs de performance peuvent être calculés grâce à l'ENA pour évaluer les systèmes de production. La **productivité** est mesurée par la somme des productions sortantes (hors pertes et émissions), ramenée ensuite à l'hectare pour la comparaison entre systèmes. La **dépendance** (corollaire de l'autosuffisance) est mesurée par la somme des flux entrants dans le système, ramenée ensuite à l'hectare pour la comparaison entre systèmes. L'**efficience** est mesurée par le ratio entre la productivité et la dépendance. Enfin, la **résilience** est mesurée par le ratio ϕ/C (overhead/development capacity) qui vient des sciences de l'information et est inspiré de « l'ascendency suite » développé par Ulanowicz (2004) en écologie. Cet indicateur correspond à la *capacité de réserve* du système, calculée en fonction de la configuration et de l'intensité du réseau de flux (flux directs entre deux compartiments et flux indirects qui impactent les flux rétroactivement) et qui confère au système sa propriété d'adaptation et d'évolution face à des perturbations. Plus le ratio est proche de 1, plus le système a une capacité de réserve conséquente, permise par un réseau de flux indirects dense (Stark, 2019).

4.4 Utilisation de l'ENA pour construire des scénarios

Bien que les analyses puissent être appliquées à un seul modèle, il est souvent efficace d'utiliser les réseaux comme variable de réponse pour comparer deux ou plusieurs modèles de systèmes ou le même système à des moments différents ou dans des conditions différentes (Whipple *et al.*, 2014). Pour le cas d'Alvarez, les simulations ont indiqué que de petites améliorations dans la gestion du fumier peuvent avoir un impact positif sur la marge brute agricole. Aussi, l'amélioration de la gestion du fumier a permis de réduire les pertes d'azote et d'accroître l'intégration culture-élevage et l'efficience globale de l'azote dans les exploitations. Le résultat de la simulation suggère que l'augmentation de la production de biomasse à la ferme est un moyen d'accroître la robustesse des systèmes agricoles.

Chapitre 2 : Elaboration d'une typologie des exploitations des Hautes Terres de Madagascar en relation avec les modes de gestion des effluents d'élevage.

Ce chapitre a été soumis à la revue Cahiers Agricultures, sous une forme légèrement plus synthétique que le présent chapitre (Annexe 2).

L'objectif de ce chapitre est d'élaborer une typologie des exploitations ayant des pratiques de gestion des biomasses variables, en partant de l'hypothèse que l'élaboration d'une typologie des exploitations des Hautes Terres du Vakinankaratra intégrant agriculture et élevage permet d'identifier les pratiques de gestions et le recyclage des effluents d'élevages.

Ce chapitre permet d'étudier les relations entre la typologie des exploitations agricoles d'une zone de référence de la région Vakinankaratra (Hautes Terres de Madagascar), basée sur les caractéristiques structurelles et les modes de gestion des effluents d'élevage. Nous supposons aussi que l'appui de services d'encadrement agricole auprès des exploitants impacte les modes de gestion des effluents d'élevage.

Ce chapitre est à l'origine du choix des exploitations qui seront étudiées plus en détail dans les chapitres 3 et 4.

Résumé — La dégradation de la fertilité des sols est un problème majeur en Afrique Sub-Saharienne (ASS). La forte croissance démographique, la demande locale de nourriture et la réduction des terres arables disponibles risquent d'accroître ce phénomène. Alors que les engrais minéraux sont peu utilisés en ASS, notamment à Madagascar, la gestion de la fertilité des sols est donc largement dépendante des apports d'engrais organiques produits à la ferme. L'analyse des facteurs favorables à l'adoption de pratiques améliorées de gestion des effluents d'élevage afin d'améliorer l'efficacité du recyclage des nutriments à l'échelle de la ferme est nécessaire. Cette étude propose d'analyser les relations entre la structure d'exploitations agricoles intégrant agriculture et élevage d'une zone de référence de la région Vakinankaratra (Hautes Terres de Madagascar) et leurs modes de gestion des effluents d'élevage. L'effet de l'appui de services d'encadrement agricole auprès des agriculteurs est aussi évalué. Une enquête à partir d'entretiens semi-directifs a été réalisée sur 300 exploitations avec chacun des chefs d'exploitations. A l'issue de l'enquête, une analyse en composantes principales (ACP), basée sur leurs caractéristiques structurelles, a été réalisée. Les coordonnées des observations sur les axes de l'ACP ont été utilisées pour faire une classification hiérarchique ascendante (CHA) et ainsi déterminer une typologie des exploitations des Hautes Terres. Celle-ci fait apparaître sept types d'exploitation, permettant de distinguer des exploitations laitières des autres exploitations d'agroélevage (zébus, porcs). Par ailleurs, un test de Khi2 a indiqué un effet significatif ($P\text{-value} = 0,001$) de la typologie des exploitations sur le mode de gestion des effluents en particulier, la présence d'élevage laitier et porcin au sein des exploitations semble favoriser des modes de gestion améliorés des effluents d'élevage. Le niveau d'encadrement technique impacte ($P\text{-value} = 0,019$) également les modes de gestion du fumier. Comprendre pourquoi l'élevage de bovin et porcin facilite l'adoption de pratiques améliorées et renforcer l'appui par le conseil agricole semblent être des prérequis pour améliorer le recyclage des nutriments vers les parcelles agricoles, et donc améliorer la durabilité des exploitations agricoles des Hautes Terres du Vakinankaratra.

Mots clés : Intégration agriculture-élevage, gestion des effluents, Madagascar

Abstract – Development of a typology of farms in the Highlands of Madagascar in relation to the management methods of livestock effluents.

Soil fertility degradation is a major problem in Sub-Saharan Africa (SSA). Strong population growth, local demand for food, and land scarcity are likely to increase this phenomenon. While mineral fertilizers are little used in SSA, particularly in Madagascar, soil fertility management is therefore largely dependent on the supply of organic fertilizers produced on the farm. Analysis of the enabling factors for the adoption of improved manure management practices to improve the efficiency of nutrient recycling at the farm scale is needed. This study proposes to analyse the relationships between the structure of farms integrating agriculture and livestock in a reference area of the Vakinankaratra region (Highlands of Madagascar) and their methods of management of livestock effluents. The effect of the support of agricultural extension services for farmers is also evaluated. A survey based on semi-structured interviews was carried out on 300 farms with each of the farm managers. At the end of the survey, a principal component analysis (PCA) based on their structural characteristics, was carried out. The coordinates of the observations on the PCA axes were used to make an ascending hierarchical classification (AHC) and thus determine a typology of farms in the Highlands. This shows seven types of farm, making it possible to distinguish dairy farms from other agri-livestock farms (zebus, pigs). In addition, a Chi2 test indicated a significant effect (P-value = 0.001) of farm typology on effluent management mode. In particular, the presence of dairy and pig farming within farms seems to favour improved manure management. The level of technical supervision also impacts (P-value = 0.019) manure management methods. Understanding why cattle and pig farming facilitates the adoption of improved practice and strengthening support through agricultural advice seem to be prerequisites for improving the recycling of nutrients to agricultural plots, and therefore improving the sustainability of farms in the Vakinankaratra Highlands.

Keywords: Agriculture-livestock integration, manure management, Madagascar.

1 Introduction

La dégradation de la fertilité des sols, en raison de décennies d'extraction de nutriments par des pratiques culturales inadéquates, est un problème majeur en Afrique Sub-Saharienne (ASS) (Tittonell et Giller, 2013). Ces pratiques inappropriées entraînent divers problèmes, dont la réduction des teneurs en matière organique du sol (MOS), accompagnée de carences en nutriments pour les plantes ou encore l'acidification des sols induisant des toxicités, notamment aluminique. La dégradation des sols s'accompagne d'une dégradation plus globale de l'environnement, entraînant notamment une moindre résilience des agrosystèmes vis-à-vis du changement climatique ou de la conservation de la biodiversité et ainsi une moindre capacité à répondre aux objectifs de développement durable (Webb *et al.*, 2017). L'occurrence des sols dégradés liés principalement aux activités agricoles est très élevée en ASS. Ils représenteraient environ 350 millions d'ha selon Zingore *et al.* (2015), soit 20 à 25 % des surfaces agricoles, avec environ 100 millions d'ha considérés comme gravement dégradés. Selon ces mêmes auteurs, la dégradation des sols coûterait à l'ASS environ 68 milliards de dollars par an et réduirait le PIB agricole annuel de la région de 3 %.

La population mondiale est passée de 6,9 milliards de personnes en 2010 à 7,8 milliards en 2020 (Guengant et Maga, 2020). L'ASS participe largement à cette dynamique avec un taux de croissance démographique qui avoisine 2,7 % entre 2000 et 2020 (Tabutin et Schoumaker, 2020). A Madagascar, un taux de croissance démographique annuel similaire (Subtil, 2021), tend à augmenter la demande locale de nourriture. Alors que les zones arables sont déjà saturées et que peu de nouveaux fronts sont ouverts (Bélières *et al.*, 2016), cela conduit à une pression forte sur le foncier et donc une diminution des terres arables disponibles par habitant (de 0,142 à 0,114 ha par habitant entre 2010 et 2018 selon World Bank, 2018), le tout sans réduire la prévalence de la malnutrition chronique qui était estimée à 47,3 % de la population en 2018 (ONN, 2018).

A Madagascar, comme ailleurs en Afrique, la réduction de la disponibilité des terres oblige les agriculteurs à pratiquer la culture permanente, avec un abandon de la jachère qui permet pourtant de restaurer la santé des sols (Tian *et al.*, 2005). Or, l'abandon de la jachère contribue à réduire les rendements agricoles en Afrique, qui sont tombés à environ un sixième de ceux de l'agriculture plus avancée (AfDB, 2006) et continuent de diminuer pour de nombreuses cultures de base (Tittonell et Giller, 2013).

Afin de maintenir les rendements ou limiter leur baisse, et donc assurer la sécurité alimentaire des populations, l'utilisation d'engrais minéraux a été largement promue dans les pays en développement.

En effet, les engrais minéraux contiennent de grandes quantités de macronutriments et de micronutriments qui font défaut dans la plupart des sols africains et sont facilement accessibles aux cultures (Tittonell et Giller, 2013). Néanmoins, en raison de divers facteurs (coût élevé, faible disponibilité ou faible qualité par exemple), ceux-ci restent assez peu utilisés en ASS (Chianu *et al.*, 2012). Par ailleurs, ils ne répondent que partiellement aux problématiques de la baisse de fertilité des sols, car leur teneur en matière organique est nulle. Alors que les gains de productivité des cultures les plus élevés et les plus durables sont obtenus à partir de mélanges d'engrais minéraux et d'intrants organiques (Giller *et al.*, 1998), la gestion de la fertilité des sols reste largement dépendante des apports d'engrais organiques produits à la ferme.

Les systèmes de production intégrant l'agriculture et l'élevage (IAE), largement développés en ASS, représentent un intérêt majeur. Ils reposent sur la complémentarité entre les systèmes de culture et les systèmes d'élevage via la valorisation des effluents d'élevage et autres ressources organiques disponibles sur les systèmes de cultures (González-García *et al.*, 2012). Les engrais organiques produits à la ferme ont généralement de faibles teneurs en éléments nutritifs (Fanjaniaina *et al.*, 2021). Toutefois, la qualité de ces produits dépend largement des modes de gestion au niveau de l'étable ou des modes de stockage des produits organiques (Tittonell et Giller, 2013 ; Fanjaniaina *et al.*, 2022). D'importantes pertes de carbone (C) organique et de nutriments se produisent lors de la manipulation au sein de l'étable et lors du stockage du fumier (Rufino *et al.* 2006 ; Bernal *et al.* 2009 ; Tittonell *et al.* 2010). Pour l'azote (N) par exemple, Rufino *et al.* (2006) ont estimé que l'efficacité du recyclage à la ferme en ASS était variable selon les pratiques et les situations, de l'ordre de 6 à 99 % pour la manipulation du fumier dans l'étable et de 30 à 87 % pour le stockage du fumier. Dans une étude sur des systèmes de culture et d'élevage de petits exploitants au Kenya, Tittonell *et al.* (2010) ont montré que la rétention des nutriments pendant le stockage n'était que de 24 à 38 % pour le N total, 34 à 38 % pour le phosphore (P) et 18 à 34 % pour le potassium (K), avec des variations importantes selon les modes de stockage (en tas ou en fosse ; à l'air libre ou sous couverture).

Des résultats récents sur des fermes malgaches montrent, au niveau de l'étable, le rôle majeur de la gestion des effluents liquides dans la conservation des nutriments (Salgado *et al.* 2014 ; Fanjaniaina *et al.* 2022). D'une manière générale, la gestion des effluents d'élevage reste un enjeu majeur pour la conservation et le bouclage des cycles de nutriments dans les systèmes de production, en particulier des exploitations agricoles familiales ayant un accès aux intrants limité. Pourtant, Teenstra *et al.* (2014) notent une prise de conscience trop limitée de l'importance de la gestion du fumier, sa valeur n'étant souvent pas reconnue par les agriculteurs ou les techniciens du développement.

A Madagascar, cinq types d'exploitations agricoles familiales ont été distingués par Bélières *et al.* (2017 a) à partir de caractéristiques structurelles majeures comme la superficie agricole utile (SAU), le nombre d'animaux d'élevage ou le nombre de personnes vivant sur l'exploitation) : les petites exploitations agricoles (43 %), les exploitations moyennes avec de grandes familles (19 %), les exploitations moyennes rizicoles (31 %), les grandes exploitations agricoles diversifiées (2 %) et les grandes exploitations d'agroéleveurs (4 %). Alors qu'il a été observé d'importantes différences dans les modes de gestion des effluents d'élevage utilisés pour la fertilisation organique, avec des pratiques traditionnelles et améliorées (Alvarez *et al.* 2014; Salgado *et al.* 2014 ; Fanjaniaina *et al.* 2022), les éventuels liens entre les caractéristiques des exploitations et les modes de gestion des effluents d'élevage sont mal connus. Mieux connaître la place de la gestion des effluents dans la diversité des exploitations à Madagascar semble pourtant un prérequis pour faciliter l'adoption de pratiques améliorées. De plus, dans un contexte où les dispositifs d'appui technique sont encore limités et ne permettent pas de couvrir l'ensemble des exploitations, comme ailleurs en ASS (Teenstra *et al.*, 2014), l'influence éventuelle du niveau d'encadrement technique par des organismes de développement agricole sur les modes de gestion des effluents d'élevage nécessite d'être analysé.

Les modes de gestion/conservation et stockage des fumiers sont probablement les principales causes des pertes de C et nutriments, et conduisent ainsi à des fumiers de moins bonne qualité. Cette étude propose donc tout d'abord d'étudier la relation entre une typologie des exploitations agricoles d'une zone de référence de la région Vakinankaratra (Hautes Terres de Madagascar), basée sur leurs caractéristiques structurelles, et les modes de gestion des effluents d'élevage de celles-ci. Nous supposons aussi que l'appui de services d'encadrement agricole auprès des exploitants impacte les modes de gestion des effluents d'élevage.

2 Matériel et méthodes

2.1 Zone d'étude et choix des exploitations

La zone d'étude est située dans la région du Vakinankaratra, sur les Hautes Terres de Madagascar (Figure 10).

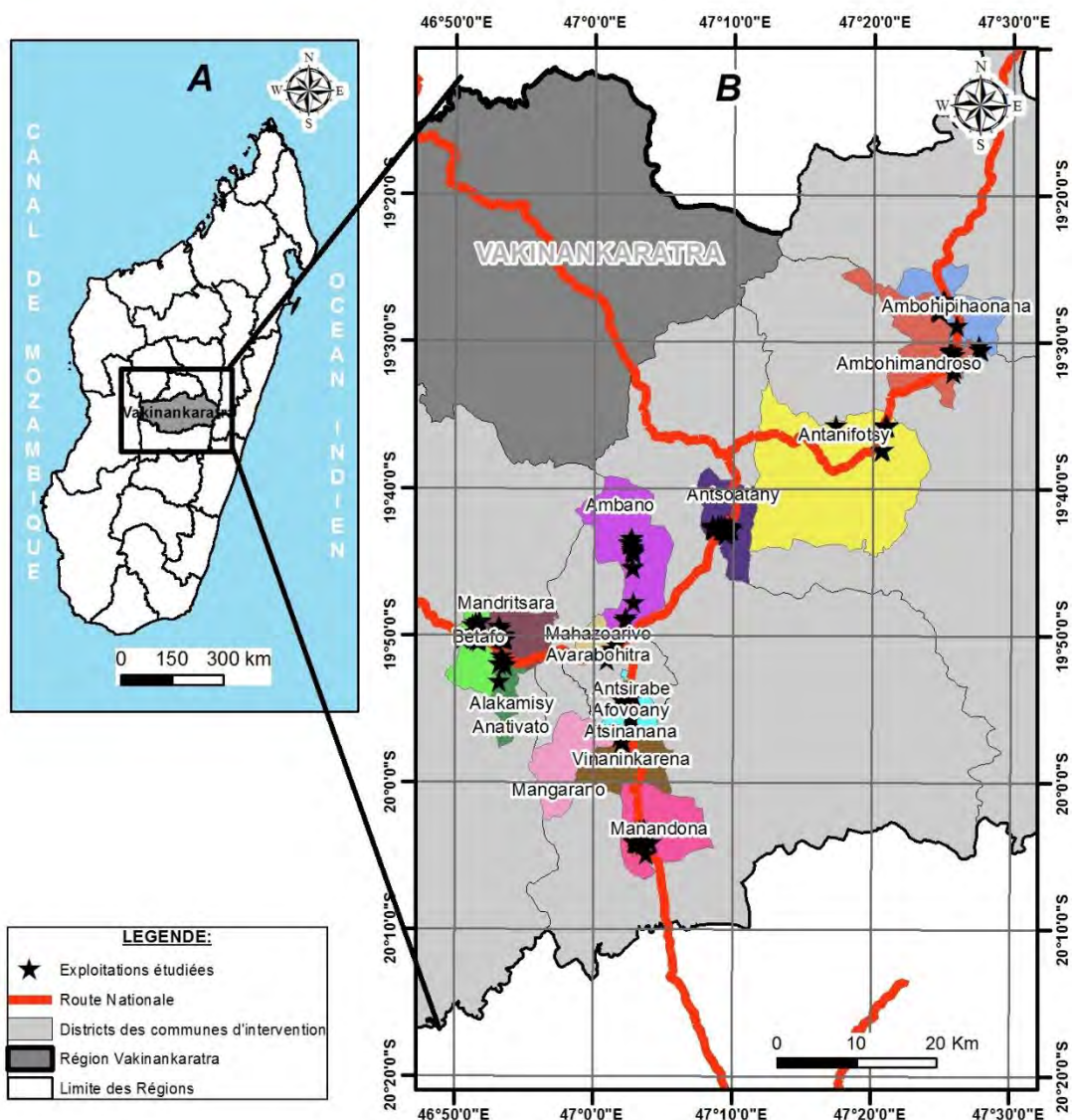


Figure 10 : La région du Vakinankaratra à Madagascar (en grisé) (A) et la carte détaillée montrant la localisation des districts où se situent les fermes étudiées (B).

Environ 300 exploitations ont été sélectionnées dans onze communes situées dans cinq districts (Tableau 1). Ces communes se distinguent notamment par leur éloignement de la capitale provinciale, Antsirabe, avec des communes considérées comme urbaines, suburbaines et rurales. Ces exploitations ont été sélectionnées pour représenter, à dire d'experts, la diversité des exploitations agricoles familiales (EAF) de la région.

Tableau 1 : Localisation et accompagnement technique des 300 exploitations sélectionnées.

Districts	Communes sélectionnées	Type de commu	Taux d'encadrement des exploitations (%)		
			Contrôlées	Encadrées	Non-encadr
Antsirabe II	Manandona	Rurale	26	24	50
	VinaninkarenaAntsoatany	Sub-urbaine	0	38	62
	Ambano	Rurale	6	32	32
		Sub-urbaine	2	50	48
Antsirabe I	Antsirabe Ambonivohitra	Urbaine	21	18	61
Betafo	Mandritsara	Sub-urbaine	4	26	70
	Betafo	Sub-urbaine	26	42	32
	Alakamisy Anativato	Sub-urbaine	0	50	50
Antanifotsy	Antanifotsy	Rurale	18	36	45
	Ambohimandroso	Rurale			
Ambatolampy	Ambohimpihaonana	Rurale	7	33	60

Les fermes sélectionnées bénéficient plus ou moins de l'appui de services de conseil agricole, notamment du Fifamanor (*Fiompiana Fambolena Malagasy Norveziana* ; Centre de recherche et de développement rural en agriculture et en élevage), un institut de recherche-développement qui dispose d'un important réseau de vulgarisateurs dans la région Vakinankaratra. Les fermes peuvent être regroupées selon leur niveau d'encadrement par Fifamanor (Tableau 1) :

- des fermes **contrôlées**. Celles-ci pratiquent l'élevage, notamment de vaches laitières, et bénéficient régulièrement de suivis techniques de la part du Fifamanor pour améliorer la conduite du troupeau. Les exploitants bénéficient aussi de diverses formations agricoles. Elles sont considérées par Fifamanor comme des exploitations de référence.
- des fermes **encadrées**. Ce sont des exploitations suivies par le Fifamanor, mais uniquement sur les activités d'agriculture, notamment pour y faire des démonstrations de nouvelles variétés de pomme de terre, patate douce, blé, maïs et riz pluvial. Il n'y a donc pas de suivi régulier de ces exploitations. Les paysans reçoivent aussi des formations agricoles.
- des fermes **non encadrées**. Elles n'ont aucun lien avec le Fifamanor et les exploitants ne bénéficient donc pas de formation en agriculture ni en élevage. Les agriculteurs gèrent généralement leurs fermes selon des pratiques traditionnelles.

2.2 Collecte des données

Pour chaque ferme, une enquête à partir d'entretiens semi-directifs a été réalisée avec chacun des chefs d'exploitation l'année 2019. Ces enquêtes portaient sur : (i) la structure des exploitations (situation familiale de l'exploitant, nombre de personnes à charge, etc.) ; (ii) les caractéristiques du

cheptel (nombre et espèces d'animaux, informations sur l'alimentation animale, sur la quantité et destination des produits d'élevage, sur les pratiques de gestion et utilisation des effluents d'élevage, etc. ; (iii) les caractéristiques des activités d'agriculture (superficie et type de cultures, informations sur les productions végétales et leurs destinations, sur la gestion des résidus de culture, sur les intrants utilisés, etc.). Les informations sur les modes de gestion des effluents d'élevage ont fait l'objet d'une attention particulière.

2.3 Traitement des données

Typologie des exploitations

A l'issue de l'enquête, les données ont été traitées avec le logiciel statistique R. Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée en utilisant les packages « FactoMineR » et « Factoextra ». Les variables principales retenues pour l'ACP ont été au nombre de neuf : cinq variables pour quantifier le cheptel (exprimées en unité de bétail tropical, UBT, Rothman-Ostrow *et al.*, 2020), avec le nombre de vaches laitières, le nombre de zébus de trait, le nombre de volailles, le nombre de porcins, le nombre total d'animaux ; quatre variables pour quantifier la superficie des cultures (en ha), avec les superficies en cultures vivrières, en culture maraichère et de rente, en culture fourragère et la surface agricole utile (SAU). Les coordonnées des observations sur les axes de l'ACP ont été utilisées pour faire une classification hiérarchique ascendante (CHA) avec le package « Cluster » et ainsi déterminer une typologie des exploitations des Hautes Terres du Vakinankaratra basée sur les indicateurs de structure d'exploitation (surfaces des diverses cultures et effectifs des divers types d'animaux).

Relation entre la typologie des exploitations, le mode de gestion des effluents d'élevage et le type d'encadrement

La typologie d'exploitations a été comparée avec :

- le mode de gestion des effluents d'élevage qui est la résultante entre le croisement des deux variables de stockage : (i) le stockage en tas ou en fosse et (ii) le stockage à l'air ou sous-abri. Ce croisement a fait apparaître trois types de gestion (tas à l'air, fosse à l'air et fosse sous-abri), le type tas sous-abri n'ayant pas été relevé parmi les exploitations enquêtées.
- Le mode d'encadrement de l'exploitation en lien avec Fifamanor, à savoir contrôlée par Fifamanor, encadrée par Fifamanor ou non-encadrée par Fifamanor.

Les variables qualitatives et quantitatives ont été corrélées par analyse de variance. Un test de Khi2 a été utilisé afin de connaître la significativité de ces relations et l'intensité des relations entre les

variables a été mesurée par le test de Cramer (ou V de Cramer) (Kotrlík *et al.*, 2011) grâce au package « chisq.test ». Les relations entre la typologie des exploitations et le mode de gestion des effluents d'élevage ou le mode d'encadrement de l'exploitation ont été représentées à l'aide de diagramme de Sankey réalisée avec le package « multcompView ».

3 Résultats

3.1 Statistiques descriptives

Les fermes étudiées dans la région Vakinankaratra présentent une grande diversité de cheptel et surfaces en culture (Tableau 2).

Tableau 2 : Statistique descriptive de la structure des exploitations de la région du Vakinankaratra.

	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Médiane	
Nombre d'animaux (UBT)	zébus	1,8	2,5	0	18,2	0,1
	vaches laitières	2,9	5,3	0	50,0	0,1
	porcins	0,2	0,6	0	6,0	0,0
	volailles	0,1	0,2	0	1,3	0,1
	UBT total	5,0	5,4	0	53,0	3,2
Surface cultivée (en ha)	vivrières	0,3	0,4	0	5,0	0,2
	maraichères et de rente	0,2	0,3	0	2,0	0,1
	fouragères	0,1	0,2	0	1,8	0,0
	SAU totale	0,6	0,6	0	5,9	0,3

Pour l'élevage, une forte variabilité d'effectif a été observée chez les bovins avec un nombre par exploitation allant de 0 à 50 UBT pour les vaches laitières, et de 0 à 18,2 UBT pour les zébus de traits. Les médianes de 0,1 UBT montrent cependant que plus de la moitié des fermes n'ont pas ou peu de bovins. Les petits animaux d'élevage (porcins et volailles) représentent une proportion mineure du cheptel (en moyenne 6 % lorsque quantifiés en UBT), avec des moyennes de 0,1 UBT pour les volailles et 0,2 UBT pour les porcins. Seuls 13 % des exploitations ont un cheptel composé majoritairement de ces animaux (>50 % des UBT totaux). Le nombre total d'animaux pour chaque ferme est en moyenne de $5,0 \pm 5,4$ UBT, avec un maximum de 53,0 UBT pour l'exploitation la mieux dotée.

Pour l'agriculture, les surfaces moyennes sont de $0,3 \pm 0,4$ ha pour les cultures vivrières, $0,2 \pm 0,3$ ha pour les cultures maraichères et de rente et $0,1 \pm 0,2$ ha pour les cultures fourragères. La SAU des exploitations est très faible, avec une moyenne de $0,6 \pm 0,2$ ha et une médiane de 0,3 ha. Celle-ci atteint 5,9 ha au maximum dans l'exploitation avec le plus de surfaces cultivées.

3.2 Typologie des exploitations dans la région Vakinankaratra

La carte factorielle de l'ACP réalisée avec les neuf variables quantitatives utilisées montre que les axes 1 et 2 expliquent 46,2 % de la variance totale dans la mesure de corrélation (Figure 11). Les variables superficies de cultures vivrières, cultures maraichères et de rente, nombre total d'animaux et nombre de vaches laitières sont fortement liées à ces deux premiers axes. D'autres variables telles que le nombre de volailles et le nombre de porcs y contribuent faiblement. Il existe une covariation entre la surface fourragère et le nombre de vaches laitières, associées aux scores positifs du premier axe, et le nombre de zébus, associés aux scores négatifs du premier axe. Il apparaît également que la grande surface de cultures maraichères est associée avec une faible surface de cultures de rente selon le deuxième axe.

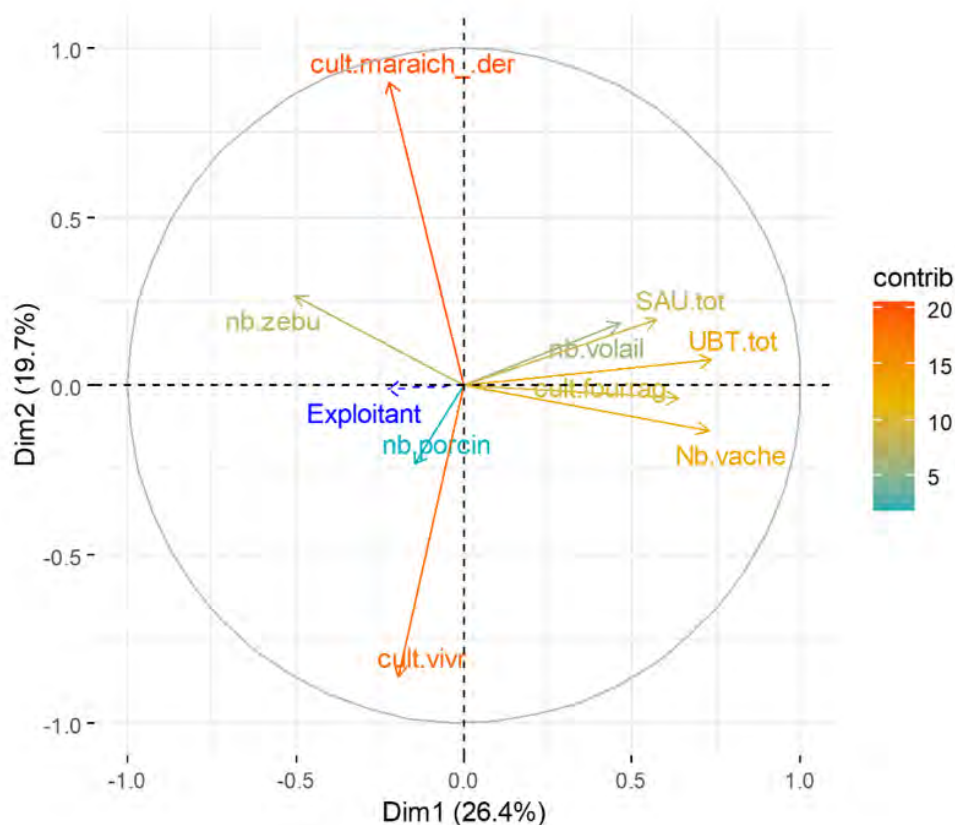


Figure 11 : Analyse en composantes principales des différentes variables suivant les types d'exploitation dans la région de Vakinankaratra (Nb. Zébus : Nombre de zébus de trait, nb. Porcin : Nombre de porcins, nb. Volail : Nombre de volailles, Nb. Vache : Nombre de vaches laitières, cult.maraich_der : surface de culture maraichère et de rente, cult. viv : culture vivrière, cult. fourrag : surface de culture fourragère, SAU tot : surface agricole utile totale, UBT.tot : unité bovin tropicale totale).

La CHA fait apparaître une hiérarchie de partition avec différents niveaux de dissimilarités qui a abouti à sept types d'exploitations (Figure 12a). Le premier niveau de séparation de l'arbre hiérarchique (à H = 30) se distingue par des fermes qui élèvent des bovins de trait et des porcins (Types 1, 2 et 3) de celles avec des vaches laitières (Groupes 4, 5, 6 et 7) (Figure 12 b). L'élevage de bovins de trait est surtout pratiqué par les groupes typologiques 1 et 2 (à H = 15), et le groupe 3 se caractérise par un élevage porcin important. Les groupes 1 et 2 se distinguent également par l'importance des cultures maraichères ou de rente et celle des cultures vivrières.

Les groupes 4, 5 et 6 d'une part et le groupe 7 d'autre part sont des exploitations laitières qui se distinguent (en H=23) par la taille des exploitations (nombre d'animaux et SAU). Le groupe 6 se distingue des groupes 4 et 5 (en H=22) par l'importance des cultures fourragères. Les groupes 4 et 5 (en H=18) se différencient par le nombre de vaches laitières par unité de SAU plus importante dans le groupe 4 que dans le groupe 5.

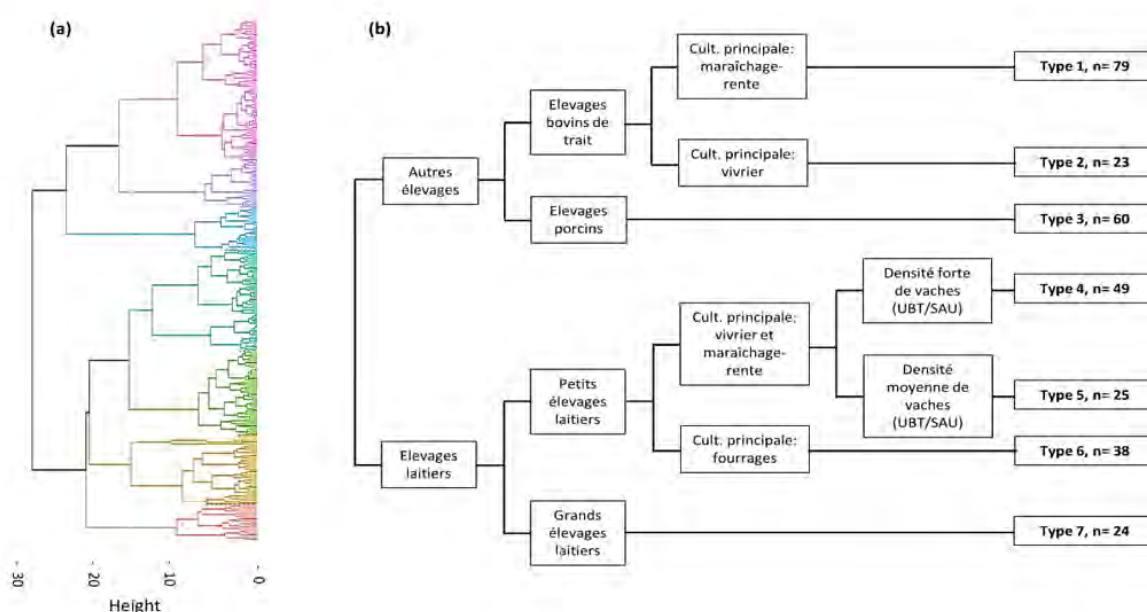


Figure 12 : Dendrogramme, obtenu par la classification hiérarchique ascendante (a), et principales caractéristiques des groupes typologiques (b) des 298 fermes d'agriculture-élevage retenues pour l'analyse typologique.

La typologie des exploitations obtenue (Figure 12) montre que les divers groupes se distinguent en premier lieu en fonction des activités d'élevage (laitier, bovin de trait, porcin) qui expliquent les discriminations des deux premiers niveaux hiérarchiques, ainsi que le quatrième niveau hiérarchique.

Les variables liées aux activités culturelles n'interviennent qu'au troisième niveau hiérarchique pour distinguer les divers groupes des fermes d'agriculture-élevages obtenues.

Les principales caractéristiques des sept groupes typologiques sont présentées dans le Tableau 3 et décrites ci-dessous :

- **Type 1 : Fermes traditionnelles cultivant des cultures maraichères et de rentes.** Plus de 83 % du cheptel de ces fermes correspond à des zébus de trait, avec une moyenne de trois têtes. La SAU moyenne est de 40 ares dont 54 % sont affectées aux cultures maraichères et de rentes. Elles représentent 27 % des enquêtés.
- **Type 2 : Fermes traditionnelles cultivant des cultures vivrières.** Plus de 92 % du cheptel de ces fermes sont des zébus de traits avec une moyenne de 4,5 têtes. Ces fermes ont une superficie agricole moyenne de 40 ares, avec 75 % de la superficie utilisée pour les cultures vivrières. Ces exploitations représentent 8 % des enquêtés.
- **Type 3 : Fermes d'élevage de porcs cultivant des cultures vivrières.** Ces fermes ne possèdent pratiquement pas de bovins et plus de 86 % du cheptel correspond à des porcs, avec en moyenne trois têtes (0,6 UBT). Ces fermes ont la SAU la plus faible, avec une superficie agricole moyenne de 30 ares, dont 67 % sont utilisées pour les cultures vivrières. Ces fermes représentent 20 % des enquêtés.
- **Type 4 : Petites fermes laitières cultivant des cultures maraichères et de rentes.** Plus de 93 % du bétail de ces fermes sont des vaches laitières avec une moyenne de six têtes (5,5 UBT). La densité de vache est élevée, avec 11 UBT de vaches laitières par ha de SAU. Ces fermes ont une superficie agricole moyenne de 50 ares, dont 60 % sont utilisés pour les cultures maraichères et de rentes. Ces exploitations représentent 16 % des exploitations enquêtés.
- **Type 5 : Petites fermes laitières cultivant des cultures vivrières.** Plus de 92 % du bétail de ces fermes sont des vaches laitières avec une moyenne de deux têtes. La densité de vache est moyenne, avec 6 UBT de vaches laitières par ha de SAU. Ces fermes ont une superficie agricole moyenne de 40 ares dont plus de 50 % sont utilisés pour les cultures vivrières. Ces exploitations représentent 8 % des enquêtés.
- **Type 6 : Petites fermes laitières cultivant des fourrages.** Plus de 84 % du bétail de ces fermes sont des vaches laitières, avec une moyenne de huit têtes. La densité de vache est élevée, avec 11 UBT de vaches laitières par ha de SAU. Ces fermes ont une superficie agricole moyenne de 70 ares, dont 43 % sont utilisées pour les cultures fourragères. Ces exploitations représentent 13 % des enquêtés.

- **Type 7 : Grandes fermes diversifiées.** Environ 64 % du bétail de ces exploitations sont des vaches laitières avec une moyenne de 8,3 UBT, 25 % des zébus de trait et 10 % pour l'élevage de porcs et volaille. La densité de vache est moyenne, avec 6 UBT de vaches laitières par ha de SAU. Ces fermes ont une superficie agricole moyenne de 133 ares, dont 60 % sont utilisés pour les cultures vivrières et 30 % pour les cultures maraichères et de rente. Ces fermes représentent 8 % des enquêtés.

Tableau 3 : Principales caractéristiques structurales des exploitations des divers groupes typologiques.

	Type 1 (n =79)	Type 2 (n = 23)	Type 3 (n = 60)	Type 4 (n = 49)	Type 5 (n = 25)	Type 6 (n = 38)	Type 7 (n = 24)
Nombre de zébus (UBT)	2,96 ±1,4	4,50 ±3,1	0,06 ±0,3	0,09 ±0,4	0,05 ±0,2	1,11 ±1,7	3,25 ±4,2
Nombre de volailles (UBT)	0,10 ±0,1	0,07 ±0,1	0,06 ±0,07	0,15 ±0,1	0,08 ±0,1	0,10 ±0,1	0,57 ±0,3
Nombre de vaches laitières (UBT)	0,46 ±1,2	0,11 ±0,6	0,00 ±0,0	5,47 ±4	2,37 ±2,3	7,67 ±7,6	8,32 ±10,9
Nombre de porcins (UBT)	0,11 ±0,2	0,22 ±0,5	0,61 ±0,7	0,21 ±0,4	0,12 ±0,3	0,27 ±0,5	0,73 ±1,4
UBT total	3,62 ±1,9	4,89 ±3,4	0,73 ±0,8	5,92 ±4,2	2,62 ±3	9,14 ±7,1	12,86 ±10
Cultures vivrières (ha)	0,18 ±0,2	0,33 ±0,3	0,17 ±0,2	0,23 ±0,2	0,23 ±0,2	0,25 ±0,3	0,79 ±0,9
Cultures maraichères et de rente (ha)	0,24 ±0,3	0,09 ±0,1	0,14 ±0,2	0,26 ±0,2	0,10 ±0,1	0,06 ±0,1	0,38 ±0,5
Cultures fourragères (ha)	0,01 ±0,03	0,00 ±0	0,00 ±0,0	0,06 ±0,07	0,02 ±0,05	0,35 ±0,4	0,17 ±0,4
SAU totale (ha)	0,43 ±0,4	0,43 ±0,4	0,31 ±0,4	0,54 ±0,4	0,35 ±0,4	0,66 ±0,8	1,34 ±1,4

3.3 Relation entre la typologie et le mode de gestion des effluents d'élevages

Nous observons une répartition homogène dans les modes de gestion des effluents des fermes étudiées dans la région de Vakinankaratra : 35,6 % stockent leurs effluents d'élevages en tas à l'air, 32,2 % en fosse sous-abri et 32,2 % en fosse à l'air.

La relation entre la typologie des exploitations et les modes de gestion des effluents d'élevages est présentée dans la Figure 13. Le test du Khi2 indique un effet hautement significatif ($P\text{-value} = 0,001$) de la typologie des exploitations sur le mode de gestion des effluents. La mesure d'association (V de Cramer = 0,23) nous indiquant une relation d'intensité moyenne. Les exploitations du type 1, qui sont des exploitations traditionnelles, stockent majoritairement les effluents d'élevages de manière traditionnelle dans des tas à l'air (54 %). Les exploitations du type 2 stockent également principalement leurs fumiers dans des tas à l'air (39 %) ou des fosses à l'air (37 %). Les exploitations du type 3, correspondant à des élevages porcins, stockent les déjections des animaux dans des fosses couvertes sous abri (43 %) et à l'air (35 %). Les exploitations des types 4 et 5, correspondant à de petites

exploitations laitières, stockent principalement leurs fumiers dans des fosses à l'air (respectivement 40 % et 49 %). Les exploitations du type 6, qui sont aussi des petites exploitations laitières, mais qui produisent des cultures fourragères, stockent majoritairement leurs fumiers dans des fosses sous-abri (54 %). Le type 7, correspondant à de grands éleveurs laitiers, stocke également leurs fumiers dans des fosses sous-abri (54 %).

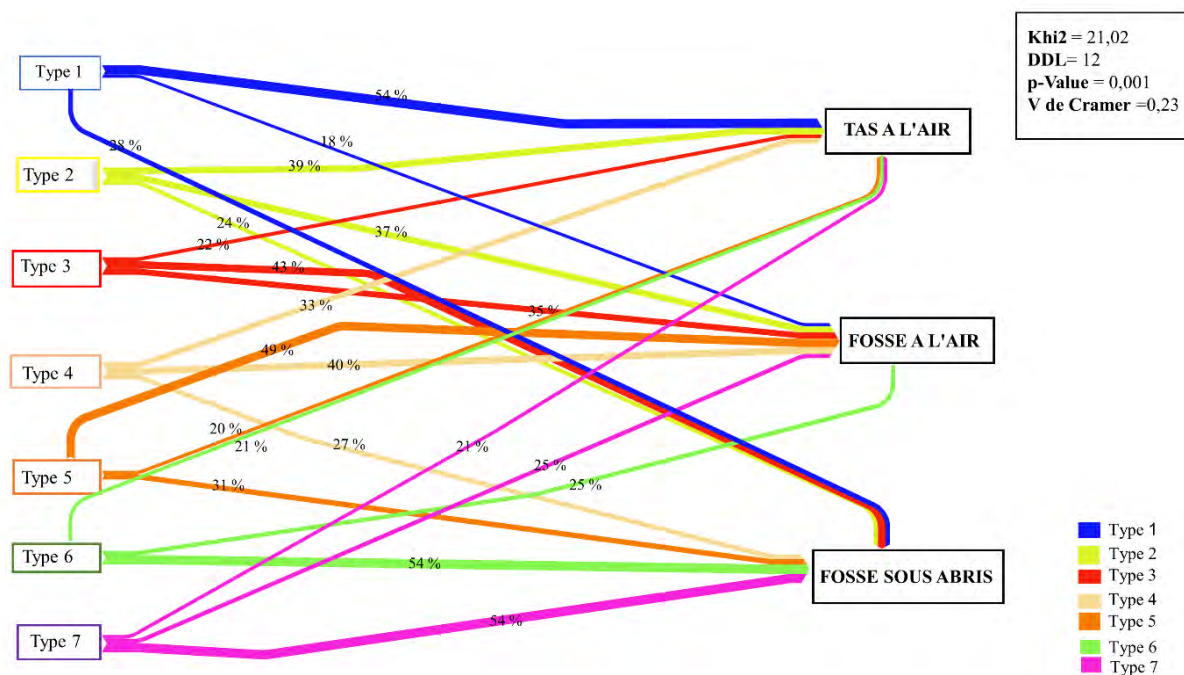


Figure 13 : Modes de stockage des effluents d'élevage selon la typologie des exploitations.

3.4 Relations entre l'encadrement de Fifamanor et les modes de gestion des effluents d'élevages

La relation entre l'encadrement des agriculteurs par le Fifamanor et le mode de gestion des effluents d'élevages est présentée dans la Figure 14. Le test du Khi2 indique aussi un effet significatif (P -value = 0,019) de l'encadrement sur la gestion des effluents, mais avec un V de Cramer (0,14) nous indiquant une relation faible. Les fermes contrôlées, qui sont principalement des exploitations laitières et bénéficient régulièrement de suivis techniques par Fifamanor pour améliorer la conduite du troupeau, stockent principalement leurs effluents d'élevage en fosse sous-abri (38 %). Les fermes encadrées, qui sont suivies par Fifamanor uniquement sur l'agriculture, stockent majoritairement leurs effluents d'élevage en fosse à l'air (38 %). Les fermes non encadrées, qui n'ont aucun lien avec le Fifamanor, stockent majoritairement leurs effluents d'élevages en tas à l'air (50 %).

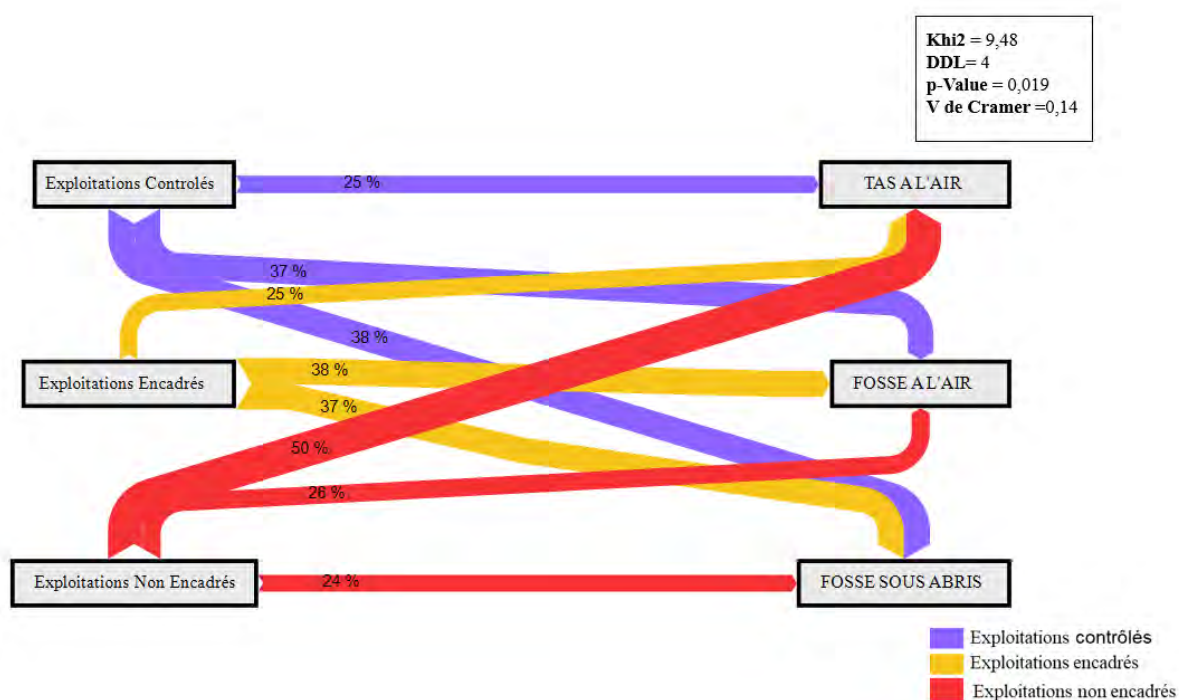


Figure 14 : Mode de stockage des effluents d'élevage selon le type d'encadrement par Fifamanor.

4 Discussion

4.1 La diversité des exploitations agricoles familiales est liée à la place de l'élevage

La répartition des exploitations en typologie est un outil pour analyser et comprendre la grande diversité entre les exploitations, afin de déterminer les leviers, au niveau de la gestion de l'exploitation ou de l'accompagnement technique, susceptibles de contribuer à améliorer la gestion des exploitations. La typologie proposée dans cette étude est basée uniquement sur la structure des exploitations intégrant agriculture et élevage, avec des variables portant sur l'importance des divers types d'élevage (bovins de trait et de lait, porcins, volailles) et des divers types de cultures (vivrières, maraichages et de rente, fourragère). Ces variables présentent l'avantage d'être assez simples à collecter lors des entretiens avec les exploitants agricoles. Ceci est en accord avec Bélières *et al.* (2017 a) qui met en lumière l'importance de la taille des exploitations agricoles familiales parmi l'ensemble des facteurs de production.

Toutefois, la typologie ne prend pas en compte des critères socio-économiques, tels que la taille du ménage ou le nombre d'actifs travaillant sur l'exploitation, ou des critères économiques tels que les marges ou les revenus des diverses composantes du système de production alors que Bélières *et al.* (2017 b) a montré le poids du revenu et du recours au travail salarié dans la discrimination des types. Cependant, eux-mêmes notent que le recours au travail extérieur salarié va dans le même sens que la taille de l'exploitation (superficie et bovins).

L'hypothèse est que la taille de l'exploitation et du cheptel sont des déterminants clés de la richesse des agriculteurs ainsi que la productivité agricole (Chikowo *et al.*, 2014), qui peuvent suffire pour distinguer les principaux types d'exploitations.

Les résultats ci-discutés montrent que l'élevage tient une place majeure dans la typologie obtenue et les effectifs d'animaux élevés au sein des exploitations permettent de distinguer des groupes caractéristiques. En effet, les 1^{er} et 2^{ème} niveaux hiérarchiques de la CHA (Figure 12) sont expliqués par l'importance du cheptel animal, alors que les cultures n'expliquent que le 3^{ème} niveau hiérarchique de la CHA. Elle met en évidence en particulier l'importance des deux types d'orientation de l'élevage bovin : l'élevage bovin semi-extensif et l'élevage bovin laitier intensif (Marquant et Salgado, 2016).

L'élevage bovin semi-extensif (types 1 et 2) correspond à des zébus utilisés pour le travail du sol et le transport. Les animaux sont nourris principalement avec des fourrages d'origine naturelle, collectés dans des zones de parcours, ou avec des résidus de culture (Fanjaniaina *et al.*, 2022) ou les zébus sont emmenés dans les zones de parcours. Le cheptel correspond aussi à une forme d'épargne familiale.

L'élevage bovin laitier (groupes 4 à 7) est basé sur un cheptel de vaches laitières de races améliorées pures ou croisées avec des races locales rustiques. Ce type de production est caractéristique du « triangle laitier » de Madagascar, qui est la principale région de production laitière (Penot *et al.*, 2016). La production laitière assure des revenus réguliers à la famille, ce qui explique l'importance croissante de ce type de production. Les vaches laitières sont souvent nourries de façon similaire aux zébus, avec des fourrages d'origine naturelle et des résidus de culture (groupes 4, 5 et 7). Néanmoins, dans les systèmes les plus intensifs, des cultures fourragères ont été implantées pour nourrir les animaux (groupe 6). Ces fourrages ont des valeurs nutritives supérieures à de la végétation spontanée, ce qui permet de mieux valoriser le potentiel génétique des vaches (Marquant et Salgado, 2016).

La typologie proposée par Alvarez (2012) donne des résultats assez similaires aux nôtres. Cette typologie, basée sur les pratiques culturales et la gestion des ressources et des effluents d'élevage a été réalisée dans la même zone d'étude, uniquement sur les élevages laitiers (correspondant à nos groupes 4 à 7), mais sur un effectif de fermes nettement moindre (50 fermes). Elle met en évidence des types d'exploitations similaires aux nôtres, notamment : (i) de grandes exploitations d'élevage (> huit animaux) avec des races bovines européennes et une diversification significative avec les activités avicoles et porcines, proche de notre groupe 7 ; (ii) des exploitations avec moins de vaches laitières (environ deux) et une diversification importante avec l'activité porcine, proche de nos groupes 4 et 5 ;

(iii) des exploitations avec de petites surfaces et des animaux laitiers nourris avec des fourrages à volonté, proche de notre groupe 6.

4.2 La structure de l'exploitation explique partiellement les modes de gestion des effluents

Les systèmes mixtes agriculture-élevage jouent un rôle majeur dans le transfert de fertilité et la redistribution des éléments nutritifs au sein des exploitations agricoles. Celle-ci s'effectue par la récolte de fourrage et de résidus de culture pour nourrir les animaux, puis par l'utilisation des effluents d'élevage pour maintenir la fertilité des sols (Powell *et al.*, 2004 ; Marquant et Salgado, 2016).

Bien que les intrants organiques soient des amendements essentiels pour maintenir la fertilité des sols, leur faible qualité et leur disponibilité limitée ne leur permettent généralement pas de maintenir seuls la production agricole (Vanlauwe et Giller, 2006 ; Fanjaniaina *et al.*, 2021). En effet, la faible rétention des éléments nutritifs pendant la manipulation et le stockage du fumier entraîne d'importantes pertes d'éléments nutritifs (Rufino *et al.*, 2006). Ces pertes peuvent atteindre les trois quarts des éléments nutritifs entrant dans les systèmes d'élevages traditionnels (Fanjaniaina *et al.*, 2022). Les pratiques de gestion du fumier sont donc d'une importance primordiale pour limiter les pertes d'éléments nutritifs et accroître l'efficacité du recyclage et donc le retour au sol des nutriments (Snijders *et al.*, 2009).

Dans les fermes du Vakinankaratra, trois principaux modes de stockage des déjections ont été observé : les stockages en tas à l'air, en fosse à l'air ou en fosse sous-abri. Le stockage du fumier en fosse représente une première amélioration dans la gestion des effluents et conduit généralement à une amélioration de la qualité du fumier (Blanchard *et al.*, 2013 ; Salgado *et al.*, 2014 ; Marquant et Salgado, 2016). Une étude sur l'intégration agriculture-élevage pour valoriser les ressources et accroître les revenus, menée sur les exploitations laitières des Hautes-Terres, a montré que les plus fortes teneurs en azote des fumiers analysés (2,0-2,6 % MS) provenaient des exploitations qui pratiquaient le stockage du fumier dans des fosses (Salgado *et al.*, 2014).

La mise sous-abri des installations de stockage du fumier représente une amélioration supplémentaire. Elle permet, par exemple, de réduire l'exposition aux températures élevées et les pertes d'azote qui en découlent, ainsi que de limiter l'exposition aux précipitations, et donc de minimiser les pertes de nutriments dues à la lixiviation. Rufino *et al.* (2007) ont ainsi observé que le fumier recouvert d'un film plastique et stocké sous un toit perdait seulement 20 % de sa teneur en azote, alors que les pertes atteignaient 55 % pour le fumier stocké en tas non couvert au Kenya. Tittonell *et al.* (2010) a

également montré que le fumier stocké dans des fosses ouvertes présentait des fractions massiques de N et P inférieurs à celles du fumier stocké en tas, à l'air ou sous couvert.

L'amélioration de la qualité des fumiers se traduit par des augmentations de rendement. A Madagascar, Rasolofo (2017) a montré que l'utilisation de fumiers améliorés a permis d'augmenter les rendements en grain et paille de riz de 26 % et 34 %, respectivement, par rapport à l'utilisation de fumier conventionnel. Au Zimbabwe, Mutiro et Murwira (2003) ont augmenté le rendement du maïs de 104 % avec l'application de fumier stocké en fosse couverte, par rapport à du fumier stocké en tas à l'air.

Dans ce travail de thèse, les résultats mettent en évidence des relations significatives entre les modes de gestion des déjections et la typologie des exploitations (Figure 13). Ainsi, les fermes traditionnelles, qui pratiquent l'élevage des zébus (Type 1 et 2), stockent principalement leurs fumiers en tas à l'air, soit la modalité la plus susceptible d'induire des pertes importantes de nutriments. Les autres exploitations stockent majoritairement les déjections dans des fosses, à l'air ou sous-abri. Le stockage est principalement effectué dans des fosses ouvertes par les exploitants des types 4 et 5, alors qu'il est plus souvent effectué dans des fosses couvertes dans les types 6 et 7, ces exploitations correspondant aux exploitations laitières de grande taille ou aux exploitations les plus intensives, grâce à l'utilisation de fourrages cultivés. Plusieurs hypothèses sont susceptibles d'expliquer ce lien potentiel. L'intensification des systèmes d'élevage, et en particulier la stabulation des animaux qui l'accompagne, est un élément déclencheur de meilleures pratiques de gestion des effluents d'élevage. En effet, l'activité laitière dégage une valeur ajoutée élevée dans les exploitations productrices de lait (Bélières et Lançon, 2020), notamment dans les fermes les plus grandes ou les plus intensives, ce qui permet de financer plus facilement des infrastructures de stockage des déjections de meilleure qualité.

Par ailleurs, les exploitations du type 3, bien que peu intensives, ont elles aussi tendance à stocker leur fumier dans des fosses, souvent sous abri. Ces pratiques améliorées pourraient être reliées à la présence de porcs sur l'exploitation.

4.3 L'encadrement technique, un autre levier d'amélioration des modes de gestion des effluents d'élevages

La recherche de relation entre le mode de gestion des effluents d'élevage avec l'encadrement technique des exploitations par le Fifamanor offre un second élément de réflexion sur les facteurs explicatifs des modes de gestion des effluents d'élevage. Ainsi la part des exploitations pratiquant le stockage des effluents sous forme de tas à l'air, considéré comme une pratique traditionnelle et peu

efficace pour la conservation des nutriments, est plus élevée chez les éleveurs non-encadrés par Fifamanor.

Toutefois, malgré un effet significatif (Figure 14), il est à noter qu'il n'y a pas une distinction claire entre les exploitations en fonction de l'encadrement technique : en effet, un quart des exploitations encadrées continuent de pratiquer le stockage en tas à l'air et un quart des exploitations non encadrées utilisent une fosse sous-abri, considéré comme la pratique la plus améliorée. Deux facteurs peuvent expliquer cela. D'abord, dans le cas du Fifamanor, le conseil agricole se focalise principalement sur l'amélioration de la conduite du troupeau (ferme contrôlée) ou des démonstrations de variétés de cultures vivrières (fermes encadrées), sans conseils spécifiques sur la déjection des effluents d'élevage. Ensuite, les organismes de conseil sur la zone sont potentiellement nombreux. En dehors des services décentralisés de l'état en appui à l'agriculture et à l'élevage, les agriculteurs peuvent bénéficier d'appui technique via les organisations de production auxquelles ils peuvent appartenir ou des agroindustriels s'ils font partie de leur réseau de production et de collecte.

Sachant cependant que, si la gestion des fumiers et des déjections animales est souvent peu prise en compte par le conseil agricole (Teenstra *et al.*, 2014), ce dernier reste central dans l'appropriation de nouvelles pratiques agricoles en ASS (Mujeyi *et al.*, 2021). S'il n'est qu'une composante du système d'innovation, les exploitants contrôlés ou encadrés sont mieux reliés à un réseau impliquant une diversité de formes d'appui, contribuant aux services support à l'innovation (Audouin *et al.*, 2021), contribuant à l'appropriation de nouvelles pratiques agricoles hors du champ principal du conseil technique.

Quoiqu'il en soit, l'importance des ressources organiques issues des élevages dans le maintien de la fertilité des sols nécessiterait de développer le conseil technique plus spécifique sur la gestion des effluents d'élevage au sein des exploitations. La meilleure prise en compte de la gestion des effluents d'élevage au niveau du conseil agricole passe par une meilleure prise en compte des engrais organiques comme une source de fertilisants. Une meilleure prise en compte par les politiques publiques de l'importance de la fertilisation à base de matières organiques serait également nécessaire. En effet, à l'avenir, les systèmes agricoles devront conserver et mieux recycler les nutriments, utiliser les intrants externes avec plus de parcimonie et réduire la pollution de l'air, de l'eau et du sol (Kronberg *et al.* 2021), nécessitant de mieux recycler les ressources organiques. Ainsi, les pratiques de gestion des effluents de l'élevage pourraient contribuer plus fortement à la gestion durable des sols (Razafimbelo *et al.*, 2022).

5 Conclusion

Malgré une variabilité forte, les résultats ci-discutés permettent de dégager certains facteurs explicatifs des différents modes de gestion des effluents dans les exploitations agricoles du Vakinankaratra. La présence de l'élevage laitier semble favoriser des modes de gestion améliorée, tout comme la présence de l'élevage porcin. La présence d'encadrement technique, ou, à minima, l'inclusion dans des réseaux collectifs favorisant l'échange et le partage d'expériences revêtent probablement un rôle même si l'étude présentée ici ne s'intéresse qu'au rôle potentiel joué par le Fifamanor.

Compte tenu des dynamiques en cours sur les Hautes-Terres de Madagascar, en particulier la saturation foncière liée à la croissance démographique qui nécessite de réfléchir à une intensification écologique dans les exploitations agricoles de la zone, il est nécessaire de continuer à investiguer les facteurs favorables à l'adoption de pratiques améliorées de la gestion des effluents d'élevage. En particulier, il s'agirait de mieux comprendre comment la présence de bovins laitiers ou de porcs favorise ces pratiques améliorées, mais également quels sont les facteurs favorisant la mise en place de ces ateliers au sein des exploitations agricoles.

Outre les modes de stockage, les pratiques améliorées liées à la gestion des effluents à l'étable (paillage de l'étable, collecte des urines, etc.), qui n'ont pas été prises en compte dans l'étude, doivent être considérées dans une vision plus globale de la gestion de la matière organique. Ces réflexions devraient pouvoir nourrir le conseil technique pour l'amélioration des pratiques de gestion des effluents d'élevage, notamment en tenant compte de la diversité structurelle et socio-économique des exploitations sur les Hautes-Terres de Madagascar. La typologie élaborée permet aussi de choisir des exploitations afin d'étudier les flux et bilans de nutriments dans les systèmes agricoles mixtes à Madagascar (Chapitres 3 et 4).

Chapitre 3 : Flux et bilans de nutriments dans les systèmes agricoles mixtes à Madagascar

Ce chapitre a été publié sous la forme d'un article scientifique dans la revue *Sustainability*¹.

Actuellement, la durabilité de la production représente un défi majeur de l'activité agricole. Cette durabilité des systèmes de cultures repose sur la gestion rationnelle de la fertilité des sols nécessitant une bonne gestion des nutriments et des effluents d'élevages. L'objectif de l'étude était d'analyser les flux et les bilans de nutriments (N, P, K) des exploitations mixtes d'agriculture-élevage des hautes terres de Madagascar et d'évaluer leurs contributions à la performance globale de ces systèmes. L'hypothèse que nous suggérons est que l'efficacité des transferts de fertilité, la production et les performances au sein de l'exploitation agricole sont liées aux flux de matières et de nutriments générés par l'intégration des systèmes d'élevage et agricoles dans la région du Vakinankaratra.

Ce chapitre confirme que les performances au sein de l'exploitation agricole sont meilleures dans les systèmes d'élevage qui atteignent un niveau d'intensification plus important et qui gèrent de façon efficace les déjections animales, conduisant à une meilleure efficacité d'utilisation des ressources par rapport aux systèmes d'élevage traditionnels de l'ensemble du système de production. Cela nécessite le développement d'une « modernisation écologique » des systèmes d'élevage, qui vise à améliorer les performances tout en réduisant les externalités négatives. Parmi ces priorités, l'amélioration du recyclage des nutriments par une meilleure gestion des effluents d'élevage est une perspective majeure.

Ce travail a été initié durant la thèse de Marie Lucia Fanjaniaina dans le cadre du projet Biova sur quatre exploitations. Des données ont ensuite été collectées dans le cadre du projet EcoAfrica par des masters et le doctorant sur cinq exploitations supplémentaires. L'analyse des flux de minéraux mesurés dans le cadre de ce chapitre sera utilisée dans le chapitre 4 pour simuler des scénarios d'amélioration du recyclage des nutriments.

¹ Fanjaniaina M.L., Stark F., Ramarovahoaka N.P., Rakotoharinaivo J.F., Rafolisy T., Salgado P., Becquer T., 2022. Nutrient flows and balances in mixed farming systems in Madagascar. *Sustainability*, 14, 984.

Abstract: Mixed farming systems are still prevalent in sub-Saharan Africa. In these systems, the recycling of nutrients through crop-livestock integration (CLI) practices is crucial for the sustainability of soil fertility and crop production. The objective of this study was to analyze nutrient (N, P, K) flows and balances of mixed farming systems to assess CLI contribution to the performance of those systems. We hypothesized that more intensive farms had a better nutrient balance at the farm level, and that improved biomass management methods improved their nutrient balance. Nine farms in the Madagascar highlands were selected, some corresponding to poor traditional farms with only draft cattle; some small or medium-sized, more intensive farms with a dairy herd; and some of the latter with some improvement to management methods of livestock effluents (manure composting, liquid manure collection). The nutrient balance of the farming systems was determined, and performance indicators were calculated at both farming, livestock, and CLI levels. Results showed that nutrient recycling through CLI is significant in the functioning of the systems studied, contributing primarily to circulating nutrient flows (up to 76%) and leading to greater efficiency and productivity. Nutrient flows resulting from these practices mainly concerned animal feeding (higher than 60% of nutrient flows), even if manure management was central for crop fertilization and that manure remained a desired animal product of these types of farms (up to 100% of animal products). Large negative balances of N and K (up to 80% of inputs) were observed in traditional livestock systems with draft cattle. They were smaller (39–68%) in more intensive dairy farms. Composting of manure did not decrease negative balances, whereas their magnitude was significantly reduced by the collection of liquid manure (19% for N; 42% for K). Better management of biomass at the farm level, in particular the collection of liquid manure, seemed to substantially reduce nutrient losses in MFS.

Keywords: biomass management; livestock effluents; low input farming systems; network analysis; efficiency; sustainability assessment; crop-livestock integration

Résumé : Les systèmes agricoles mixtes sont encore très répandus en Afrique subsaharienne. Dans ces systèmes, le recyclage des éléments nutritifs par le biais des pratiques d'intégration agriculture-élevage (IAE) est crucial pour la durabilité de la fertilité des sols et de la production végétale. L'objectif de cette étude était d'analyser les flux et les bilans d'éléments nutritifs (N, P, K) des systèmes agricoles mixtes afin d'évaluer la contribution de l'intégration agriculture-élevage à la performance de ces systèmes. Nous avons émis l'hypothèse que les exploitations plus intensives avaient un meilleur bilan nutritif au niveau de l'exploitation, et que l'amélioration des méthodes de gestion de la biomasse améliorerait leur bilan nutritif. Neuf exploitations ont été sélectionnées sur les hauts plateaux de Madagascar, certaines correspondant à des exploitations traditionnelles pauvres ne possédant que du bétail de trait, d'autres à des exploitations petites ou moyennes, plus intensives, possédant un troupeau laitier, et certaines de ces dernières ayant amélioré les méthodes de gestion des effluents d'élevage (compostage du fumier, collecte du fumier liquide). Le bilan nutritionnel des systèmes agricoles a été déterminé et des indicateurs de performance ont été calculés au niveau de l'exploitation, du bétail et de la IAE. Les résultats ont montré que le recyclage des nutriments par le biais des IAE est important pour le fonctionnement des systèmes étudiés, contribuant principalement aux flux de nutriments circulants (jusqu'à 76 %) et conduisant à une efficacité et une productivité accrues. Les flux d'éléments nutritifs résultant de ces pratiques concernent principalement l'alimentation animale (plus de 60 % des flux d'éléments nutritifs), même si la gestion du fumier est essentielle pour la fertilisation des cultures et que le fumier reste un produit animal recherché dans ces types d'exploitations (jusqu'à 100 % des produits animaux). D'importants bilans négatifs de N et de K (jusqu'à 80 % des intrants) ont été observés dans les systèmes d'élevage traditionnels avec des bovins de trait. Ils étaient plus faibles (39-68%) dans les exploitations laitières plus intensives. Le compostage du fumier n'a pas réduit les bilans négatifs, alors que leur ampleur a été significativement réduite par la collecte du fumier liquide (19% pour N ; 42% pour K). Une meilleure gestion de la biomasse au niveau de l'exploitation, en particulier la collecte du lisier, semble réduire considérablement les pertes d'éléments nutritifs dans les élevages laitiers intensifs.

Mots clés : gestion de biomasse ; effluents d'élevage ; systèmes agricoles à faibles intrants ; analyse de réseau ; efficacité ; évaluation de la durabilité ; intégration Agriculture-élevage.

1 Introduction

In sub-Saharan Africa, crop-livestock mixed farming systems contribute to the livelihood of two-thirds of the population, producing almost half of the cereal and most of the meat and milk (Herrero *et al.*, 2010). Animal husbandry is increasing due to the increasing demand for food products of animal origin in developing countries (Lemaire *et al.*, 2004). Agriculture and livestock are highly dependent on each other. The crop component of the system provides food for households or for sale, and feeds for the animals. In addition to the production of meat and milk for households or for sale, livestock provides draft power for crop management or transport, along with cash income and manure as a fertilizer to provide nutrients needed for crop production (Powel *et al.*, 2004). In this context, animals represent an essential lever for improving soil fertility through their ability to integrate, transform, enhance, and recycle nutrients (Rufino *et al.*, 2006). In many African agricultural production systems, recycling crop residues and livestock effluents are the only accessible sources of nutrient return (nitrogen (N), phosphorus (P), etc.) to agricultural plots.

Crop-livestock mixed farming systems are, however, the subject of controversy or criticism. Livestock contributes to environmental pollution; the livestock sector is responsible for emitting 14.5% of all anthropogenic greenhouse gas (nitrous oxide, methane) (Adegbeye *et al.*, 2020). Animal feed rations contain ingredients that can also serve as human food; livestock consumes one-third of global cereal production and uses about 40% of global arable land; among the 2 billion hectares of grassland, about 700 million hectares could be used as cropland (Mottet *et al.*, 2017). Nevertheless, according to Lemaire *et al.* (2014), domestic herbivores are not necessarily in competition with humans for food since they can utilize plant material unsuitable for the human diet. Moreover, they use grassland ecosystems located on soils/landscapes not suitable for efficient crop production. These contradictory points of view stress the need to improve the recycling of biomass produced for various purposes (food, feed, fuel) by crop-livestock mixed farming systems (Muscat *et al.*, 2020).

In Africa, traditional farming systems have led to severe soil nutrient depletion, low crop yields and poverty (Stoorvogel *et al.*, 1993; Chianu *et al.*, 2012). Cobo *et al.* (2010), reporting 57 studies on nutrient balances in Africa, showed negative balances for N and K in most of the studies (i.e., 85 and 76% of studies, respectively). The export of nutrients in harvested products and crop residues accounted for approximately 50–70% of N, P, and K losses, while soil erosion accounted for about one-third of the losses (Chianu *et al.*, 2012). Nutrient depletion occurs when nutrient exports are not balanced with suitable inputs from mineral and/or organic fertilizers, or by biological N fixation

(Chianu *et al.*, 2012). Leaving crop residues on the soil or returning livestock manure to the soil, has shown beneficial effects on soil quality and crop productivity (Haynes *et al.*, 2001). However, they often cannot sustain crop production alone due to their limited availability and their poor quality (Vanlauwe *et al.*, 2006), as well as to outputs through animal metabolism, growth, and animal products (meat, milk) and through losses during manuring (loss of faeces and urine, volatilization of N-compounds and leaching of nutrients).

In Madagascar's densely populated central highlands (200 people km²), about 86% of workers are employed in the primary sector (Sourisseau *et al.*, 2016). Staple crop production (rice, corn, cassava) dominates agriculture, but livestock production is almost systematically associated with mixed crop-livestock systems. Most of the farmers can be considered as poor or very poor, according to Franke *et al.* (Franke *et al.*, 2019), i.e., with very small farms (<0.5 ha), small herds (1 zebu), and low sales of production surplus from the farm. A small number of farmers could be considered as well-off or rich, i.e., with more land (>1 ha), dairy production (2–5 cows), and sale of surplus from the farm. The latter generally buy more fertilizers for crops and feed complements for dairy production than the former. Our previous work in the Malagasy highlands has shown that nutrient losses from traditional manure management correspond to about three-quarters of the initial nutrients and that this type of manure cannot balance the exports induced by crop or fodder harvesting (Fanjaniaina *et al.*, 2021). According to Cobo *et al.* (2010), positive balances were generally associated with the land-use systems of wealthier farmers, whereas the land-use systems of poorer farmers usually had negative balances.

Organic matter and nutrient management in crop-livestock mixed farming systems is a key issue for more sustainable production systems (Vayssières *et al.*, 2012). The closing of nutrient cycles is indeed central to meeting the challenges of agroecology and thus improving the performance of livestock systems while reducing their negative impacts (Billen, 2021). The objective of the study was to analyse the nutrient (N, P, K) flows and balances of crop-livestock farms of the Madagascar highlands and to assess their contributions to the overall performance of those systems (Bonaudo *et al.*, 2014). Nine farms were studied that corresponded to different types of farms with different production systems (poor traditional farms with a cattle herd mainly composed of zebus; small or medium-sized, more intensive farms with a dairy herd) and different biomass management methods (traditional or improved management of livestock effluents). This study hypothesizes that (i) more intensive dairy farms, using feed complements, have a better nutrient balance at the farm level, and (ii) improved biomass management methods improve the balance at the cowshed level.

2 Materials and Methods

2.1 Study Site and Farming Systems

The study was carried out in the Vakinankaratra region, in the Central Highlands (1200–1550 m a.m.s.l.) of Madagascar (Figure 15). The tropical altitude climate of the area is characterized by a cool dry winter from May to October (mean rainfall 188 mm and mean temperature 15.0 °C) and a warm wet summer from November to April (mean rainfall 1300 mm and mean temperature 19.2 °C). The soils developed on the Precambrian crystalline basement are dominated by Ferralsols (IUSS Working Group, 2014) on the hills. These soils are highly weathered and characterized by high acidity (pH in water usually below 5), a high content of aluminium (Al) in toxic forms, an organic matter content usually below 20 g kg⁻¹, poor cation exchange capacity, high sorption capacity of phosphorus (P), and multi-nutrient deficiencies (P, Ca, N, Mg) (Raminoarison, 2020). The soils developed on the footslope and toeslope of the hills and in the valleys are mostly Fluvisols, Histosols, and Gleysols (IUSS Working group, 2014), periodically flooded with occasionally redoximorphic features. The conditions that develop on alluvial material enhance soil organic matter accumulation and smectite formation (Kögel-Knabner *et al.*, 2010), leading to a higher cation exchange capacity. These soils, located in the lower areas of the landscapes, are also generally more humid than on the hills.

Agriculture is mainly practised on smallholder farms with a dominance of mixed crop-livestock farming systems. The hills are used for rainfed crops during the rainy season. The lowlands are mainly used for the production of irrigated rice in the rainy season and off-season production in the dry season. Rice (*Oryza sativa*), which is by far the most important staple crop of the Malagasy people, is the most important production. Other crops include cereals (maize (*Zea mays*)), tubers (manioc (*Manihot esculenta*), sweet potatoes (*Ipomoea batatas*), taro (*Colocasia esculenta*), grain legumes (common bean (*Phaseolus vulgaris*), groundnuts (*Arachis hypogea*), green peas (*Pisum sativum*), and Bambara-beans (*Vigna subterranea*), as well as various vegetables. These crops are produced both for family consumption and sale.

The Vakinankaratra region is located in the ‘dairy triangle’, which is the main Malagasy region for milk production (Penot *et al.*, 2009). Livestock production is dominated by small herds, with fewer than five heads of cattle, ranging from low-productivity native zebu to more productive dairy cattle, based on pure European breeds (i.e., Norwegian Red and Holstein). For dairy cattle, cultivated fodders and natural pastures are used: perennial tropical forages (e.g., *Pennisetum purpureum*, *Brachiaria* spp.), grown on the hills, and/or temperate forages (e.g., oat, ryegrass), sown on the footslopes and in the lowlands during the dry season (off-season crops in rice fields). However, on most farms, where

cattle are mainly used for draft power, crop residues (rice straw, maize residue, etc.) and weeds or natural grass species (locally called ‘bozaka’ and dominated by *Aristida* spp.) are mainly used for cattle breeding (feeding and litter). To ensure animal feed supplies, most of the available plant biomass (forage, crop residues, and bozaka) is exported from the fields to the cowshed, where the animals are generally located.

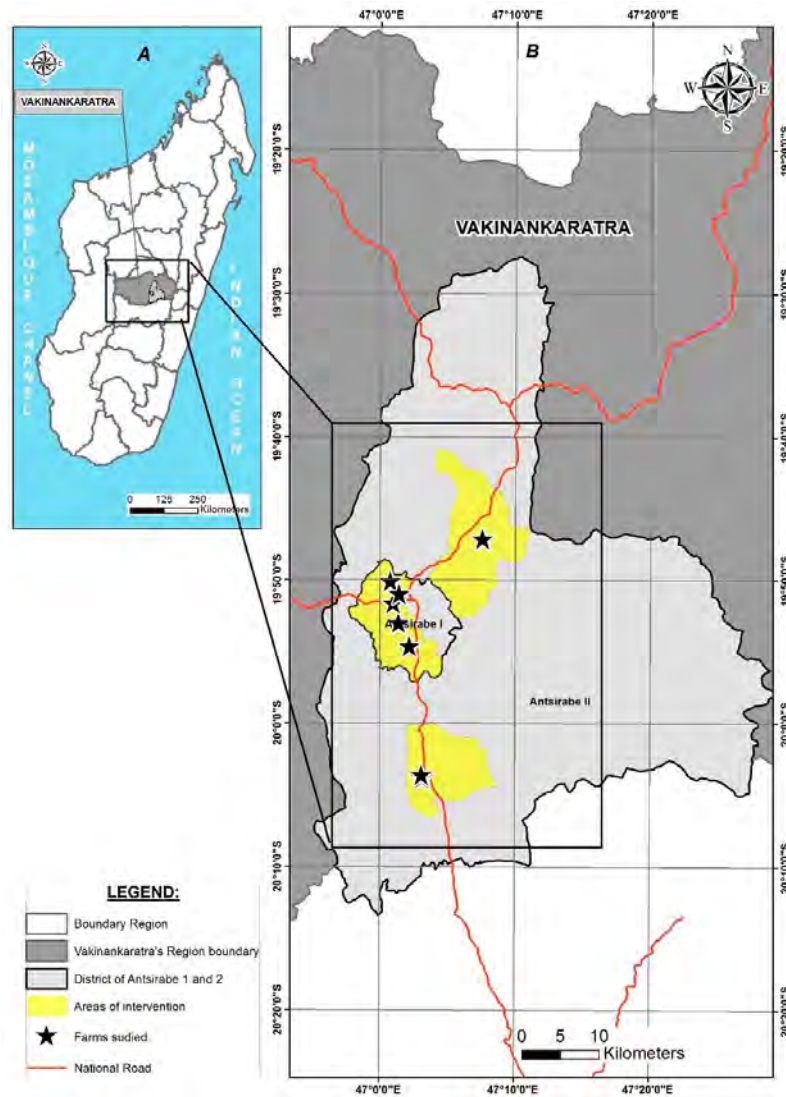


Figure 15: The Vakinankaratra region in Madagascar (in gray) (A) and a detailed map showing the location of studied farms (B).

2.2 Description of Farms

Nine mixed farms, integrating agriculture and livestock within their production systems, were selected in three districts, namely, Antsirabe I, Antsirabe II, and Manandona (Figure 15). To have an overview of diversified farming systems in the region, we selected mixed farms with various crop-livestock farming systems and livestock effluent management practices.

The farms (denoted F1, F2, . . . , F9) were divided into four groups (denoted I, II, III, IV) according to their Utilised Agricultural Area (UAA) and the size of their herd, as well as their Tropical Livestock Units (TLU), their animal carrying capacity and their manure management methods (Table 4). Group I (F1, F2) corresponded to traditional farms, with a small agricultural surface area (≤ 0.5 ha) and a herd with only one head of native zebu, without any dairy cows and with traditional manure management methods, i.e., stored in an uncovered heap or pit, without liquid manure collection. The breeding system was poorly intensive, the animals being fed exclusively with crop residues, with no on-farm production of fodder grasses. The farmers of this group can be considered as poor or very poor, according to Franke *et al.* (Franke *et al.*, 2019). Group II (F3, F4) corresponded to more intensive dairy farms. These were medium-sized farms ($1.0 \text{ ha} < \text{UAA} \leq 1.5 \text{ ha}$), with only dairy cows (no zebus) and very few small livestock animals (pigs, poultry). Group III (F5, F6) were much larger farms, with 3 to 13 ha of land, 4 to 15 dairy cows, 2 to 6 zebus, and a larger number of pigs and poultry, but with the same level of intensification as the farms in Group II. In the two latter groups of farms, the forage crops had an important place in cattle feeding. Group IV (F7 to F9) had similar farming systems to Group II, but with improved manure management practices; farms F8 and F9 composted their manure, while F7 collected the liquid manure from the barn to then spread it on their fields.

2.3 Data Acquisition for Nutrient Flows

Qualitative and quantitative data concerning resource endowment, land use, crop and livestock activities, and management practices were collected, to depict the farm operation along with one whole-round production campaign. Semi-structured interviews with each farmer were performed to collect data on (i) the structure of the farms (the farmer's family situation, the number of dependents, etc.); (ii) the characteristics of the livestock (number and species of animals, animal feed, quantity and destination of breeding products, quantity, management practices, and use of livestock effluents); (iii) the characteristics of agriculture (surface and type of crops, crop production and their destinations, the management of crop residues, the inputs used) (Table 4). The nutrient and biomass flows between the household and the external environment of the farm, as well as between the agriculture and livestock compartments, were also determined.

The interviews were complemented with on-farm measurements of daily manure production, daily milk production, and crop yields. Crop and manure samples were collected to determine the elemental composition (total contents of N, P, and K) of organic materials in order to calculate nutrient flows. Total N was determined by dry combustion in a Flash 2000 CHN Analyzer (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA) (McGeehan *et al.*, 1998). Phosphorus and K were determined after the calcination

of a sample (0.5 g) of dried and ground material at 550 °C (Okalebo *et al.*, 2002). After cooling, the ash was dissolved in warm 2% HCl before analysis. Total P was determined colorimetrically using the molybdenum blue-ascorbic acid method (Murphy *et al.*, 1962). Potassium was determined by atomic absorption using an iCE 3000 spectrophotometer (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA) (Okalebo *et al.*, 2002).

Flows were calculated considering the quantity of biomass exchanged (information gathered from the interviews and on-farm measurements) and the biomass content (data determined from the analysis of the elemental composition of crop and manure samples collected on farms or estimated using scientific available data for livestock products).

2.4 Data Analysis of Flows

Based on a common conceptual diagram of flows (Figure 16) to analyse the farms on the same basis, a matrix of flows was drawn up for each farm, based on data acquisition for each of these flows. The objective of this conceptual modelling step consists in representing the farming system structure and functioning as a diagram of flows, corresponding to farming system boundaries, compartments composing the farming system (livestock system with effluent management and processing; cropping system), and nutrient flows between them and their environment. Because of the fact that on some of the farms studied they sell their products while on others the products are mainly intended for household use, we chose to take the household out of the farming system, to compare them on the same biotechnical base.

Table 4: Main characteristics of the nine farms studied.

Farm Group	F1 I	F2 I	F3 II	F4 II	F5 III	F6 III	F7 IV	F8 IV	F9 IV
Localisation	Vinaninkarena	Vinaninkarena	Antsirabe I	Mandaniresaka	Antsenakely- Andraikiba	Andranomanelatra	Antsirabe Ambonivohitra	Manandona	Manandona
Farmer									
Age	55	32	50	53	72	57	47	59	57
Main activity	Farmer	Farmer	Town hall employee	Farmer	Farmer	Farmer	Farmer	Farmer	Farmer
Secondary activity	None	None	Farmer	State employee	None	None	None	Teacher	None
Dependents	3	2	4	4	3	5	9	3	2
Farm characteristics									
Main Features	Traditional farms		Small dairy farms with traditional biomass management		Large dairy farms with traditional biomass management		Small dairy farms with improved biomass management		
Main crops	Food crops; forage crops; Cash crops		Food crops; Forage crops		Food crops; Forage crops; Cash crops		Food crops; Forage crops		
Livestock	Draft cattle		Dairy cattle; Poultry		Dairy cattle; Pigs; Poultry		Dairy cattle; Pigs; Poultry		
Manure management	Traditional heap	Open-pit	Traditional heap	Traditional heap	Covered heap	Traditional heap	concrete pit (liquid manure)	Manure composting	Manure composting

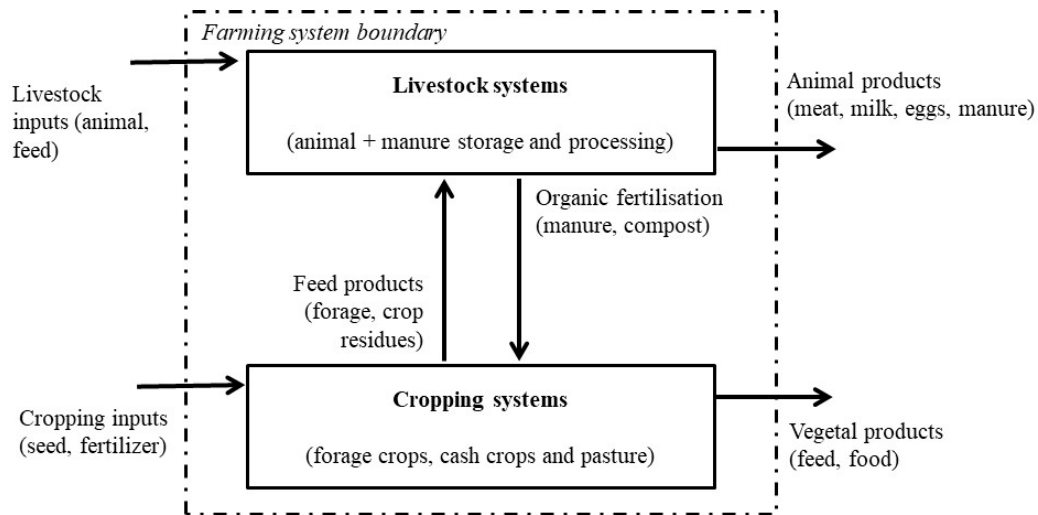


Figure 16: Common conceptual model performed to analyse and compare the farms studied.

Matrix modelling consists of computing data on nutrient flows to calculate indicators of interest, with the origin of flows in the columns, the destination of flows in the rows, and the amount of nutrients exchanged expressed at the intersection (Figure 17) (Stark *et al.*, 2018; Simon *et al.*, 2000).

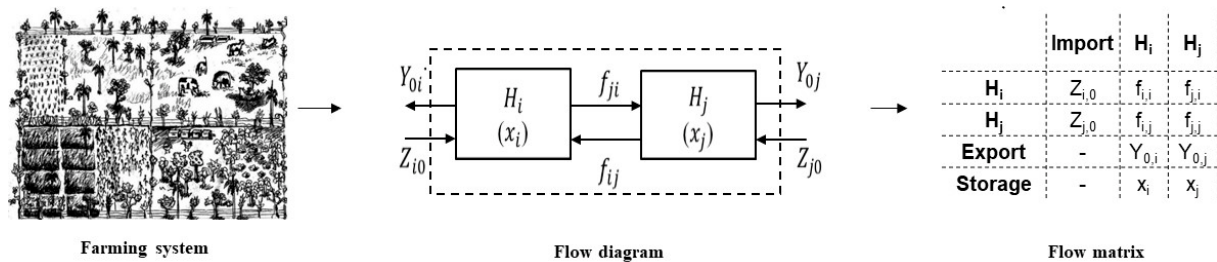


Figure 17: Summary of methodological steps of conceptual and matrix modelling of the systems studied. According to Latham (Latham *et al.*, 2006) convention, each farming system is characterized by the following elements: n, the number of compartments; Hi and Hj, the compartments i and j; x. i and x. j the states derivative for compartment i and j; fij, the internal flows from compartment Hj to compartment Hi; Y_{0i} and Y_{0j}, the outflow from compartment Hi and Hj to the external environment; and Zi₀ and Zj₀, the inflow from the external environment to compartment Hi and Hj.

The soil was considered as a ‘black box’ in our study, and the internal flows into the soil were not considered in the calculations. They do not include inputs by atmospheric deposition, outputs by volatilization, denitrification, and leaching in the field, nor inputs/outputs related to soil erosion. The calculated balances are therefore considered as ‘apparent’ (Simon *et al.*, 2000). The balances were calculated for an agricultural year for each nutrient (N, P, and K).

The calculation of element balances reflects the change in the amount of nutrients between compartments (Table 5). Three types of balances were calculated: (i) an overall balance at the level of

the mixed crop-livestock farming system, comparing the inputs, outputs, and efficiency of nutrients from the system; (ii) a partial balance that corresponded to the flow linked to the livestock system in order to assess the contribution of livestock to the overall functioning of the systems studied; and (iii) partial balance related to crop-livestock integration (CLI) to analyze the specific contribution of CLI practices and related products to overall performances of the system studied.

Models performed correspond to flow quantification of nutrients (matrix) and allow calculation of the selected indicators through an Excel spreadsheet, based on information collected and synthesized on a figshare repository (see Data Availability Statement).

Table 5: Indicators used to characterize flow balance and assess performances of farms studied for each nutrient (N, P, K).

Global performance indicators			
Total Inputs	Σ IN	In_Liv + In_Crop	kg ha ⁻¹
Inputs to livestock systems	In_Liv	In_Conc + In_Forag + In_Anim + In_Grass	kg ha ⁻¹
Inputs to cropping systems	In_Crop	In_Ferti + In_Man + In_Seed	kg ha ⁻¹
Total Outputs	Σ OUT	Out_Liv + Out_Crop	kg ha ⁻¹
Outputs from livestock systems	Out_Liv	Out_Milk + Out_Meat + Out_Egg + Out_Man	kg ha ⁻¹
Outputs from cropping systems	Out_Crop	Out_Hous + Out_Sold	kg ha ⁻¹
Nutrient use efficiency (NUE)	NUE	Σ OUT/ Σ IN	%
Crop-livestock integration	Σ CLI	Cli_Liv + Cli_Crop	kg ha ⁻¹
CLI to livestock systems	Cli_Liv	Cli_Forag + Cli_Res + Cli_Conc	kg ha ⁻¹
CLI to cropping systems	Cli_Crop	Cli_Man + Cli_Comp + Cli_Liq	kg ha ⁻¹
Livestock performance indicators			
Total inflows to livestock	Tot_In_Liv	In_Liv + Cli_Liv	kg ha ⁻¹
Total outflows from livestock	Tot_Out_Liv	Out_Liv + Cli_Crop	kg ha ⁻¹
Livestock nutrient use efficiency	NUE_Liv	Tot_Out_Liv/Tot_In_Liv	%
Livestock nutrient loss	L_Liv	Tot_In_Liv - Tot_Out_Liv	kg ha ⁻¹
Percentage livestock nutrient loss	R_Liv	L_Liv/(L_Liv + Tot_Out_Liv)	%
CLI contribution to farming system functioning			
Rate of CLI in total inflows	R_Cli	Σ CLI/(Σ CLI + Σ IN)	%
CLI in animal feeding	R_Feed	Cli_Liv/Tot_In_Liv	%
CLI in cropping system fertilization	R_Ferti	Cli_Crop/(Cli_Crop + In_Man + In_Ferti)	%
Manure in animal products	R_Man	(Cli_Crop + Out_Man)/Tot_Out_Liv	%

The inputs for the livestock system corresponded to living animals (In_Anim), purchased fodder (In_Forag), fodder collected for free outside the farm in rangeland commons (In_Grass), and as purchased concentrates (In_Conc). The inputs for the cropping system corresponded to mineral fertilizers and amendments (In_Ferti), purchased manures used as organic fertilizers (In_Man), and other compounds such as seeds (In_Seed). The outputs are related to the sale of farm products or to household self-consumption, i.e., animal products in the form of milk

(Out_Milk), meat (Out_Meat) and eggs (Out_Egg), manure sold (Out_Man), and crop products, consumed by household (Out_Cons) or sold (Out_Sold). CLI flows corresponded to cultivated tropical and temperate forages (Cli_Forag), crop residues (rice straw, maize residue, etc.) from cropping systems (Cli_Res), and farm-produced concentrate, i.e., grain of maize or manioc tuber (Cli_Conc). The Organic fertilization produced on the farm corresponded to non-processed manure (Cli_Man), compost (Cli-Comp), and liquid manure (Cli_Liq).

3 Results

3.1 Farming System Characterization

3.1.1 Structure: Area, Livestock, and Animal Carrying Capacity

Farms in Group I (F1 and F2) were traditional farms with a small UAA (0.6 ha) (Table 6). The fields were used mainly for food crops consumed by the households and for cash crops (maize, soya, potato, pea, tomato), with small or no areas of fodder crops. These farms had no dairy cows and only one draft cow, with an average TLU of 1.6 and an average animal carrying capacity of 3.8 TLU ha⁻¹. The number of small livestock animals (e.g., pigs or, poultry) was very low. The farm's financial resources came only from cash crops.

Group II farms (F3 and F4) were medium-sized dairy farms (0.5 ha <UAA 1.0 ha). Their agricultural products were quite similar to those of Group I. These farms had a small herd for dairy production (1-2 cows) and no draft cattle, with a larger number of small livestock animals. The average TLU was 3.5 and the average animal carrying capacity was also 3.8 TLU ha⁻¹. The farm's financial resources came from cash crops and animal products (mainly milk).

The farms in Group III (F5 and F6) were relatively large dairy farms with UAA > 1.0 ha. Most of their UAA was used for food crop production, a large part being sold. These farms were characterized by the dominance of dairy cattle, but also had numerous draft cattle (F5: 4 dairy cows + 2 zebus; F6: 15 dairy cows + 6 zebus). The TLU was 13 and 51 for F5 and F6, respectively, and the average animal carrying capacity was 4.7 TLU ha⁻¹. The number of small livestock animals was larger than in Groups I and II, but it corresponded to a low percentage of the TLU (15%), due to the importance of cattle.

Group IV farms (F7, F8, and F9) were medium-sized dairy farms like the Group II farms (0.5 ha ≤ UAA ≤ 1.0 ha), but they differed from these in terms of biomass management practices and degree of intensification. These farms were characterized by a large number of dairy cows and small animals on a small area, corresponding to an animal carrying capacity from 9 to 48 TLU ha⁻¹. The number of small livestock animals was large and varied from 14 to 60% of TLU.

Table 6: Characterization of the structure of the cropping and livestock systems of the nine studied farms.

Farm	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
Group	I	I	II	II	III	III	IV	IV	IV
Cropping system									
UAA (ha)	0.34	0.54	1.00	0.80	2.50	12.00	0.53	0.63	0.69
Food crops (ha)	0.1	0.3	0.6	0.3	1.7	9.2	0.1	0.4	0.3
Rice in food crops (%)	100	42	36	66	66	75	100	63	85
Forage crops (ha)	0.0	0.1	0.1	0.1	0.6	2.0	0.5	0.05	0.2
Cash crops (ha)	0.3	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.14	0.2
Others (ha) ¹	0.0	0.0	0.2	0.4	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0
Livestock system									
TLU	1.7	1.4	4.4	2.5	13.0	51.1	25.2	9.3	6.1
Dairy cattle	0	0	2	1	4	15	5	3	5
Draft cattle	1	1	0	0.	2	6	0	2	1
Pigs	1	0	2	0	4	20	50	3	9
Poultry	0	0	26	31	119	135	3	50	30
Animal carrying capacity	5.0	2.6	4.4	3.1	5.2	4.2	47.6	14.7	8.9

¹: Fruit trees, vegetables, fallow, etc.

3.1.2 Livestock and Cropping Management

The feeding system of the farms was highly dependent on off-farm inputs, which represent 30 to 75% of animal feed (Table 4). However, the off-farm inputs into the livestock system varied greatly according to the group of farms. For traditional farms in Group I, they were provided only by the fodder collected in the common rangelands, without the purchase of any supplement feeds. The collected fodder still represented, on average, 44% of off-farm inputs for Groups II to IV. The lower proportion of collected fodder in Group IV was replaced by the purchase of better-quality fodder (12% of off-farm inputs, on average) and concentrates (45% of off-farm inputs, on average).

The on-farm production of feeds (fodder and crop residues) on the dairy farms (Groups II, III, and IV) was dominated by the use of cultivated fodder (62-78% of the ration), whereas for Group I it was dominated by the use of crop residues (85% of the ration). Therefore, forage crops were present in the rotation of dairy farms (25% on average of the UAA), while they were of little importance to Group I. The areas occupied by forage crops were quite different depending on the degree of intensification (with an average of 10% for Group II, 17-25% for Group III, 8-85% for Group IV).

The use of mineral fertilizers was relatively low, but very variable depending on the farm, with inputs varying from 0 to 417 kg ha⁻¹ of fertilizer (Table 7). While the inputs were on average 50 kg ha⁻¹ for the farms in Groups I, II, and III, they reached 290 kg ha⁻¹ for those in Group IV, i.e., the most intensified group of farms. Urea represents 27% of the amount of the fertilizers, the remainder being in the form of NPK fertilizers (mainly 11-22-16 formulation). This corresponds to inputs of 23 kg N ha⁻¹, 19 kg P ha⁻¹ and 13 kg K ha⁻¹.

Table 7: Characterization of the feeding system and crop fertilization of the nine farms studied.

Farm Group	F1 I	F2 I	F3 II	F4 II	F5 III	F6 III	F7 IV	F8 IV	F9 IV
Feeding system									
Fodder collected (kg DM ha ⁻¹)	2185	406	429	930	3719	4651	495	1002	671
Fodder purchased (kg DM ha ⁻¹)	0	0	0	0	1468	0	3771		0
Concentrate purchased (kg DM ha ⁻¹)	0	0	1725	150	1946	3960	1867	1605	735
Fodder produced (kg DM ha ⁻¹)	225	0	3356	1675	7903	2325	6838	2618	1858
Crop residues produced (kg DM ha ⁻¹)	522	732	1708	1281	3448	1000	79	1879	594
Crop fertilization									
Mineral fertilizers purchased (kg ha ⁻¹)	121	89	20	45	0	60	258	195	417
Organic fertilizers purchased (kg DM ha ⁻¹)	0	0	320	0	0	400	0	0	342
Manure (kg DM ha ⁻¹)	2254	1521	1384	1962	5108	2637	12,931	0	0
Compost (kg DM ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	2018	1306
Liquid manure (kg DM ha ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	7587	0	0
Manure sold (kg DM ha ⁻¹)	909	507	0	523	480	0	0	0	0

The organic fertilizers produced by the livestock system (manure, compost, liquid manure) (Table 7) played a key role in fertilization. The traditional farms (Group I), as well as the dairy farms from Groups II and III, were characterized by traditional management practices of animal effluents. Manures were collected every 1 to 3 days, to be stored in uncovered heaps or pits, with the exception of F5, which used a covered heap. Liquid manure was not collected in these farms. Farms in Group IV had improved practices for the management of manure or liquid manure: the farm F7 collected the liquid manure in a separate tank, and farms F8 and F9 composted the manure. For F8, the slurry from pig farming was added to the cattle manure.

The mean NPK contents of organic fertilizer were as follows: 16.9 g N kg⁻¹, 4.2 g P kg⁻¹, and 12.3 g K kg⁻¹ for manure; 17.7 g N kg⁻¹, 6.7 g P kg⁻¹, and 13.7 g K kg⁻¹ for compost; and 17.7 g N kg⁻¹, 6.7 g P kg⁻¹, and 13.7 g K kg⁻¹ for liquid manure, on a dry weight basis. The mean inputs of NPK as organic fertilizers were 39 kg N ha⁻¹, 11 kg P ha⁻¹, and 28 kg K ha⁻¹ for all the farms, except for farm F7, which collected the liquid manure. This corresponded to two-thirds of N and K inputs and one-third of P inputs. For F7, the inputs of NPK as organic fertilizers were 327 kg N ha⁻¹, 79 kg P ha⁻¹, and 570 kg K ha⁻¹, i.e., 8–20 times more than in other farms.

3.2 Balance at the Farming System Level

3.2.1 Input Analysis

Group II corresponded to farms with low input levels (on average 42.5/13.2/43.5 kg ha⁻¹ N/P/K), compared to the average levels in the sample (142.9/32.8/105.9 kg ha⁻¹ N/P/K) (Figure 18). On the other hand, Group IV has the highest level of inputs (283.8/56.2/207.1 kg ha⁻¹ N/P/K). Groups I and III had average input levels, with 85.9/27.9/86.9 kg ha⁻¹ N/P/K, for Group I, and 89.2/22.2/35.5 kg ha⁻¹ N/P/K for Group III).

The inputs of Group II, the lowest, were divided between fodder collection and concentrate for animal feed, as well as, to a very small extent, mineral fertilization and the purchase of manure. Group I, with an intermediate level of inputs, used the same type of practices (collected grass and mineral fertilization only) in a slightly more consistent manner on smaller surfaces and with a smaller herd (but with a similar stocking rate). Group III, also with an intermediate level of inputs, but with larger areas and a larger herd (with a slightly higher stocking rate than Groups I and II), corresponded mainly to inputs for animal feed (concentrate, fodder), with a very small share of inputs for crops (5% of inputs). Finally, Group IV, with the highest level of inputs, corresponded to small farms (equivalent to Group I) with the largest herd (and consequently a much larger stocking rate). These farms import fodder more consistently, and used mineral fertilization more consistently, accounting for one-third of total inputs.

3.2.2 Output Analysis

The farms in Group I had the lowest productivity level, with 15.1/3.1/10.5 kg ha⁻¹ N/P/K, compared to an average of 103.5/15.9/30.7 kg ha⁻¹ N/P/K for all the farms studied (Figure 18). Groups II and III had intermediate productivity levels, but they were below average, with 58.8/9.0/17.1 kg ha⁻¹ N/P/K and 60.1/10.1/18 kg ha⁻¹ N/P/K, respectively. Finally, Group IV had much higher productivity levels, about twice the sample average (221.2/33.0/61.8 kg ha⁻¹ N/P/K).

The very low productivity of Group I is equally divided between animal products (exclusively from the sale of manure) and vegetable products (mainly for self-consumption and to a very small extent the sale of surplus). For the two groups of farms (II and III) with intermediate productivity levels, productivity was equally divided between animal products (mainly milk and to a lesser extent manure) and vegetable products (mainly for self-consumption and to a lesser extent sale of surplus). Finally, Group IV had high productivity based at 75% on animal products (mainly milk, supplemented by meat, manure, or slurry), and supplemented by vegetable products (self-consumption and sale of surplus to a greater extent).

3.2.3 Recycling and Crop-Livestock Integration

Group I had the lowest recycling levels (16.9/3.1/14 compared to 200.0/36.7/242.2 kg ha⁻¹ N/P/K, on average for the sample) (Figure 18). Groups II and III had intermediate recycling levels but below the sample average (140.0/19.7/100.2 and 175.4/37.8/215.4 kg ha⁻¹ N/P/K, respectively). Group IV had the highest recycling levels of the sample, with an average of 378.5/69.8/506.9 kg ha⁻¹ N/P/K, but there was a great deal of variation among the individuals in the group.

The few CLI flows in Group I came mainly from manure recycling for fertilization and a small proportion from crop residues for animal feed. As for Groups II and III at the intermediate level of recycling, it was, on the contrary, the production of fodder and the use of crop residues for animal feed for 2/3 of the exchanges, and organic fertilization from manure for the rest. Finally, for Group IV, with the highest level of recycling, it was both plant resources for animal feed (fodder, crop residues, and pseudo-concentrates) and organic fertilization from manure, compost, and/or slurry.

3.2.4 Efficiency

Group I had the lowest levels of efficiency (17.8/11.5/12.4% versus 77.1/50.2/33.3% N/P/K on average for the sample) (Figure 18). Groups III and IV had efficiency levels close to the sample average (66.8/57.1/82.2% and 77.7/65.5/31.3% N/P/K, respectively). Group II had the highest efficiency levels in the sample for N, and average levels for P and K (146.9/67.9/39.7% N/P/K).

The low level of efficiency in Group I is explained by the very low level of productivity compared to an intermediate level of inputs. Group III had an intermediate efficiency profile, based on average productivity levels and intermediate input levels, offset by intermediate CLI levels. Group IV, with an average level of efficiency, was explained by a high level of inputs, despite good levels of productivity and CLI. Group II, with a better level of efficiency, was explained by a low level of inputs (compensated for by an intermediate level of CLI) and a relatively good level of productivity.

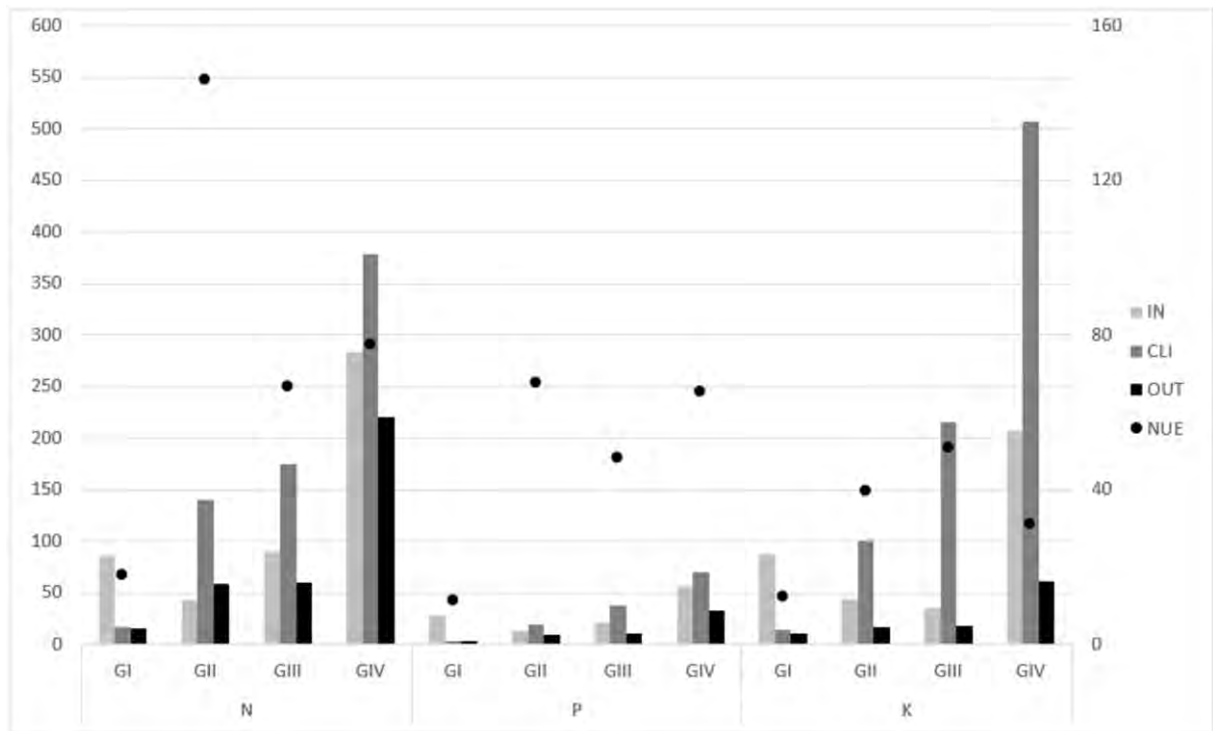


Figure 18: Average value of calculated indicators (Inputs, Outputs, CLI expressed in kg ha⁻¹ (left axis) and Nutrient Use Efficiency (NUE) expressed in % (right axis) per nutrient (N, P, K) and per farm group.

3.3 Specific Contributions to the Functioning of the Farming System

3.3.1 Contribution of the Livestock System

The results (Table 8), in terms of outputs, showed that for Groups I, II, and III, animal products contributed as much as plant products to the exported products (for households or sales). Group IV, on the other hand, had three times more animal products (for N, twice as much for P and K) than plant products exported.

For all the situations studied, inputs for livestock production were much higher than inputs for crop production (between 2 and 18 times the quantity of inputs for crop production for N and K, not for P).

In terms of CLI flows, the situation was more nuanced. In the case of Group I, where CLI flows are very low, the amount of nutrients for animal feed was lower than the amount of nutrients for crop fertilization (4.0/0.9/3.6 versus 12.8/2.2/10.5 kg ha⁻¹ N/P/K). In the other three situations, where CLI flows were more consistent, the proportion of nutrients for animal feed was much higher, between 1.5 and 2.0 times the amount of nutrients recycled for organic fertilization.

It is interesting to note that in all groups of farms, animal manure represented a central product of livestock activities. Indeed, for Group I, manure was the only product of livestock activities (recycled or exported), two-thirds of the animal products in the case of Groups II and III (respectively 66.8/73.0/82.5 and 70.4/76.0/85.6% N/P/K), and half of the animal products in the case of Group IV (50.0/68.8/84.1% N/P/K).

Table 8: Indicators calculated to characterize flows balance and assess performances of farms studied for each group of farms and each nutrient (N, P, K).

		GI			GII			GIII			GIV		
		N	P	K	N	P	K	N	P	K	N	P	K
Global Performances													
Indicators													
Σ In	kg ha ⁻¹	85.9	27.9	86.9	42.5	13.2	43.5	89.2	22.2	35.5	283.8	56.2	207.1
In_Liv	kg ha ⁻¹	71.0	7.0	71.6	36.5	5.6	36.5	84.4	20.2	32.5	200.1	22.8	181.7
In_Crop	kg ha ⁻¹	14.9	20.9	15.3	5.9	7.7	7.0	4.8	2.0	3.1	83.7	33.5	25.3
Σ OUT	kg ha ⁻¹	15.1	3.1	10.5	58.8	9.0	17.1	60.1	10.1	18.0	221.2	33.0	61.8
Out_Liv	kg ha ⁻¹	7.7	1.3	6.3	25.8	4.2	7.9	34.0	6.1	11.5	165.1	21.4	40.4
Out_Crop	kg ha ⁻¹	7.3	1.8	4.2	33.0	4.7	9.2	26.1	4.0	6.5	56.0	11.6	21.3
NUE	%	17,8	11,5	12,4	146,0	67,9	39,7	66,8	57,1	82,2	77,7	65,5	31,3
Σ CLI	kg ha ⁻¹	16.9	3.1	14.0	140.0	19.7	100.2	175.4	37.8	215.4	378.5	69.8	506.9
Cli_Liv	kg ha ⁻¹	4.0	0.9	3.6	93.5	9.7	66.1	107.6	20.6	165.2	223.4	29.2	288.4
Cli_Crop	kg ha ⁻¹	12.8	2.2	10.5	46.5	10.0	34.1	67.8	17.2	50.2	155.1	40.6	218.5
Livestock performance indicators													
Tot_In_Liv	kg ha ⁻¹	75.1	7.9	75.2	130.1	15.3	102.6	192.0	40.8	197.7	423.5	52.0	470.1
Tot_Out_Liv	kg ha ⁻¹	20.6	3.5	16.8	72.3	14.2	42.0	101.7	23.3	61.7	320.2	61.9	259.0
NUE_Liv	%	27.0	43.8	22.1	58.2	93.2	43.8	54.8	53.4	31.5	67.8	107.8	48.8
L_Liv	kg ha ⁻¹	54.5	4.4	58.4	57.8	1.1	60.7	90.2	17.5	136.0	103.3	-10.0	211.2
R_Liv	%	72.6	55.7	77.7	44.4	6.9	59.1	47.0	42.9	68.8	24.4	-19.2	44.9
Contribution of CLI													
R_Cli	%	16.7	10.1	14.2	76.0	57.2	62.0	64.1	57.1	82.2	47.9	45.5	58.9
R_Feed	%	5.9	11.9	5.2	71.8	64.2	56.2	52.6	45.1	79.7	44.9	46.6	50.8
R_Ferti	%	46.3	9.4	40.7	86.3	52.7	76.2	92.5	83.5	90.8	55.4	47.5	73.6
	%	100.0	100.0	100.0	66.8	73.0	82.5	70.4	76.0	85.6	50.0	68.8	84.1

3.3.2 CLI Contribution

The contribution of CLI flows to the functioning of the systems studied, seen as their contribution to animal feed and crop fertilization, in relation to the total quantity of feed distributed and the total quantity of fertilization applied, differed from one group to another (Table 8).

Indeed, Group I, which had the lowest overall CLI levels, still relied for almost half of its fertilization on manure utilization (46.3/9.4/40.7 in % N/P/K), which was much less true for animal feed (5.9/11.9/5.2 in % N/P/K). Groups II and III, which had intermediate levels of CLI (in absolute value), had, relative to the total amount of nutrients distributed or applied, the highest contribution of CLI to the functioning of the system. They had levels of CLI contribution to feeding of above 50% (71.8/64.2/56.2 and 52.6/45.1/79.7% N/P/K, respectively) and fertilization mainly based on CLI flows (86.3/52.7/76.2 and 92.5/83.5/90.8% N/P/K, respectively). Finally, Group IV, which had the highest level of CLI (in absolute value), showed a contribution of CLI flows accounting for half of the amount of feed and fertilization distributed (44.9/46.6/50.8 and 55.4/47.5/73.6 in % N/P/K, respectively).

These results allow us to nuance the quantities of CLI flows relative to the quantities of nutrient flows distributed for animal feed and applied for crop fertilization. Despite the low levels of CLI for Group I, these flows appear to be important for the fertilization of the crop systems present, which is not the case for animal feed, which comes almost exclusively from outside the farm. The same is true, and more markedly, for both animal feed and crop fertilization for Groups II and III, for which feed and especially fertilization rely mainly on these CLI flows. Finally, Group IV, which recycled significant amounts of nutrients through CLI practices, also consumed significant amounts of nutrients (high input levels), which partially diminished the relative importance of CLI flows to the overall functioning of the system.

3.4 Nutrient Balance of Livestock System

The nutrient balance of the livestock system corresponded to nutrient losses during the handling and storage of organic material on the farm. The livestock nutrient losses (L_{Liv}) and percentage of livestock nutrient losses (R_{Liv}) varied greatly between the farms, particularly between the farms in group IV, according to the methods of management of livestock effluents. This led us to distinguish, amongst the farms of group IV, between the ones that composted their manure (Farms F8 and F9; Group IV_c), and the ones that collected their liquid manure (Farm F7; Group IV_{lm}), in addition to groups I to III (Figure 19).

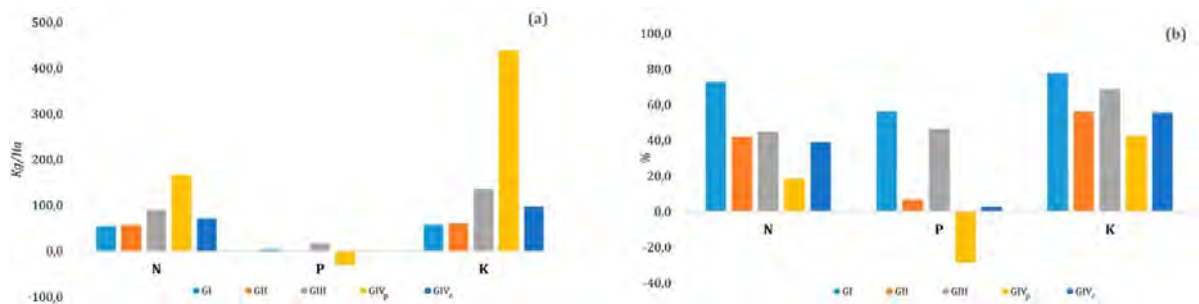


Figure 19: Livestock nutrient loss (a) and percentage of livestock nutrient loss (b) for the livestock system.

4 Discussion

4.1 Nutrient Balance at the Farm Level

The off-farm inputs varied greatly between farm groups (Table 4). In traditional farms with draft cattle, they mainly depended on the fodder collected from the common rangelands. This corresponded to traditional livestock practices widely developed in SSA (e.g., Manlay *et al.*, 2004 and Bisson *et al.*, 2019 for West Africa). It also highlights the importance of common rangelands in biomass and nutrient flows in traditional livestock farming systems. However, on dairy farms, the inputs corresponded mainly to purchases of concentrates, rich in nitrogen and mineral elements (Van den Bosch *et al.*, 1998), for lactating cows. The inputs were higher on the farms where the level of intensification of production was high (Group IV). The inputs were also related to mineral fertilizers, which on average represented one-third of the inputs of N and K and two-thirds of those of P. The use of mineral fertilizers on the farms studied in the Vakinankaratra region was 10-20 times greater than the Malagasy average (1.4 kg N, 0.6 kg P and 0.7 kg K ha⁻¹ year⁻¹ (FAO, 2014)).

The outputs were lower than the inputs in all groups of farms and for all nutrients, except for N in Group II (Figure 19), which resulted in positive nutrient balances at the farm level. Indeed, the amounts and/or nutrient contents of crop and livestock products exported from the farming system, i.e., consumed by household or sold, were rather low. Only a small proportion of crop products were exported. In the case of rice, the grain (exported out of the farming system) represented only 50% of the biomass produced (grains + straw), 57% of N, 87% of P, and only 20% of K (Fanjaniaina, 2021). Forages, richer in nutrients than rice (Fanjaniaina, 2021), remained in the farming system. In the livestock system, a large part of the nutrients ingested by the animals were excreted in their urine and faeces (Rufino *et al.*, 2006; Gustafan *et al.*, 2004) and therefore remained in livestock effluents. Animal products (milk, meat, eggs) exported from the farming system were relatively poor in nutrients (Ivengar *et al.*, 1982; Ahmad *et al.*, 2018).

On-farm nutrient balances averaged +41, +16, and +76 kg ha⁻¹ for N, P, and K, respectively. These positive balances were lower than those determined by Alvarez *et al.* (Alvarez *et al.*, 2014) in the same region for N (+80 to +246 kg N ha⁻¹ year⁻¹). Comparisons with other SSA situations were difficult because the scales, (plot, farm, village, etc.), the systems studied (farming system with or without the homestead), and the type of balances (partial or full balances) varied between studies (Cobo *et al.*, 2010). Indeed, studies such as ours, on the scale of the farming system without the homestead with a partial balance calculation are scarce. The study by Zingore *et al.* (2007) presented results consistent with ours, with positive nutrient balances at the farm level varying from 0 to 20 kg N ha⁻¹ year⁻¹ and 0 to 8 kg P ha⁻¹ year⁻¹, depending on the wealth of the farmers.

4.2 Effect of Recycling Intensity on Nutrient Balance

Nutrient recycling, through integrated farming-livestock practices, plays a central role in the functioning of the systems studied. With the exception of the farms in Group I, the amount of nutrients recycled through integration practices was far greater than the amount of nutrients imported into the system, regardless of input levels. This resulted in the greater efficiency of these systems, which, through the internal recycling of nutrients, allowed for a significant improvement in performance and especially in productivity. The performance of Group I corroborated these results with relatively low levels of integration, as well as their level of productivity and efficiency. These results are consistent with the work of Stark *et al.* (Stark *et al.*, 2018), conducted in a Latin Caribbean context, and with Rufino *et al.* (2009) in sub-Saharan Africa, who showed that farms with high levels of CLI had the best performance in terms of productivity and efficiency taken together.

However, the results of Stark *et al.* (2018) suggested that the farms with the best performance were those with relatively high levels of inputs, which finally ‘feed’ the internal recycling process, which was partially true in our case. The farms with the **highest** level of inputs were also those with the highest level of CLI, even if farms with lower levels of inputs also had a high level of CLI (GII and GIII). In the work conducted by Alvarez *et al.* (2014) in Madagascar, the ‘rich farms’ with the highest levels of inputs were also those with the highest levels of recycling.

The other notable result of this work was related to the distribution of CLI flows between crop fertilization and animal feeding. The result was that a greater proportion of nutrients were recycled through animal feeding than through crop fertilization, with the exception of Group I farms with very low CLI levels. These results are indeed close to the work of Stark *et al.* (2016) in Guadeloupe (French West Indies), which showed the importance of CLI practices in the conduct of animal feeding in mixed crop-livestock systems.

However, these results showed the centrality of manure management in the functioning of this type of system (Ruffino *et al.*, 2006). Indeed, manure was the source of more than half of the fertilization brought to the present cropping systems (even almost all for the Group II and III farms) and was the main animal product of these farms (except for Group IV, for which manure represented 50% of animal products in terms of nitrogen).

4.3 Nutrient Balance at the Livestock Systems Levels

For livestock, traditional manure management resulted in high losses of nutrients (up to 80% for Group I; up to 70% for Groups II and III). In our previous work (Fanjaniaina, 2021), we showed that the amount of nutrients remaining in manure compared with those of rice straw (the main fodder in traditional farming systems) were 36% for N, 69% for P, and 26% for K. For the whole rice (straw + grain), the figures were only 15% for N, 9% for P, 21% for K. According to Tittonell *et al.* (Tittonell *et al.*, 2010), for a study on different manures in Kenya, the nutrients remaining in the manure after storage were 24–38% for N, 34–38% for P, and 18–34% for K. Both of these results are in line with our results, highlighting a loss of two-thirds to three-quarters of nutrients during traditional manuring.

However, the losses were lower for Groups II and III than for Group I. Group I manure came mainly from collected fodder, composed of very recalcitrant organic constituents. Their mineralization was low, which limited the immobilization of mineral nitrogen from faeces. For Groups II and III, the addition of less recalcitrant organic matter (cellulose-rich fodder, concentrates) resulted in a positive priming effect, leading to an increase in the mineralization of the organic matter and the immobilization of nitrogen (and other mineral elements) due to the increase of the activity of microorganisms (Kuzakov *et al.*, 2000). The immobilization of nutrients in organic forms preserves them from leaching, which can occur when the nutrients in the faeces remain in mineral forms.

The losses in livestock systems where manure was composted (Group IV_c) did not seem different from those in dairy farms with traditional manure management (Groups II and III). Indeed, composts were, like manure, subject to nitrogen losses by volatilization and losses of N, P, K, etc. by leaching (Bernal *et al.*, 2009). Moreover, various authors have indicated that the losses of N and P were greater during composting compared to stock (Parkinson *et al.*, 2004; Larney *et al.*, 2006).

Better management of liquid manure (Group IV_{lm}) allowed a more efficient collection of urine, and probably faeces. This resulted in a large reduction in the loss of nutrients in the livestock system. Indeed, according to Ruffino *et al.* (Ruffino *et al.*, 2006), 54% of the nitrogen ingested by cattle is found in the urine and 29% in the faeces. For Gustafson *et al.* (2004), the quantities excreted in the urine and

the faeces, relative to the quantities ingested, were, respectively, 41 and 32% for N, 2 and 60% for P, 69 and 11% for K.

For the cropping systems of farms with traditional management of biomass (Groups I, II, and III), the nutrient balances were slightly positive. This showed that the nutrient contents of the soils were not depleted, unlike what is often observed in sub-Saharan Africa (SSA) (Stoorvogel *et al.*, 1993; Cobo *et al.*, 2010). However, as we have shown in a recent study (Fanjaniaina *et al.*, 2021), organic fertilizers were not sufficient to balance crop exports. Therefore, it was the inputs of mineral fertilizers, even in low quantities, that balanced the outputs of mineral elements. Indeed, many studies showed the need for mineral fertilizers in SSA agrosystems (Vanlauwe *et al.*, 2010; Vanlauwe *et al.*, 2014).

The intensification of production systems in dairy farms (Groups II and III) did not significantly change the nutrient balance of cropping systems. The higher flows from the cropping system related to harvest (Cli_Liv, Out_Crop) were balanced mainly by a better quality of manure, related to a better quality of the fodder supplied to the animals. The mineral fertilizer inputs being similar to those of Group I, these inputs also had a beneficial effect, as for Group I, but their contribution was proportionally smaller.

Manure composting (Group IV_c) had no positive effect on the nutrient balance compared to Groups II and III. Compost often has a higher nutrient content than manure. However, this corresponds only to increased mineralization, which results in dry weight loss of the material during composting and a subsequent increase in the concentration of mineral elements (Bernal *et al.*, 2009). However, composting manure can have a beneficial effect on soil fertility. Composting stabilizes organic compounds, which limits mineralization and promotes humification after application in the soil (Molina-Herrera *et al.*, 2015). Therefore, compost could promote the accumulation of organic matter in the soil, leading to some positive effects on soil fertility (Palm *et al.*, 2001). Moreover, stable organic material is less prone to losing nitrogen through volatilization and nutrients through leaching.

Only the recycling of liquid manure affected the nutrient balance (Group IV_p). This resulted in slightly more positive balances for N and P and a very high positive balance for K, leading to the excessive fertilization of cultivated fields with the latter.

5 Conclusions

Results allow us to partially conclude on the hypothesis of improved overall performance through improved manure management. Indeed, Group IV farms implemented improved manure management

practices and showed the best levels of CLI and productivity, as well as better livestock system efficiency. Specifically, the negative nutrient balance of the livestock systems was greatly reduced for Group IV_p by the recycling of liquid manure. On the other hand, the performance was also related to the level of inputs on these farms, which were the highest, and which consequently led to intermediate levels of overall efficiency.

Our study confirms that agro-environmental performances are better in farming systems that reach a more intensive level of intensification, leading to increased resource use efficiency compared to traditional farming systems. This requires the development of an ‘ecological modernization’ of livestock systems, as defined by Duru and Therond (Duru *et al.*, 2015), which aims at improving performance while reducing negative externalities. Among its priorities, improving the recycling of nutrients through better management of livestock effluents is a major prospect.

Our work needs to be developed in order to analyse a wider range of biomass management practices. Data acquisition on Malagasy farms, still necessary to obtain sufficient reference data, can be sustained by modelling approaches as ecological network analysis to better understand the impact of recycling practices as CLI on global performances. The analysis of various biomass management scenarios, regarding both animal feeding and crop fertilization dimensions, would lead us towards the analysis of the practices that would appear to be the most promising.

Chapitre 4 : Simulation de scénarios d'amélioration du recyclage des nutriments et évaluation des performances agroécologique

L'objectif de ce chapitre est de tester des scénarios d'amélioration du recyclage de nutriments à l'échelle des exploitations et d'évaluer les performances agroécologiques qui en résultent en mobilisant l'ENA.

En s'inspirant des travaux antérieurs, les enjeux de l'agriculture déclinés à travers le prisme de l'agroécologie, en quatre, types de performance : l'efficacité, la productivité, la dépendance et la résilience. Il s'agit de proposer des outils d'aide pour explorer avec les producteurs des modes de gestion innovants des ressources des systèmes mixtes agriculture élevage. Il s'agit d'analyser les flux de biomasse et nutriments par la modélisation avec l'Ecological Network Analysis (ENA) et de tester différents scénarios sur le recyclage des nutriments et différents indicateurs (efficacité de recyclage, dépendance, résilience) de l'IAE pour l'amélioration du système. La simulation des pratiques d'IAE peut aider à estimer la performance et efficacité des différentes pratiques de gestion dans les exploitations mixtes agriculture-élevage.

1 Introduction

L'augmentation de la production agricole en Afrique subsaharienne (ASS) est un préalable à la réduction de la pauvreté et de la malnutrition. A l'échelle mondiale, la production agricole devrait augmenter de 100 % à 110 % entre 2005 et 2050 pour couvrir les besoins alimentaires (Tilman *et al.*, 2011). L'augmentation de production devra être particulièrement importante en Afrique pour réduire la malnutrition actuelle et couvrir les besoins futurs. Avec une croissance démographique annuelle qui avoisine 2,7 % entre 2000 et 2020 (Tabutin et Schoumaker, 2020), les besoins alimentaires vont continuer à croître dans les décennies à venir. De plus, les analyses de Tilman *et al.* (2011) montrent une relation forte entre le PIB par habitant et la demande par habitant de calories ou de protéines. Ainsi, en 2000, la consommation de calories et de protéines par habitant dans les pays les plus riches était respectivement supérieure de 256 % et 430 % par rapport aux pays les plus pauvres, ce qui devrait aussi induire une croissance supplémentaire des besoins alimentaires en ASS.

Cette croissance quantitative d'aliments s'accompagne souvent par une modification du régime alimentaire, qui devrait devenir plus riche en protéines animales, en particulier dans les pays à faible revenu (Bouwman *et al.*, 2013). Malgré les débats sur la consommation humaine excessive d'aliments d'origine animale (Fresán et Sabaté, 2019) et les conséquences sanitaires induites dans les pays les plus riches (Xie *et al.*, 2022), une augmentation de la consommation de ces produits reste souvent proposée par les recommandations alimentaires nationales de nombreux pays (Oosting *et al.*, 2022). En effet, ces aliments d'origine animale fournissent des protéines avec une biodisponibilité élevée et un profil d'acides aminés répondant aux besoins humains et ils sont des sources importantes de micronutriments (zinc, sélénium, fer), de vitamines (A, B12), etc. souvent indispensables à l'alimentation des plus pauvres (Kronberg *et al.*, 2021 ; Oosting *et al.*, 2022). L'augmentation des besoins alimentaires et les modifications du régime alimentaire devraient donc conduire à un développement important de l'élevage en ASS.

La croissance de la production agricole s'est faite durant les dernières décennies principalement par l'augmentation des surfaces agricoles au détriment des surfaces naturelles. En effet, l'augmentation des rendements moyens des quatre principales cultures mondiales (maïs, riz, blé et soja) n'est que de 0,9 à 1,6 % par an, donc bien plus faible que les taux requis pour accompagner la croissance des besoins en aliments (Ray *et al.*, 2013). Néanmoins, nous utilisons déjà plus d'un tiers de la surface terrestre pour la production agricole et animale (IPBES, 2019). La nécessaire préservation des écosystèmes naturels limite donc les surfaces disponibles pour l'agriculture pour le futur et une forte intensification de la productivité agricole sera nécessaire.

L'azote est un élément majeur de l'intensification de la production agricole. L'utilisation d'azote minérale sous forme d'engrais synthétique est faible en Afrique : selon Elrys *et al.* (2020), elle était de 15 kg N minéral ha⁻¹ et 5 kg N minéral ha⁻¹, en moyenne, en 2016. Ces apports ne couvrent généralement pas les besoins des plantes. Cobo *et al.* (2010), qui ont analysé les bilans nutritionnels de 57 études réalisées en Afrique, à l'échelle de la parcelle ou de la ferme, a montré des bilans négatifs pour N dans 85 % des cas. Cette fertilisation insuffisante se traduit par une acidification des sols et une baisse de leur fertilité (Fanjaniaina *et al.*, 2021). La dégradation de la fertilité des sols, en raison de décennies d'extraction de nutriments par des pratiques culturales inadéquates, est devenue un problème majeur en ASS (Hartemink 2006 ; Tittonell et Giller, 2013). Elrys *et al.* (2020) ont calculé la quantité d'engrais azotés qui serait nécessaire pour que chaque pays d'Afrique atteigne l'autosuffisance alimentaire. Ces auteurs estiment qu'il faudrait apporter 181 kg N ha⁻¹ an⁻¹ en 2050 pour atteindre cet objectif. Ils estiment aussi que cet objectif est presque impossible à atteindre en 30 ans pour l'Afrique en se basant uniquement sur l'apport d'N minéral. Par contre, un autre scénario testé, qui recommande un apport conjoint d'N minéral et organique (77 kg N minéral ha⁻¹ an⁻¹ et 48 kg N ha⁻¹ an⁻¹ issus d'amendements organiques et de la fixation symbiotique de l'N de l'air) serait beaucoup plus réaliste. L'utilisation d'apports organiques serait également bénéfique à la santé des sols (Kibblewhite *et al.*, 2008), grâce aux divers services écosystémiques assurés par la matière organique du sol, notamment par ses effets sur la croissance des racines, l'amélioration de la structure du sol, la rétention de l'eau et la fourniture des nutriments aux plantes (Bünemann *et al.*, 2018 ; Celestina *et al.*, 2019 ; Chen *et al.*, 2018).

Dans le futur, les systèmes agricoles devront mieux conserver et recycler les nutriments et utiliser les intrants externes avec plus de parcimonie afin de réduire les effets négatifs sur l'environnement (air, eau, sols). Dans ce contexte, le recyclage de l'azote issu des déjections animales peut jouer un rôle clé. L'efficacité de la conversion de l'azote dans la production animale est beaucoup plus faible que dans la production végétale (Lassaletta *et al.*, 2016). Alors que l'efficacité d'utilisation de l'N est de l'ordre de 80 % pour la production végétale, seulement 4 % (ruminants) à 12 % (monogastriques) de l'azote ingéré par les animaux sont immobilisés dans les produits animaux. Le reste de l'azote, qui est excrété par les animaux, est susceptible d'être perdu par ruissellement ou lixiviation ou sous diverses formes gazeuses (NH₃, N₂O, NO_x) (Uwizeye *et al.*, 2020).

Une large part des pertes d'N liées à l'élevage ont lieu lors de la gestion des déjections en fonction des modes de conduite des animaux. D'importantes pertes de carbone (C) organique et de nutriments se produisent lors de la manipulation au sein de l'étable et lors du stockage du fumier (Rufino *et al.*

2006 ; Bernal *et al.* 2009 ; Tittonell *et al.* 2010). Pour l'azote, Rufino *et al.* (2006) ont estimé que l'efficacité du recyclage à la ferme en ASS était variable selon les pratiques et les situations : de 6 à 99 % pour la manipulation du fumier dans l'étable et de 30 à 87 % pour le stockage du fumier. Toutefois, l'importance des pertes dépend largement des modes de gestion au niveau de l'étable ou des modes de stockage des produits organiques (Tittonell et Giller, 2013 ; Fanjaniaina *et al.*, 2022). Des résultats récents sur des fermes malgaches montrent, au niveau de l'étable, le rôle majeur de la gestion des effluents liquides dans la conservation des nutriments (Fanjaniaina *et al.*, 2022). Alors que les pertes de N atteignaient 80 % des apports dans les systèmes d'élevage traditionnels avec des bovins de trait, elles étaient plus faibles (39 à 68 %) dans les exploitations laitières plus intensives et elles étaient seulement de 19 % lorsque les effluents liquides étaient collectés. Dans une étude sur des systèmes de culture et d'élevage de petits exploitants au Kenya, Tittonell *et al.* (2010) ont aussi montré que la rétention de N variait selon le mode de stockage des fumiers, et atteignait 42-46 % du N total en tas (à l'air libre ou sous couverture) et seulement 29 % en fosse à l'air.

Concernant l'agroécologie, elle a été définie, au sens large, comme « l'écologie des systèmes alimentaires durables » (Francis *et al.*, 2003). L'évaluation des performances s'est faite sur la base des flux d'azote, afin d'avoir une analyse qui soit homogène avec celle de l'IAE. En s'inspirant des travaux d'Altieri et Nicholls (2012) et Bonaudo *et al.* (2014), nous avons décliné les enjeux de l'agriculture à travers le prisme de l'agroécologie, en quatre types de performance : l'efficacité, la productivité, l'autosuffisance et la résilience du réseau de flux d'azote. S'agissant d'une analyse de type « input-output » (Fath *et al.*, 2007), les indicateurs développés pour évaluer l'efficacité, la productivité et l'autosuffisance ne présentent pas particulièrement de caractère novateur. En revanche, l'évaluation de la résilience, vue à travers l'analyse des réseaux permet de contribuer aux enjeux d'évaluation multicritère des systèmes agricoles.

La gestion des effluents d'élevage reste un enjeu majeur pour la conservation et le bouclage des cycles des nutriments dans les systèmes de production, en particulier des exploitations agricoles familiales ayant un accès aux intrants limité. L'objectif de la présente étude est d'évaluer les performances agroécologiques d'exploitations agricoles intégrant agriculture et élevage dans les Hautes Terres de Madagascar. Analysons les performances des systèmes agricoles mixtes en utilisant une méthodologie d'analyse des réseaux écologiques développée par Stark *et al.* (2016) pour l'analyse des exploitations agricoles. Faisons l'hypothèse que la gestion des déjections animales au niveau du système d'élevage et le recyclage plus ou moins efficace des nutriments vers le système agricole conditionnent les performances des exploitations mixtes. Divers scénarios de gestion des déjections

seront comparés afin d'analyser les effets des pratiques sur la productivité de l'exploitation et ses besoins en intrants, pour une intensification écologique accrue ou une meilleure autonomie des exploitations.

2 Matériel et méthode

2.1 Matériel : études de cas

2.1.1 Zone d'étude

L'étude a été menée dans la région d'Antsirabe (19° 510 S; 47° 010 E), dans la région du Vakinankaratra, sur les Hautes Terres malgaches (1200-1550 m.a. s.l.). Le climat est caractérisé par des étés chauds et pluvieux de novembre à avril (précipitations moyennes de 1300 mm et température de 19,2 °C) et des hivers frais et secs de mai à octobre (188 mm et 15,0 °C). Les types de sols dominants dans la région sont des Ferralsols avec une capacité de fixation du P relativement forte et une érodabilité élevée (Braun *et al.*, 1997 cité dans Alvarez, 2012) coexistant avec des sols dérivés d'une activité volcanique plus récente (Andosols).

L'agriculture est principalement pratiquée sur de petites exploitations avec une dominance des systèmes de polyculture-élevage. Les collines sont utilisées pour les cultures pluviales pendant la saison des pluies. Les bas-fonds sont principalement utilisés pour la production de riz irrigué pendant la saison des pluies et pour des productions de contre-saison pendant la saison sèche. Le riz (*Oryza sativa*), qui est de loin la culture de base la plus importante du peuple malgache, est la production la plus importante. Les autres cultures comprennent les céréales (maïs [*Zea mays*]), les tubercules (manioc [*Manihot esculenta*], patate douce [*Ipomoea batatas*] et taro [*Colocasia esculenta*]), les légumineuses à graines (haricot commun [*Phaseolus vulgaris*], arachide [*Arachis hypogea*], pois vert [*Pisum sativum*] et haricot bambara [*Vigna subterranea*]), ainsi que divers légumes. Ces cultures sont produites tant pour la consommation familiale que pour la vente.

La région du Vakinankaratra est située dans le « triangle laitier », qui est la principale région malgache pour la production de lait (Penot *et al.*, 2016 cité dans Fanjaniaina *et al.*, 2022). L'élevage est dominé par de petits troupeaux, de moins de cinq têtes, allant du zébu à faible productivité au bovin laitier plus productif, basé sur des races européennes pures (Rouge Norvégienne, Holstein). Pour le bétail laitier, on utilise des fourrages cultivés et des pâturages naturels : des fourrages tropicaux pérennes (par exemple *Pennisetum spp.*, *Brachiaria spp.*) cultivés sur les collines, et/ou des fourrages tempérés (par exemple avoine, ray-grass) semés sur les talus et dans les bas-fonds pendant la saison sèche (cultures de contre-saison dans les rizières). Cependant, dans la plupart des exploitations, où le bétail est

principalement utilisé pour la force de traction, les résidus de culture (paille de riz, résidus de maïs, etc.) et les mauvaises herbes ou les espèces d'herbes sauvages (appelées localement « bozaka », et dominées par *Aristida spp.*) sont principalement utilisés pour l'élevage du bétail (alimentation et litière). Pour assurer l'alimentation des animaux, la majeure partie de la biomasse végétale disponible (fourrage, résidus de culture et bozaka) est exportée des champs vers l'étable, où se trouvent généralement les animaux.

2.1.2 Sélection des exploitations

Suite aux enquêtes individuelles conduites pour la caractérisation des exploitations lors de l'enquête typologique, réalisée par Ramarovahoaka *et al.* (2022, soumis ; chapitre 2), neuf exploitations ont été choisies pour une étude approfondie sur la structure et le fonctionnement de l'exploitation, et plus particulièrement la modélisation des flux de biomasses et de nutriments (Fanjaniaina *et al.*, 2022 ; chapitre 3).

Le choix des exploitations repose principalement sur le mode de gestion des effluents d'élevages au sein des exploitations agricoles mixtes, intégrant l'agriculture et l'élevage. Pour cette étude, les exploitations choisies adoptent des techniques traditionnelles et améliorées de gestion des effluents d'élevage, avec divers modes de stockage du fumier, en tas ou en fosse, le compostage des fumiers et la valorisation des purins. La taille de l'exploitation, la superficie agricole utilisée, la taille du cheptel et le type d'élevage, ainsi que la localisation géographique des exploitations.

Nous avons sélectionné neuf fermes mixtes agricultures-élevage (les mêmes que celles du chapitre 3) des districts d'Antsirabe I et Antsirabe II (Figure 15 du chapitre 3) aux structures d'exploitations et aux pratiques de gestion du fumier contrastées pour réaliser les simulations.

Les exploitations (dénommées F1, F2..., F9) ont été réparties en quatre groupes (dénommés I, II, III, IV) en fonction de la Surface Agricole Utilisée (SAU) et de la taille du troupeau, en Unités de Bétail Tropicales (UBT), du niveau d'intensification de l'élevage et des modes de gestion des effluents (Tableau 1 du chapitre 3).

Ces groupes sont caractérisés comme suit :

- le groupe I (fermes F1, F2) correspondait à des exploitations traditionnelles, avec une faible surface agricole ($\leq 0,5$ ha), un troupeau avec une seule tête de zébu indigène et sans vache laitière, et des modes de gestion traditionnels du fumier, c'est-à-dire stockés en tas non couvert ou en fosse, sans collecte des purins. Le système d'élevage est peu intensif, les animaux étant nourris exclusivement avec des résidus de culture, sans production à la ferme d'herbes fourragères ;

- le groupe II (F3, F4) correspondait à des exploitations laitières plus intensives. Il s'agissait d'exploitations de taille moyenne ($0.5 \text{ ha} < \text{SAU} \leq 1 \text{ ha}$), avec uniquement des vaches laitières (pas de zébus) et très peu de petits animaux (porcs, volailles) ;
- le groupe III (F5, F6) correspondait des exploitations beaucoup plus grandes ($\text{SAU} > 1 \text{ ha}$), avec 3 à 13 ha de terres, 4 à 15 vaches laitières, 2 à 6 zébus, et un plus grand nombre de porcs et de volailles, mais avec le même niveau d'intensification que les exploitations du groupe II.

Le groupe IV (F7 à F9) correspondait à des exploitations similaires à celle du groupe II, mais avec une gestion du fumier améliorée : les fermes F7 et F8 compostent le fumier tandis que F9 récupérait les déjections liquides (purins) de l'étable pour l'épandre ensuite sur les champs.

2.2 Analyse de réseau écologique

L'ENA est utilisée pour analyser et évaluer sur une même base des fermes aux structures et fonctionnements différents. L'ENA commence par la collecte des données, ensuite la modélisation conceptuelle et matricielle, caractérisation de l'IAE et performances des exploitations.

2.2.1 Collecte des données

Des entretiens semi-structurés avec chaque agriculteur ont été réalisés pour collecter des données sur la structure d'exploitation, les caractéristiques du bétail, de l'agriculture ainsi que les flux de nutriments et biomasses entre le ménage et environnement extérieur. Des mesures à la ferme sur la production quotidienne du fumier, du lait et les rendements des cultures ont été réalisés et des échantillons ont été prélevés pour déterminer les stocks et flux d'azote total entre les divers compartiments (Chapitre 3). Dans ce chapitre, les données obtenues (Chapitre 3) sont modélisées et des scénarios sont élaborés et simulés en vue d'améliorer les pratiques de gestion de la fumure des exploitations dans un objectif d'améliorer soit le niveau de production, soit l'autonomie des exploitations.

2.2.2 Modélisation conceptuelle et matricielle

L'objectif de cette étape de modélisation conceptuelle est de représenter la structure et le fonctionnement du système d'exploitation agricole sous la forme d'un diagramme de flux, correspondant aux limites du système d'exploitation agricole, aux compartiments composant le système d'exploitation agricole (système d'élevage avec gestion et traitement des effluents ; système de culture) et aux flux de nutriments entre eux et leur environnement. Compte tenu du fait que certaines des exploitations étudiées vendent leurs produits alors que d'autres sont principalement destinées aux ménages, nous avons choisi de considérer le ménage hors du système d'exploitation pour les comparer sur la même base biotechnique.

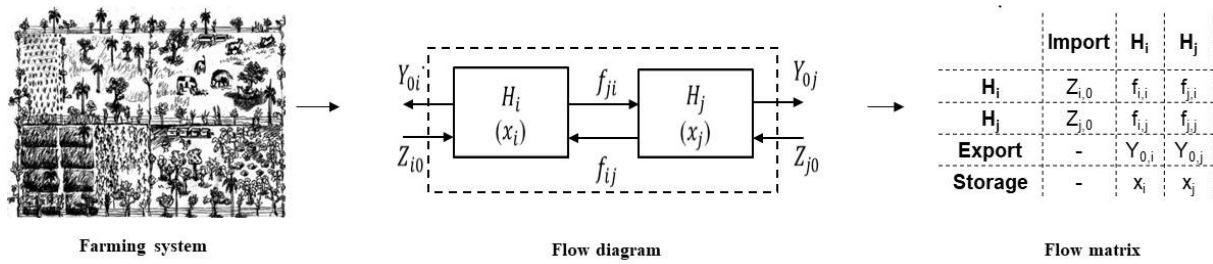


Figure 20 : Résumé des étapes méthodologiques de modélisation conceptuelle et matricielle des systèmes étudiés. Selon la convention de Latham (2006), chaque système agricole est caractérisé par les éléments suivants : n le nombre de compartiments ; H_i et H_j, les compartiments i et j ; x_i et x_j les dérivées d'états pour le compartiment I et j ; f_{ij} les flux internes du compartiment H_j vers le compartiment H_i ; Y_{0i} et Y_{0j} les flux sortants du compartiment H_i et H_j vers le milieu extérieur ; Z_{i0} et Z_{j0}, les flux entrants du milieu extérieur vers le compartiment H_i et H_j. (Stark, 2019).

La première étape consiste en la conceptualisation du système étudié, ici le système de production à l'échelle de l'exploitation, en un réseau de flux de matière (Figure 19), ce qui se traduit par le schéma conceptuel commun de flux proposé au Chapitre 3 (Figure 16 du chapitre 3) permettant d'analyser les exploitations sur une même base.

La seconde étape de modélisation des interactions entre compartiments est la construction d'une matrice de flux pour chaque exploitation, à partir des données acquises antérieurement, qui servira de base pour le calcul des indicateurs. Sur la base du diagramme de flux, il s'agit de quantifier chacun des flux en une unité commune.

Dans notre cas, nous avons fait le choix de raisonner nos modèles de flux en azote en Kg N ha⁻¹, l'azote étant un nutriment essentiel dans les transferts entre élevages et cultures. Les flux de matière circulent d'un compartiment (j=0,... n ; 0 correspondant aux intrants et n au nombre de compartiments) à un autre compartiment i (i=1,..., n+1, n+2), n+1 correspondant aux productions et n+2 aux pertes et aux émissions. Chaque système est caractérisé par les éléments suivants : n le nombre de compartiments ; H_i et H_j, les compartiments i et j ; x_i et x_j le stockage des compartiments i et j ; f_{ij} les flux internes, entre le compartiment H_j et le compartiment H_i ; Y_{0i} et Y_{0j} les flux sortants ; Z_{0i} et Z_{0j} les flux entrants ; L_{0i} et L_{0j} les pertes et émissions.

2.2.3 Caractérisation de l'IAE

Pour pouvoir évaluer le rôle de l'intégration agriculture-élevage dans l'élaboration des performances des SMAE, il nous apparaissait essentiel de pouvoir caractériser l'IAE à l'échelle du système. Nous avons fait le choix de l'analyser comme un réseau de flux d'azote, en mobilisant la méthode d'analyse

des réseaux écologiques. Nous avons ainsi identifié trois propriétés de ce réseau : l'activité totale du système, l'intensité des flux et leur organisation (Tableau 9).

Activité totale du système

Parmi les indicateurs initialement développés par Finn (1980), repris par Rufino *et al* (2009 a) et proposés par Stark (2016) pour analyser la structure et le fonctionnement des écosystèmes est l'activité totale système. Cet indicateur correspond au total d'azote circulant dans le compartiment c'est-à-dire les flux qui proviennent de l'extérieur et ceux circulant entre les compartiments.

Intensité des flux d'IAE

L'intensité des flux d'IAE renvoie à la quantité de nutriments circulant entre les compartiments, l'azote dans notre cas. La question du bouclage des cycles biochimiques passe notamment par une meilleure connaissance de la quantité de nutriments recyclée au sein du système. L'intensité des flux, telle que mesurée dans ces travaux, l'est soit en valeur absolue (TT), soit relativement au facteur de production qu'est la surface (TT/ha), soit relativement à la quantité totale d'N qui circule (TT/TST). Le fait de regarder l'intensité de l'IAE suivant différents dénominateurs permet d'obtenir plusieurs informations complémentaires sur le fonctionnement du système étudié. L'unité de surface est un dénominateur classiquement utilisé en agronomie. Raisonner l'IAE, tout comme les inputs et les outputs par rapport à la surface, permettent de comparer facilement des niveaux de dépendance, de productivité et d'IAE entre eux. Ramené au TST, l'intensité de l'IAE (TT) permet d'apprécier la contribution de l'IAE à l'activité totale du système, i. e, relativement à la contribution des intrants au fonctionnement total du système.

Organisation du réseau de flux

L'organisation des flux correspond à l'architecture du réseau de flux et à la répartition de l'activité entre ces les différents compartiments. Il s'agit d'une dimension qui est rarement considérée dans l'étude des exploitations agricoles, mais qui apporte un nouveau regard sur l'équilibre du système, en termes de répartition de l'activité et de complexité des échanges. L'organisation des flux ne prend pas en compte uniquement la diversité des connexions, mais aussi leur répartition entre les composantes du système et leur intensité relative.

L'organisation des flux permet de nuancer les résultats obtenus sur l'IAE en termes d'intensité. Certains systèmes sont en réalité très intégrés, au sens où la plupart des productions sont connectées les unes aux autres par des flux d'IAE, malgré le fait que l'intensité de ces flux reste très faible, étant donné la faible activité du système.

Tableau 9 : Indicateurs de caractérisations de l'IAE

Indicateurs	Formules
Activités totales du système (TST)	$TST = \sum_{i=1}^n T_i$
Intensité de l'IAE (TT)	$TT = \sum_{i=1}^{i=n} f_{ij}$
Average Mutual Information (AMI)	$AMI = k \sum_{i=1}^{n+2} \sum_{j=0}^n \frac{T_{ij}}{T_{..}} \log_2 \frac{T_{ij} T_{..}}{T_{i.} T_{.j}}$
Statistical Uncertainty (Hr)	$H_r = - \sum_{j=0}^n \frac{T_{.j}}{T_{..}} \log_2 \frac{T_{.j}}{T_{..}}$
Organisation du réseau de flux	AMI / H_r

2.2.4 Indicateur des performances

L'évaluation de la résilience, vue à travers l'analyse des réseaux permet de contribuer aux enjeux d'évaluation multicritère des systèmes agricoles.

La résilience peut être définie comme la capacité d'un système à absorber une perturbation, à se réorganiser et à continuer de fonctionner, tout en conservant la même fonction, la même structure, la même identité (Walker *et al.*, 2004). L'un des enjeux de l'analyse des exploitations agricoles en tant que systèmes socio-écologiques (Darnhofer *et al.*, 2010b), concerne la capacité à apprécier cette résilience. Or la résilience fait référence à un processus dynamique d'adaptation vis-à-vis d'une perturbation, ce qui en rend difficile l'évaluation.

L'indicateur proposé n'a pas pour ambition d'englober toutes les dimensions de la résilience d'une exploitation agricole, mais de l'évaluer à l'image des écosystèmes. De nombreux travaux en écologie ont travaillé sur cette question, en faisant référence à l'homéostasie du système (Odum, 1953), puis à la redondance (Mac Arthur, 1955), terme d'ailleurs employé par Darnhofer (2010), l'entropie conditionnelle (Rutledge *et al.*, 1976) et finalement l'ascendance (Ulanowicz *et al.*, 2009). Ces derniers auteurs, en se fondant sur la théorie de l'information, ont en effet développé ce qui est communément appelé la « ascendancy suite », pour évaluer de façon concomitante le niveau de développement effectif observé d'un système (ascendancy) et sa capacité de réserve (overhead), deux attributs mutuellement exclusifs qui constituent la capacité de développement du système (Ulanowicz, 2004).

Ulanowicz *et al.* (2009) illustrent ces notions sur un écosystème de zone humide, en montrant quelle serait la configuration la plus efficiente de l'écosystème (crevette -> gros poisson -> alligator) et quelle est la résilience de cet écosystème à travers des échanges trophiques qui ne sont pas les plus efficaces (crevette -> tortue -> alligator et crevette -> serpent -> alligator), mais qui confèrent à cet écosystème sa capacité d'adaptation (si les poissons disparaissent, d'autres chemins trophiques existent). La résilience est ainsi vue comme l'attribut complémentaire de l'efficience, à savoir la capacité de réserve du système pour faire face à des perturbations, ne correspondant pas au chemin le plus efficace, mais aux chemins redondants pour s'adapter. L'indicateur mobilisé (Φ/C) permet finalement de quantifier la capacité de réserve permise par le réseau de flux, sans préjuger toutefois de la dynamique du système vis-à-vis d'une perturbation.

Tout comme pour l'intensité de l'IAE, les performances que sont la productivité, fonction des outputs et l'autosuffisance, fonction des inputs, peuvent être appréciées soit par rapport à la surface, soit par rapport à l'activité totale du système (TST). Ce choix dépend de la finalité de l'évaluation. Il apparaît plus pertinent de raisonner par rapport à la surface pour apprécier la fourniture de biens de l'exploitation agricole (productivité). Ramener les outputs à l'activité du système renvoie finalement à une forme d'efficacité du processus de production, à savoir quel niveau de production pour quel niveau d'activité totale. L'efficience dans les travaux en considérant la quantité d'outputs par rapport à la quantité d'inputs, extérieurs, et non par rapport à la quantité d'intrants totale au sein d'un compartiment donné (inputs + flux d'IAE) pour chaque compartiment. Pour ce qui est des inputs, les ramener à la surface renvoie à un niveau d'intensification classiquement utilisé en agriculture (système à bas niveau d'intrants, à haut niveau d'intrants). Par contre, les ramener à l'activité totale permet d'apprécier la contribution des inputs (extérieur) à l'activité totale du système.

Initialement, il est proposé d'évaluer le niveau de perte des systèmes étudiés, qui correspond à l'ensemble des émissions d'azote et des déjections non valorisées (chapitre 3). Finalement, cet indicateur n'a pas été mobilisé pour les études de cas, compte tenu des approximations qui ont été faites sur l'estimation des pertes et du fait que certains flux n'ont pas été pris en considération. En effet, ne sont pris en considération que les pertes liées aux déjections non utilisées, aux émissions animales et aux émissions liées à la fertilisation, sur la base de coefficients disponibles dans la littérature scientifique. Les pertes en termes du devenir de l'azote dans les sols n'ont par exemple pas été prises en compte. Toutefois, cet indicateur peut s'avérer intéressant dans le cadre de travaux de simulation, pour évaluer les performances de systèmes qui valoriseraient justement ces produits non utilisés, ou encore pour évaluer l'impact des émissions et pertes sur l'environnement.

La notion de TST ramenée à la surface (TST/ha), pour évaluer l'intensité de l'activité apporte un nouveau regard à la notion d'intensification. En effet, le niveau d'intensification d'un système est classiquement appréhendé par rapport à la quantité d'intrants mobilisés ou par rapport au niveau de productivité (Bonaudo *et al.*, 2014). Mais le considérer à travers les flux de nutriment qui circulent, nous permet de prendre en considération l'ensemble des processus et pratiques qui concourent à produire ; et autorise la comparaison de systèmes qui ne mettent pas en œuvre les mêmes productions et les mêmes modes de conduite qu'ils soient intensifs en intrants ou « écologiquement » intensive.

Tableau 10 : indicateurs de performances

Indicateurs	Formules
Productivité	$\sum_{j=1}^n Y_{0j}$
Dépendance	$\sum_{i=1}^n Z_{i0}$
Efficience	$\sum_{j=1}^n Y_{0j} / \sum_{i=1}^n Z_{i0}$
Overhead	$\phi = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij}^2}{T_{i.} T_{.j}} \right)$
Development capacity	$C = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij}}{T_{..}} \right)$
Résilience	ϕ / C

Source : Stark (2016).

2.3 Amélioration des pratiques : scénarisation

2.3.1 Plan de simulation et hypothèses sous-jacentes

Les pratiques de gestion des déjections dans les systèmes actuels se traduisent par des pertes importantes de nutriments (Fanjaniaina *et al.*, 2022 ; Chapitre 3). Pour N, des pertes importantes sont induites par divers processus tels que la lixiviation, la volatilisation et la dénitrification (Martins et Dewes, 1992). Les causes et les processus impliqués dans la faible efficience du recyclage des nutriments dans les systèmes intégrant agriculture élevage en Afrique sont présentés dans le Chapitre 2 (§ 1.3.2.).

Une meilleure gestion de la collecte à l'étable et du stockage des déjections permet de limiter et minimiser les pertes en nutriments. Diverses pratiques telles que l'ajout de la paille au niveau de l'étable, la stabulation des animaux sur un sol en béton ou une meilleure collecte des excréments, notamment des urines, permettent d'améliorer sensiblement l'efficacité du recyclage des nutriments. Dans le cadre du projet EcoAfrica, un film de vulgarisation a été réalisé afin de présenter certaines des pratiques permettant d'améliorer la gestion des déjections (<https://www.youtube.com/watch?v=5WstEDjEjks> ; Becquer et Fanjaniaina, 2022).

Dans cette étude, il est proposé d'explorer les effets d'une amélioration des modes de gestion des déjections au niveau de l'étable et du stockage. Ces propositions ne sont pas exhaustives et d'autres scénarios pourraient être testés grâce à la méthodologie proposée. Les propositions ont deux objectifs (Figure 21) :

- l'amélioration de l'autonomie des exploitations : la meilleure gestion des déjections à l'étable par la récupération des urines, utilisation des systèmes hors sols où le sol est en béton ou pavé et l'ajout de paille au niveau de l'étable ; et au stockage par une mise en fosse sous couvert des déjections augmente la quantité de fumure disponible dans le système et permet de diminuer les quantités de fumures et de fourrages achetés à l'extérieur du système.
- l'intensification de la production : par la meilleure gestion des effluents d'élevage à l'étable et au stockage, la quantité de fumures disponible dans le système est augmentée. Ces déjections vont être utilisées pour augmenter la production de cultures fourragères distribuées au bétail et ainsi augmenter la production de lait.

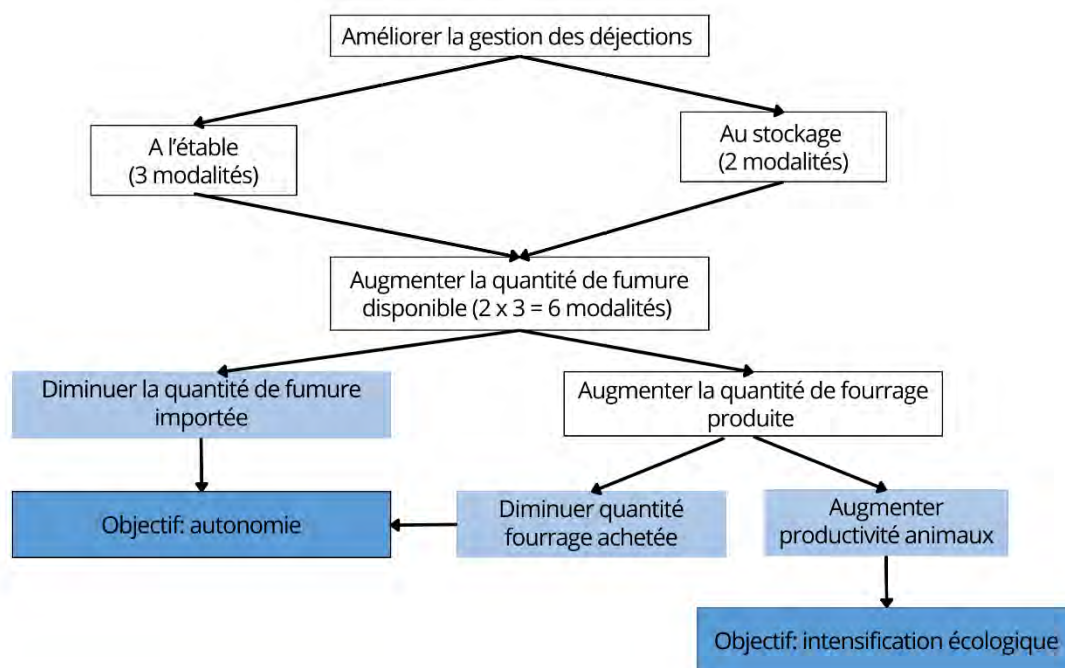


Figure 21 : Plan de simulation

La construction des scénarios est basée sur les résultats antérieurs (Chapitre 3), où l'efficacité du recyclage de N au niveau de l'étable a été mesurée. Trois situations initiales contrastées pouvaient être distinguées (Tableau 11) :

- les fermes traditionnelles correspondant au groupe GI, où l'efficacité du recyclage de N au niveau de l'étable est très faible (33 %) ;
- une situation intermédiaire correspondant aux autres fermes, à l'exception de celle collectant les déjections liquides, c'est-à-dire les groupes GII, GIII et GIVc du chapitre 3, où l'efficacité du recyclage de N au niveau de l'étable est assez bonne (67 %) ;
- une situation où l'efficacité du recyclage de N au niveau de l'étable est optimisée (95 %) grâce à la collecte des déjections liquides, et correspondant à la ferme F7 ou au groupe GIV_p.

L'efficacité au niveau du stockage a quant à elle été estimée à partir de la bibliographie (Tittonell (2009) et Lekasi (2003)). Faute d'information suffisamment fiable, nous avons considéré que l'efficacité au niveau du stockage du fumier est considéré comme étant similaire au niveau des divers groupes d'exploitation (75 %) (Tableau 11). L'efficacité globale du recyclage de N, qui correspond au produit des efficacités de recyclage au niveau de l'étable et du stockage, a ainsi été calculée pour chaque situation initiale.

Dans la construction des scénarios, diverses modalités sont testées afin d'analyser les effets de l'amélioration des pratiques de gestion des déjections sur les 9 fermes étudiées. Les modalités considérées correspondent (Tableau 11) :

- au niveau de l'étable, aux trois modes de gestion observés dans les fermes analysées, correspondant à de l'efficacité de recyclage de N de 33 % (modalité basse), de 67 % (modalité moyenne) et de 95 % (modalité haute) ;
- au niveau du stockage, à deux modes de gestion, correspondant à des efficacités de recyclage de N de 75 % (modalité basse) et une modalité améliorée, avec une efficacité de recyclage de N de 85 % (modalité haute).

L'objectif étant de simuler les pratiques d'amélioration à partir des situations initiales pour l'efficacité au niveau de l'étable la modalité moyenne a été testée uniquement pour les fermes du GI, l'ensemble des groupes ayant testé la modalité haute (Tableau 11). L'amélioration de la gestion des déjections se traduit par une disponibilité accrue de N au niveau de l'exploitation, avec soit une amélioration de l'autonomie, soit une augmentation de la productivité (production de fourrage et de lait) (Figure 20), en fonction de l'allocation qui est faite de l'N recyclé au stockage et/ou à l'étable.

Le GIV est divisé en GIV_c des fermes qui font du compost) et du GIV_p le ferme qui récupère les purins. Cette distinction a eu lieu pour caractériser le fonctionnement, la structure et la performance de ces exploitations par rapport à la valorisation et gestion des effluents d'élevages.

La modalité haute sur la diminution de la quantité de fourrage importé et l'augmentation de la productivité animale ne sont pas testées dans tous les groupes de fermes : elle n'est pas testée sur GI, car ces exploitations n'ont pas de vaches laitières et de fourrages pour valoriser l'N, ni sur GIV_p, car l'efficacité de recyclage de N est proche de l'optimum et une amélioration des productions de fourrages et de lait n'est pas attendue. Les scénarios et les modalités testés sur les diverses exploitations sont synthétisés dans le Tableau 11.

Tableau 11 : Efficience du cycle d'azote de la situation initiale et modalités testés à l'étable et au stockage

	Situation initiale		Amélioration de la gestion de la fumure			
	Efficience au niveau de l'étable (A)	Efficience au niveau du stockage (estimé) (B)	Amélioration à l'étable			Amélioration au stockage
			Basse	Moyenne (Sa)	Haute (Sb)	
GI (F1 et F2)	33 %	75 %	x	67 %	95 %	85 %
GII & III (F3, F4, F5, F6) GIV _c (F8 et F9)	67 %	75 %	x	x	95 %	85 %
GIV _p (F7)	95 %	75 %	x	x	x	85 %

Le plan de simulation prenant en compte le niveau d'efficience initial au niveau de l'étable et du stockage, l'ensemble des modalités d'amélioration n'a donc pas été testé pour tous les groupes. Les modalités sur l'amélioration de l'étable ont été testées pour réduire les pertes en N sur l'utilisation des pailles, la récupération des purins et le dallage des sols. L'amélioration du stockage aussi a été testée pour réduire la perte aux stockages par le stockage en fosse sous abris. L'augmentation de la production en fourrage a été testée pour l'autonomie du système d'exploitation et la production en produits animaux (lait) est pour l'intensification écologique. Le GI qui sont des fermes traditionnelles sont testés par les scénarios S1a (modalité moyenne), S1b (modalité haute), S2 et S3. Le GII, GIII, GIV_p et GIV_c qui sont des petites fermes laitières, grandes fermes laitières, une ferme laitière qui récupère des purins et des fermes qui font du compost sont testées par les scénarios S1b, S2 et S3 (Tableau 12).

Tableau 12 : les scénarios et modalités testés selon les groupes d'exploitations

Groupes	S1a	S1b	S2	S3
GI	x	x		
GII		x	x	x
GIII		x	x	x
GIV_p		x	x	x
GIV_c		x	x	x

2.3.2 Description des scénarios

Trois scénarisations différentes, avec diverses modalités, ont ainsi été proposées (Figures 22, 23, 24). Dans tous les cas, la première étape de construction des scénarios commence par la collecte des effluents d'élevage au niveau de l'étable, dans le compartiment élevage. Tous les scénarios seront expliqués ci-dessous, S1 : diminuer la quantité de fumures importées ; S2 : diminuer la quantité de fourrage acheté ; et S3 : augmenter la productivité animale.

Scénario 1: le scénario S1 commence d'abord par la diminution des pertes des fumiers au niveau de l'étable par l'utilisation des pailles, la collecte des purins et le dallage du sol en modalité moyenne et haute de 34 % et 5 %. Ensuite, la diminution des pertes au niveau de stockage par le stockage en fosses sous abris à 15 %. Les fumiers collectés vont être épandus aux champs dans l'objectif de diminuer l'apport d'urée et de NPK utilisé en valorisant les effluents au sein du système (figure 22).

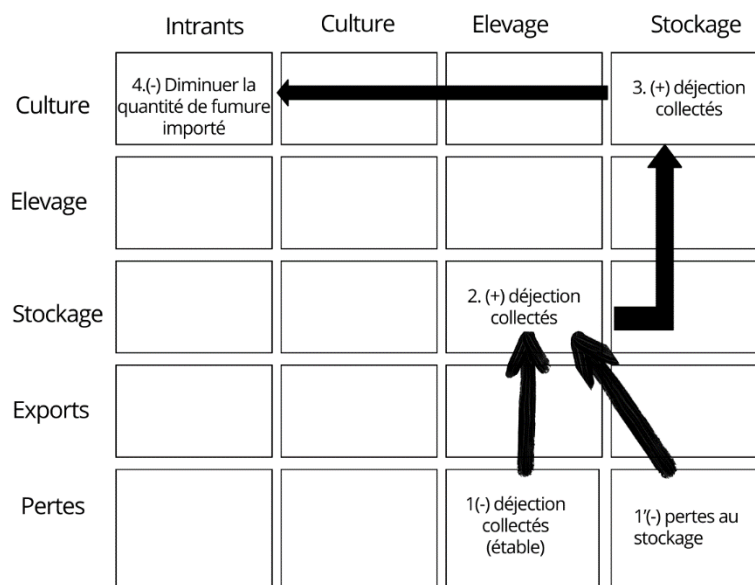


Figure 22 : scénario pour diminuer la quantité de fumures importée

1 (-) diminution des pertes par les déjections collectées au niveau de l'étable par l'utilisation des pailles, le dallage sur sol et collecte du purin.

1 (-) Diminution de la perte au niveau du stockage par stockage en fosse sous abris des fumiers

2 (+) Augmentation des fumiers collectés au niveau du stockage

3 (+) Les fumiers collectés sont épandus dans aux champs

4 (-) Diminutions des engrais minéraux ou fumure importés (Autonomie)

Scenario 2: après l'épandage des fumiers aux champs, une augmentation de production de fourrage a eu lieu afin de minimiser l'importation de fourrage acheté à l'extérieur du système d'exploitation (Figure 23). L'efficacité de cycle azote pour le fourrage ou les cultures vivrières produites est calculé pour chaque exploitation (Tableau 13)

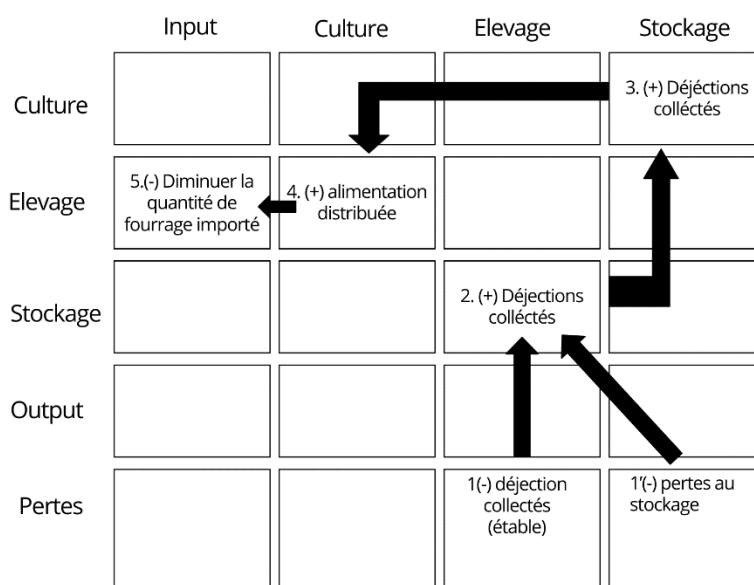


Figure 23 : scénario pour diminuer la quantité de fourrage acheté

1 (-) diminution des pertes par les déjections collectées au niveau de l'étable par l'utilisation des pailles, le dallage su sol et collecte du purin.

1 (-) Diminution de la perte au niveau du stockage par stockage en fosse sous abris des fumiers

2 (+) Augmentation des fumiers collectés au niveau du stockage

3 (+) Les fumiers collectés sont épandus dans aux champs

4 (+) Les fourrages produits sont distribués aux bétails

5 (-) Diminution de la quantité des fourrages importés

Scenario 3: Les fourrages produits sont ensuite distribués en alimentation du bétail pour augmenter la production laitière (Figure 24). L'efficacité de cycle azote de l'élevage est calculé pour tous les types de fermes (Tableau 13).

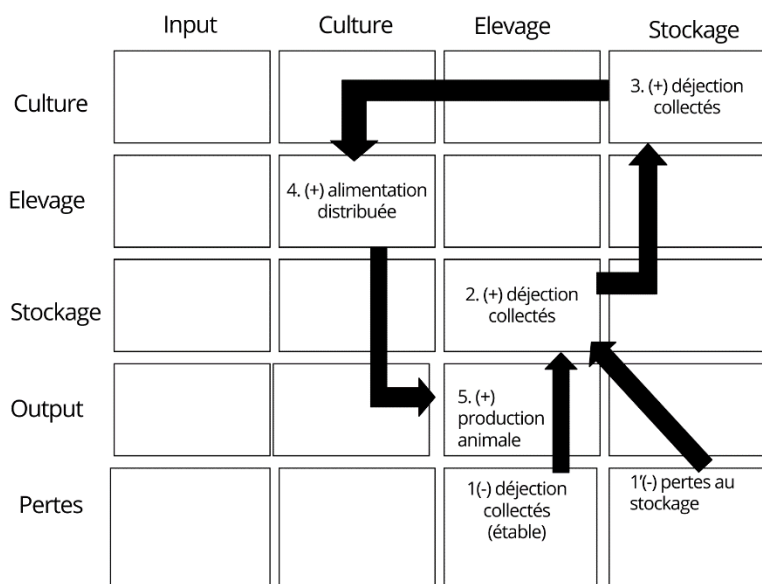


Figure 24 : scénario pour augmenter la productivité animale

- 1 (-) diminution des pertes par les déjections collectées au niveau de l'étable par l'utilisation des pailles, le dallage du sol et collecte du purin.
- 1 (-) Diminution de la perte au niveau du stockage par stockage en fosse sous abris des fumiers
- 2 (+) Augmentation des fumiers collectés au niveau du stockage
- 3 (+) Les fumiers collectés sont épandus dans aux champs
- 3 (+) Augmentations de la quantité de fourrages distribués aux vaches laitières
- 3 (+) Augmentation de la production animale (lait)

Pour déterminer l'efficacité partielle des compartiments animaux et végétaux dans les calculs des scénarios, l'ECN est utilisé. L'ECN élevage des fermes étudiées est comprise entre 0,06 et 0,23, la moyenne est de 0,14. L'ECN de la culture fourragère est comprise entre 0,69 et 0,83, la moyenne est de 0,71. L'ECN de la culture vivrière est comprise entre 0,68 et 0,74, la moyenne est de 0,71 (Tableau 13).

Tableau 13 : Efficience du cycle de l'azote sur l'élevage, culture fourragère et culture vivrière

	ECN ² Elevage	ECN culture fourragère	ECN culture vivrière
F1	0,06		0,74
F2	0,12		0,68
F3	0,18	0,69	0,72
F4	0,13	0,69	0,72
F5	0,15	0,7	0,72
F6	0,14	0,71	0,73
F7	0,2	0,76	0,66
F8	0,08	0,57	0,72
F9	0,23	0,83	0,69

2.3.3 Evaluation et comparaison des résultats

Les scénarios ont été évalués en valeur relative, à savoir le % d'amélioration (ou dégradation) des performances par rapport aux situations initiales. Pour la caractérisation de l'IAE, l'activité totale du système (TST), l'intensité de l'IAE ainsi que les indicateurs d'organisations de flux sont ainsi mesurés.

Pour l'évaluation des performances, la productivité, la dépendance, l'efficience et la résilience sont aussi mesurées. Les résultats sont ensuite comparés par groupe pour apprécier les scénarios les plus prometteurs en fonction des situations initiales, et par scénario pour apprécier l'impact d'un scénario donné en fonction de chacune de ces situations.

3 Résultats

3.1 Comparaisons : de la fonctionnement (TT, TST, AMI sur Hr) et des performances (efficience, productivité, etc..) des situations initiales

3.1.1 Comparaisons des fonctionnements de la situation des systèmes d'exploitation

L'analyse descriptive des résultats (Tableau14) montre que les systèmes étudiés ont une activité totale (TST) (azote circulant) comprise entre 134,2 et 636,5 kg N ha⁻¹.an⁻¹, traduisant des niveaux d'intensité de la circulation de l'azote dans le système très hétérogène, la valeur médiane étant de 214,6 et la moyenne de 292,5 kg N ha⁻¹.an⁻¹. Concernant l'intensité de l'IAE (TT), les systèmes étudiés présentent

² ECN : Efficience du Cycle d'Azote

des niveaux d'intensité eux aussi variables : de 35,3 kg N ha⁻¹an⁻¹ à 359,9 kg N ha⁻¹an⁻¹, avec une valeur médiane de 87,4 et une moyenne de 134,9 kg N ha⁻¹.an⁻¹). L'organisation du réseau de flux (AMI/Hr) est en moyenne de 0,6, avec une variabilité faible, correspondant à des exploitations ayant un réseau de flux hétérogène réparties entre les compartiments (Tableau 14).

Tableau 14 : fonctionnements des systèmes d'exploitation

Groupe		GI		GII		GIII		GIV _p	GIV _c	
		F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
Ferme										
TT	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	51,1	19,4	105	52,6	182,8	57,4	352,9	91,5	83,3
TST	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	136,6	131,8	238	104	465,5	146,7	636,5	253,9	175,4
TT/TST	%	40 %	10 %	40 %	50 %	40 %	40 %	60 %	40 %	50 %
AMI/Hr		0.61	0.71	0.59	0.6	0.52	0.67	0.66	0.51	0.49

¹ Activité totale du système (TST) ; ² Intensité de l'IAE (TT)

L'activité totale du système (TST) et l'intensité de l'IAE (TT)

Le **GI** est constitué d'exploitations ayant des flux d'IAE et d'activité totale du système de faible intensité (respectivement une moyenne de 35,26 kg N ha⁻¹an⁻¹ et de 134,18 kg N ha⁻¹an⁻¹), correspondant principalement des exploitations traditionnelles qui mettent en œuvre des pratiques d'IAE de façon marginale (cultures vivrières, élevage de bovins de trait, gestion traditionnelle des fumiers). L'intensité des flux par rapport à l'activité totale du système (TT/TST) est faible. Cette faible intensité du flux d'IAE est basée sur une alimentation animale dominée exclusivement par l'apport d'herbes ramassées à l'extérieur du système d'exploitation.

Les **GII** et **GIV_c** sont constitués d'exploitations ayant des flux d'IAE de moyennes intensités (respectivement 78,79 kg N ha⁻¹an⁻¹ et 87,4 kg N ha⁻¹an⁻¹) et une activité totale moyenne (respectivement 171 kg N ha⁻¹an⁻¹ et de 214,6 kg N ha⁻¹an⁻¹) ; correspondant principalement à des exploitations laitières plus intensives. Il s'agit d'exploitations de taille moyenne qui mettent en œuvre de nombreuses pratiques d'IAE via plusieurs flux de matière (production d'aliment pour les animaux, valorisation des déjections pour la fumure organique, production de fourrage). Ces exploitations ont environ 1 ha de surface cultivée et 2,9 TLU. L'intensité des flux par rapport à l'activité totale du système (TT/TST) est moyenne de la valeur 0,6. Ces flux d'IAE de moyenne intensité sont le résultat de pratiques d'alimentation animale, provenant d'herbes ramassées, des concentrés, et des fourrages. Il y a peu de fertilisation organique à destination des productions végétales.

Le GIII est constitué d'exploitations ayant une assez bonne intensité d'IAE et d'activité totale du système (TT en moyenne de 120,1 kg N. ha⁻¹.an⁻¹ et 306,11 kg N. ha⁻¹.an⁻¹ de TST). Il correspond principalement à des exploitations beaucoup plus grandes en termes de nombre de vaches laitières, de porcins, qui mettent en œuvre de nombreuses pratiques d'IAE qui engendrent des flux de matière conséquents (production d'aliment pour les animaux, valorisation des déjections pour fumure organique, production de fourrage). Pour autant, cette intensité d'IAE reste modérée lorsqu'on la compare à l'activité totale du système. Aussi le rapport entre l'intensité des flux d'IAE et l'activité totale du système est de 0,59.

Le GIV_p correspond à une exploitation présentant une intensité d'IAE intermédiaire et une activité totale du système élevé (TT est de 352,91 et 636,49 N ha⁻¹an⁻¹). Il correspond à une exploitation laitière qui récupère les purins. Cette intensité d'IAE intermédiaire est due à la production de fourrage et à la valorisation des déjections. Malgré tout, l'intensité des flux d'IAE est élevée au regard de l'activité totale du système (TT/TST) d'une valeur de 0,66.

L'organisation des flux

La répartition des flux peut être qualifiée de relativement hétérogène pour les Groupes GI, GII, GIII et GIV (AMI/Hr comprise entre 0,60 et 0,65). Ces résultats montrent que malgré une large gamme de niveaux d'activité globale et de niveaux d'intégration, les flux entre compartiments se répartissent inégalement entre compartiments, conduisant à des réseaux de flux hétérogènes. En effet, les flux d'intégration agriculture élevage ne concernent pas tous les compartiments et la quantité d'azote qui circule est la plupart du temps concentré sur quelques flux. La plupart des flux sont concentrés sur la production de fourrage (Ray grass, Guatemala Grass, Kizozzi, avoine et Maïs fourrager) dans le GIV_p ; et la production de culture vivrière (riz, pomme de terre et maïs) dans le GI. A noter que le groupe le GIV_c présente une organisation des flux qui est un peu plus homogène (AMI/Hr = 0,5), malgré le fait que de nombreux flux soient quand même concentrés sur les productions vivrières (riz, pomme de terre) et fourragères (ray grass).

3.1.2 Evaluations des performances des systèmes d'exploitation

En fonction des groupes d'exploitations, les systèmes étudiés présentent des productivités variant de 17,0 à 217,4 kg N ha⁻¹an⁻¹ (valeur médiane de 39,7 et moyenne de 69,3 kg N ha⁻¹ an⁻¹) et des niveaux de dépendance compris entre 71,9 et 226,9 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (valeur médiane de 99,8 et moyenne de 118,3 kg N ha⁻¹an⁻¹) (Tableau 15) :

Tableau 15 : statistique descriptive des performances de la situation initiale des systèmes d'exploitation.

Groupes	Unité	GI		GII		GIII		GIV _p	GIV _c	
		F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
Productivité	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	20,4	25	22,2	11,7	53,8	25,6	137,4	59,3	40,7
Dépendance	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	73,9	112,3	133,1	10,7	126,9	73,1	226,9	132,8	66,8
Efficienc	%	27	22	16	109	42	35	60	45	60
Résilience		0,61	0,57	0,64	0,64	0,67	0,56	0,52	0,68	0,68

L'efficienc qui en résulte présente des profils contrastés :

GI : Ce sont des systèmes extensifs avec peu consommateurs d'intrants (dépendance comprise entre 73,9 et 112,3 kg N ha⁻¹an⁻¹), très peu productifs (productivité comprise entre 20,35 et 24,96 kg N ha⁻¹an⁻¹), avec des niveaux d'efficienc faibles (26 % en moyenne) et un niveau de résilience intermédiaire.

La faible efficienc des fermes de ce groupe peut s'expliquer par :

- Un niveau de dépendance intermédiaire, du principalement aux herbes ramassées à l'extérieur (environ 60,2 Kg N ha⁻¹ et 88,8 Kg N ha⁻¹ respectivement).
- Les exports du compartiment animal sont très faibles du fait de l'absence de production de lait, une faible quantité de fumier est uniquement exportée (5,3 Kg N ha⁻¹ et 10,97 Kg N ha⁻¹ respectivement).
- Les pertes à l'étable représentent plus de 60 % de l'N ingéré pour les F1 et F2.
- Moins de 6 % de l'N issu du fumier va vers les cultures vivrières, 67 % sont exportés et 27 % perdue pour le F2.
- L'efficienc du cycle de l'N sur la production agricole (culture vivrière) du GI est de 58 % qui est faible.
- La dépendance aux intrants des compartiments végétaux (NPK + Urée) est de plus de 63 % des apports globaux en fertilisation
- La faible efficienc de ces exploitations semble donc liée à la faible productivité du compartiment élevage, des niveaux de pertes conséquentes pour les compartiments animaux et végétaux, et à une dépendance relativement forte aux intrants des compartiments végétaux.

GII : Ce sont des systèmes semi-intensifs, peu productifs ($16,95 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1}$) et peu consommateurs d'intrants (dépendance comprise entre $10,66$ et $133,1 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1}$). Il s'agit de l'ensemble des exploitations laitières peu productives. Par conséquent, ces systèmes ont une gamme d'efficacité large comprise entre 16 à 100 %, Le GII est composé du ferme F3 et F4, cette différence d'efficacité peut être expliquée par :

- Dans le compartiment élevage, les intrants externes représentent 62 % des intrants pour le F3 tandis que F4 n'importe que 12 %.
- La Ferme F3 exporte 19 % du lait, 49 % de l'N vont vers le stockage tandis que la F4 exporte 13 % du lait, et avec une perte de 50 % N et plus de 37 % d'N vont vers le stockage.
- La F3 importe de l'extérieur environ 6 % de l'N mobilisé, mais la majorité d'N utilisée est autoproduite dans la ferme tandis que le F4 importe 10 % des intrants sur l'élevage.
- La faible efficacité de ces exploitations (F3 et F4) semble donc liée à la faible productivité du compartiment élevage, des niveaux de pertes conséquentes pour les compartiments animaux et végétaux, et à une dépendance relativement forte aux intrants des compartiments végétaux.

GIII : Ce sont des systèmes semi-intensifs ayant des niveaux de productivité moyens (compris entre $25,6$ et $53,8 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1}$) et très consommateurs d'intrants (dépendance comprise entre $73,3$ et $126,9 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1}$). Ce sont les grandes exploitations de vache laitière et porcins. Ces systèmes présentent une assez bonne efficacité (35 à 42 %) ce niveau d'efficacité peut être expliqué par :

- La dépendance aux intrants extérieurs comme les achats de concentrés (provendes), les herbes ramassées représentent en moyenne 55 % de toute l'alimentation animale. Les résidus de récoltes et les sous-produits de cultures vivrières représentent 50 % des intrants pour Le F5 et de 70 % pour le F6.
- Dans le compartiment agriculture, la ferme F5 importe 21 % d'N et produit à 70 % des fourrages pour l'alimentation animale et 72 % dans les cultures vivrières. Tandis que le ferme F6 n'importe pas d'intrants pour les cultures vivrières.
- Donc, cette efficacité peut s'expliquer par un niveau de consommation d'intrants moyen, principalement à destination des productions animales, un bon niveau de productivité globale.

GIV_p : Il correspond à un système ayant un niveau de productivité élevé ($137,42 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1}$) et présentant des niveaux de dépendance moyens aussi ($226,94 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1}$). Il s'agit d'une exploitation

qui récupère des purins et présente un bon niveau d'efficacité de 60 %. **Cette efficacité s'explique par un niveau de productivité élevé et un niveau de dépendance aux intrants moyen :**

- La dépendance en intrants dans le compartiment élevage est faible (moins de 19 %), aussi l'efficacité de cycle d'N dans l'élevage est de 60 %.
- Dans le compartiment agriculture, les engrais minéraux ne représentent que 27 % des intrants utilisés pour la production. Aussi, l'efficacité sur la production végétale est de 65 % pour la culture fourragère. Et, il n'y a que 20 % d'N pour l'autoconsommation et quelques pertes d'N dans le compartiment vivrier.

GIV_c : il s'agit des 2 exploitations ayant une productivité moyenne (comprise entre 40,7 et 59,2 kg N ha⁻¹an⁻¹) et qui présente un niveau de dépendance compris entre 66,8 et 132,8 kg N ha⁻¹an⁻¹. Il s'agit des fermes qui font du compost et qui présentent des niveaux d'efficacité moyenne de l'ordre de 52 %. Cette efficacité de ces exploitations est donc liée à la productivité moyenne du compartiment élevage, des niveaux moyens de pertes pour les compartiments animaux et végétaux, et à une dépendance relativement aux intrants des compartiments végétaux et animaux.

Les cinq groupes d'exploitations dépendent beaucoup de l'N importé pour supporter l'activité du système. Les importations totales d'azote (IN) sont significatives pour les fermes du GIV_p, quatre à dix fois plus importantes que celles des GI, GII et GIV_c. L'azote importé pour l'alimentation des animaux représente la plus grande partie de l'N importé. Cette dépendance aux importations est corrélée à la productivité. Les fermes du GIV_p produisent six fois plus d'N que les fermes du GI, GII et GIV_c. L'efficacité globale de l'utilisation de l'N à l'échelle des groupes de fermes varie de 20 % à 100 %. La ferme du GIV_p est la plus efficace par rapport aux autres fermes des groupes GI, GII et GIV_c (Tableau 15).

L'analyse de corrélation montre que l'augmentation de l'intensité de l'IAE et l'activité totale des exploitations sont corrélées avec la productivité et la dépendance aux intrants externes de l'exploitation (tableau 16). L'intensité de l'IAE contribue de manière conséquente au fonctionnement et à la productivité du système. La valorisation des intrants autoproduits a un impact sur la dépendance des fermes aux intrants externes, surtout pour ce qui est du compartiment agriculture. D'autre part, l'organisation des flux est corrélée avec la résilience des exploitations. En effet, l'indicateur de résilience retenu (Ulanowicz *et al.*, 2009) renvoie à la redondance des flux dans le réseau et donc dans une certaine mesure à l'organisation du réseau de flux. De fait, le niveau de résilience est corrélé à l'indicateur d'organisation du réseau de flux.

Tableau 16 : Test de corrélation du fonctionnement avec la performance des systèmes d'exploitation

Variables	SAU	TLU	TT	TST	AMI/Hr
SAU	1	0,915	-0,162	-0,166	0,286
TLU	0,915	1	0,034	0,032	0,268
TT	-0,162	0,034	1	0,971	-0,013
TST	-0,166	0,032	0,971	1	-0,066
AMI/Hr	0,286	0,268	-0,013	-0,066	1
Productivité	-0,215	0,046	0,936	0,880	0,142
Dépendance	-0,154	-0,019	0,807	0,849	0,142
Efficiency	-0,280	-0,076	0,441	0,303	-0,067
Résilience	-0,282	-0,353	-0,258	-0,178	-0,936

La matrice de corrélation de Pearson ci-dessus est utilisée sur la situation initiale de tous les groupes d'exploitations. Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification $\alpha = 0,05$. En d'autres mots, plus la valeur du coefficient de corrélation linéaire est près de 1 ou -1, plus le lien linéaire entre les deux variables est fort. À l'inverse, plus sa valeur est près de 0, plus le lien linéaire entre les deux variables est faible.

3.2 Impact de scénarios d'amélioration de la gestion des déjections sur l'autonomie et l'intensification agroécologique des fermes étudiées

3.2.1 Impact de l'amélioration de la gestion des déjections sur les petites fermes extensives et intensives

Le scénario explorant la diminution de la quantité de fumures importée a été appliqué sur les fermes du GI (Figure 25 [a]). Deux modalités ont été testées pour augmenter la quantité de fumures disponible dans le S1 : i) GI-S1a avec une ECN à l'étable de 67 % et une ECN au stockage de 85 %) et ii) GI-S1b avec une ECN à l'étable de 95 % et une ECN au stockage de 85 %.

Les principaux changements observés ont été : (i) l'augmentation de l'intensité de l'IAE et l'activité totale du système à, l'amélioration de l'organisation des flux ; (ii) l'augmentation de la productivité des exploitations ; (iii) la diminution de la dépendance du système à l'importation d'azote externe surtout les engrais minéraux ;(iv) l'augmentation de l'efficacité globale de l'utilisation de l'N malgré la diminution de la résilience du système.

L'intensité de l'IAE a augmenté de 234 % pour le GI-S1a et de 276 % pour le GI-S1b par rapport à la situation initiale parce que :

- La perte à l'étable a diminué de 15 % grâce à une meilleure gestion des déjections (récupération des purins, stockage du fumier dans des fosses sous abris et utilisation du paillage), résultat direct du paramétrage fait des simulations (amélioration de l'ECN de gestion des déjections)
- Les fumiers ainsi valorisés sont ensuite destinés uniquement aux cultures vivrières parce que, comme ce sont des fermes traditionnelles, elles ne cultivent pas de cultures fourragères.
- La productivité en culture vivrière augmente en conséquence de 60 % et 85 % pour le GI-S1a et GI-S1b, respectivement, ce qui a permis d'augmenter la quantité d'N autoconsommé et vendue.
- La dépendance aux intrants extérieurs est diminuée, surtout pour le compartiment où il y a l'agriculture, parce que les fermes de GI diminuent proportionnellement leur consommation d'engrais minéraux tels que le NPK et l'urée.
- Ainsi, l'efficacité des groupes GI-S1a et GI-S1b augmente par la diminution de la dépendance et l'augmentation de la productivité.

3.2.2 Fonctionnement et performance du système d'exploitation de GII dans les scénarios S1, S2 et S3 :

Les scénarios testés sur GII sont S1, S2 et S3. Tous ces scénarios sont testés parce que ce groupe de fermes fait de l'élevage de la vache laitière (Figure 25 [b]). La modalité à tester pour augmenter la quantité de fumures disponible est une ECN à l'étable à 95 % et une ECN au stockage à 85 % pour tous les scénarios.

La différence entre les scénarios S1, S2 et S3 par rapport à la situation initiale est importante pour les fermes du GII. Les changements observés ont été : l'augmentation de l'intensité de l'IAE (TT) de 82 %, 47 % et 58 % respectivement pour S1, S2 et S3, ii) la diminution de la dépendance du système à l'importation d'N de 52 % pour S1 et S3, 63 % pour S2 ; et l'efficacité de l'utilisation de l'N a augmenté de 24 % pour le S1, n'a pas changé pour le S2 et a diminué de 16 % pour le S3. Concernant la résilience des systèmes d'exploitation, elle a diminué de 20 % dans tous les scénarios.

Les modifications relatives aux S1, S2 et S3 sont causées par :

- La perte d'N à l'étable, qui a diminué de 15 % grâce à une bonne gestion des fumures (récupération des purins, utilisation du paillage) et au stockage des fumiers dans des fosses sous abris pour diminuer les pertes de N au stockage ;

- Les fumiers collectés étaient utilisés pour les cultures vivrières et les cultures maraichères, ce qui a permis d'augmenter la production agricole ;
- La productivité n'a pas tellement changé pour S1, S2 et S3 parce que les engrais minéraux utilisés ont été réduits (et remplacés par des engrais organiques auto-produits) ce qui fait que la productivité n'augmente que de 2 % par rapport à la situation initiale et l'ECN sur la productivité animale reste en moyenne 16 % dans tous les scénarios, mais l'augmentation des fumiers utilisés ont augmenté.
- La dépendance aux intrants extérieurs a diminué avec S1 parce que les fumiers autoproduits ont permis à ce groupe de réduire les engrais minéraux utilisés.
- La dépendance aux intrants provenant de l'extérieur du système pour les scénarios S1 et S2, qui sont plus ou moins les mêmes que pour la situation initiale, car il n'a pas eu beaucoup de production de fourrage pour réduire les importations. Mais dans le cas de S3 cette dépendance aux importations a augmenté pour avoir plus de productivité (animaux/végétaux).
- L'efficacité de l'utilisation de l'N dans le scénario S1 a augmenté suite à la diminution de la dépendance en engrais minéraux.
- L'efficacité de l'utilisation de l'N dans le scénario S3 a diminué parce que la quantité d'N sur la dépendance en engrais minéraux et les concentrés a augmenté, mais la productivité animale et végétale n'a pas tellement changé.

3.2.3 Fonctionnement et performance du système d'exploitation du GIII dans les scénarios S1, S2 et S3 :

Les scénarios testés sur le GIII sont le S1, S2 et S3. Ces scénarios peuvent être testés parce que ce groupe correspond à de grandes fermes laitières (Figure 25 [c]). La modalité à tester pour augmenter la quantité de fumures disponible est un ECN à l'étable de 95 % et un ECN au stockage de 85 % pour tous les scénarios.

La différence des scénarios S1, S2 et S3 par rapport à la situation initiale est importante pour les fermes du GIII. Les modifications observées ont été : i) l'augmentation de l'intensité de l'IAE (TT) et de l'activité totale du système (TST) ; ii) la diminution de la dépendance du système à l'importation d'N pour les 3 scénarios du GIII, iii) l'augmentation de l'efficacité pour le S1 ; iv) la diminution de la résilience pour tous les scénarios.

Ces modifications sont causées par :

- La productivité, qui a diminué pour les scénarios S2 et S3, mais qui n'a pas tellement changé pour le S1 parce que les engrais minéraux utilisés sont en faible quantité, ce qui explique que la productivité n'ait augmenté que de 2 % par rapport à la situation initiale. L'impact de la substitution de la fumure organique par des engrais minéraux est peu conséquent du fait du faible recours initial aux engrais minéraux.
- La dépendance en N à l'extérieur du système a diminué de 7 % parce que les fumiers autoproduits ont permis à ce groupe de diminuer l'utilisation d'engrais minéraux et la diminution des concentrés pour l'alimentation des animaux.
- L'efficacité de l'utilisation de l'N dans le scénario S1a a augmenté suite à la diminution de la dépendance en engrais minéraux (F5) et à l'augmentation de l'utilisation du fumier.
- L'efficacité de l'utilisation de l'N dans le scénario S2 n'a pas changé parce que l'importation des fourrages depuis l'extérieur du système n'a pas changé.
- L'efficacité de l'utilisation de l'N dans le scénario S3 a diminué parce que la quantité d'N sur la dépendance en engrais minéraux et les concentrés est beaucoup plus élevée par rapport à la productivité des animaux et des végétaux.

3.2.4 Fonctionnement et performance du système d'exploitation du GIV dans les scénarios S1, S2 et S3 :

Les scénarios testés sur le GIV_c sont le S1, S2 et S3. Tous ces scénarios sont testés parce que ce groupe de fermes correspond à des fermes laitières qui font du compost (Figure 25 (d) et [Figure 25 (e)]. La modalité à tester pour augmenter la quantité de fumures disponible est l'ECN à l'étable de 95 % et l'ECN au stockage de 85 % pour tous les scénarios. Ces modifications sont causées par :

- Il y a une augmentation de l'intensité de l'IAE de 34 % et 13 % dans les scénarios S1 et S3 du fait de la réduction des pertes au niveau du stockage du GIV_p. Une augmentation 56 % du TT par rapport à l'initiale a été constatée avec S2 du fait de l'augmentation de la production du fourrage pour l'alimentation animale et l'augmentation des fumiers pour épandre dans les champs.
- Ainsi, l'efficacité de l'utilisation de l'N a augmenté de 27 %, 18 % et 17 % respectivement pour le S1, S2 et S3.
- L'intensité de l'IAE du GIV_c augmente de 19 %, 56 % et 23 % respectivement pour les scénarios S1, S2 et S3 par l'élaboration du compost et la gestion améliorée du stockage des fumiers.

- Il n'y a pas eu de grand changement sur la productivité, mais l'efficience d'utilisation d'N augmente sauf pour le scénario 3 qui a diminué de 22 % à cause de l'intensification.

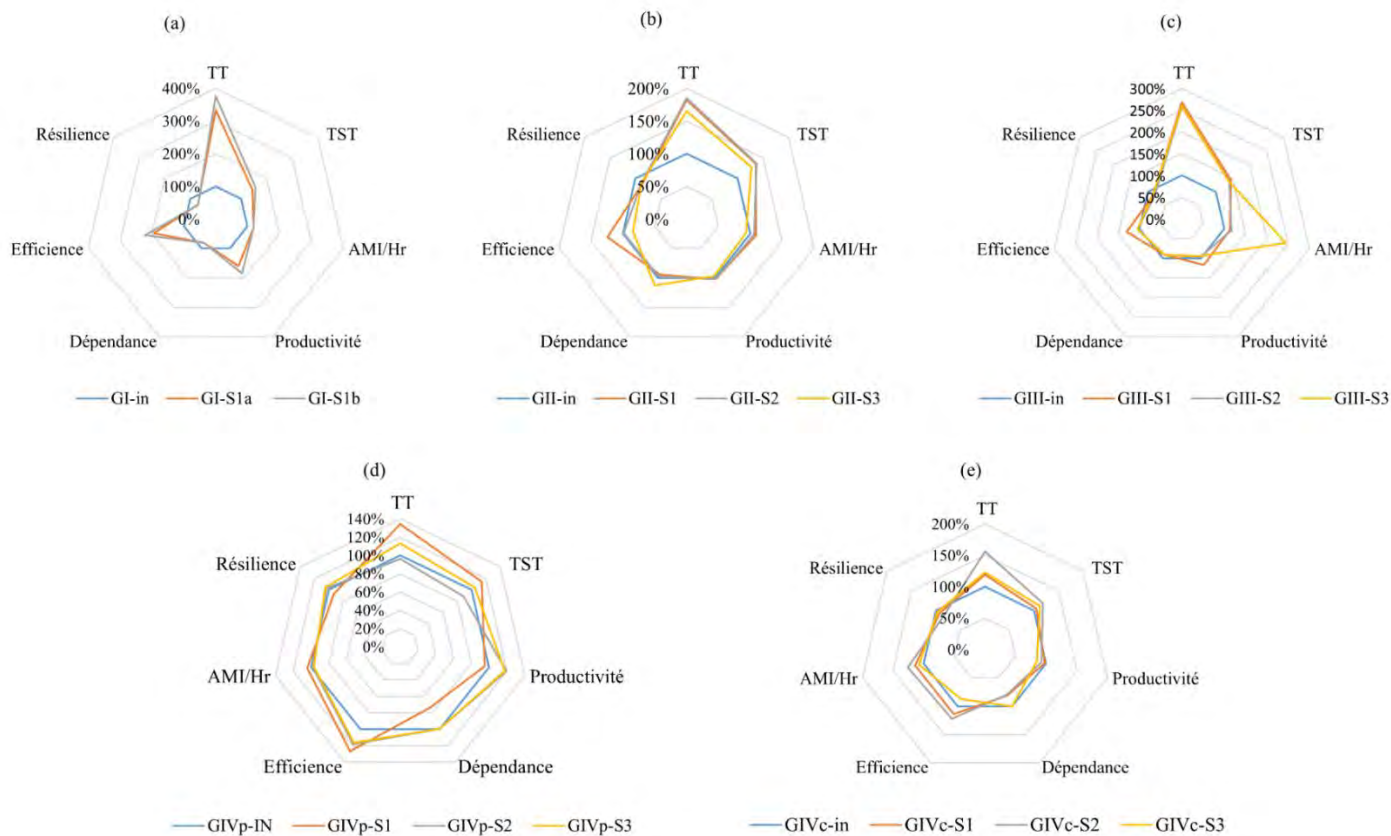


Figure 25 : Changement relatif par rapport à la ligne de base des scénarios sur les indicateurs de fonctionnements (activité totale du système, intensité de l'IAE et l'organisation des flux (AMI/Hr) et les indicateurs de performance (Productivité, autosuffisance et efficacité) des 4 groupes d'exploitations.

- S1a : scénarios sur la diminution de la quantité de fumures importées à modalité moyenne
- S1b : scénarios sur la diminution de la quantité de fumures importées à modalité haute
- S2 : scénarios sur l'augmentation de fourrage produite
- S3 : scénarios sur la productivité animaux

3.3 Comparaison des performances par scénario entre groupes d'exploitations

3.3.1 Le fonctionnement et la performance du système d'exploitation entre groupes sur le scénario de la diminution de la quantité de fumures importée

Cette section consiste à comparer l'amélioration des performances et du fonctionnement des cinq groupes dans le scénario 1 (Figure 26 (a)). Le S1 améliore en générale le fonctionnement du système (TT, TST et AMI/Hr) pour tous les groupes de fermes, ainsi que la productivité et l'efficience de l'utilisation de l'N et diminue la dépendance de l'N importé dans le système. Le S1 améliore le TT de 255 % du GI, de 82 % le GII, 68 % le GIII, 34 % de GIV_p, et 23 % du GIV_c. Pour l'activité totale du système (TST), le S1 augmente à 50 % le GI, 36 % le GII, 44 % du GIII, 14 % du GIV_p et 12 % du GIV_c. Concernant, l'organisation des flux, le S1 a augmenté de 19 % du GI et de 11 % du GII et GIII, mais a diminué de 10 % le GIV_p et GIV_c.

Le S1 améliore la productivité environ 72 % du GI, 2 % pour le GII, 13 % le GIII, mais diminue de 26 % le GIV_p et, mais n'as pas d'effet sur le GIV_c. Pour la dépendance aux intrants à l'extérieur, le S1 diminue de 19 % le GI, 6 % du GII, 9 % du GIII et 12 % du GIV_c, mais augmente de 27 % la dépendance aux intrants le GIV_p. Concernant la résilience, le S1 diminue de 30 % le GI, de 15 % le GII et GIII, et de 5 % le GIV_p et GIV_c.

L'intensité de l'IAE du GI est plus importante que celle des autres groupes et plus efficiente à l'utilisation de l'N dans le S1 parce que les exploitations du GI sont des fermes traditionnelles, il n'y a pas de paillage, mise en dallage du sol et récupération du purin à l'étable ; et un bon stockage des fumiers sous abris dans ce groupe. C'est pourquoi le S1 améliore l'intensité de l'IAE et l'efficience du GI.

Le fonctionnement et la performance du système d'exploitation entre groupes sur le scénario d'augmentation de la quantité du fourrage produite :

Dans cette partie, consiste à comparer l'amélioration des performances et le fonctionnement des quatre groupes dans le scénario 2 (Figure 26 (b)). Le S2 améliore l'intensité de l'IAE pour le GII, GIII et GIV_c. Ce scénario améliore aussi l'organisation des flux du GII, GIII et GIV_p et l'efficience de l'utilisation de l'N du GIV_c. Le S2 améliore le TT de 85 % du GII, 158 % le GIII, 56 % de GIV_c, mais n'a pas d'effet sur le GIV_p. Pour l'activité totale du système (TST), le S2 augmente à 37 % le GII, 40 % du GIII, 18 % du GIV_c, mais diminue de 10 % du GIV_p. Concernant, l'organisation des flux, le S2 a augmenté de 5 % du GII et 17 % le GIII et GIV_p, mais a diminué de 10 % le GIV_c.

Le S2 n'a pas d'effet sur la productivité du GII, GIII et GIV_p, mais diminue de 20 % le GIV_c. Pour la dépendance aux intrants, le S2 diminue de 3 % et 9 % pour le GII et GIII et a augmenté de 18 % et 22 % le GIV_p et GIV_c. Concernant la résilience, le S2 diminue de 5 % sur le GII et GIII, GIV_c. mais a augmenté le GIV_p de 3 %.

L'intensité de l'IAE du GIII est plus importante que celle des autres groupes, mais le GIV_c est plus efficient à l'utilisation de l'N dans le groupe ferme du S2.

3.3.2 Le fonctionnement et la performance du système d'exploitation entre groupes sur le scénario d'augmentation de la quantité du fourrage produite

Dans cette partie, consiste à comparer l'amélioration des performances et le fonctionnement des quatre groupes dans le scénario 2 (Figure 26 (b)). Le S2 améliore l'intensité de l'IAE pour le GII, GIII et GIV_c. Ce scénario améliore aussi l'organisation des flux du GII, GIII et GIV_p et l'efficience de l'utilisation de l'N du GIV_c. Le S2 améliore le TT de 85 % du GII, 158 % le GIII, 56 % de GIV_c, mais n'a pas d'effet sur le GIV_p. Pour l'activité totale du système (TST), le S2 augmente à 37 % le GII, 40 % du GIII, 18 % du GIV_c, mais diminue de 10 % du GIV_p. Concernant, l'organisation des flux, le S2 a augmenté de 5 % du GII et 17 % le GIII et GIV_p, mais a diminué de 10 % le GIV_c.

Le S2 n'a pas d'effet sur la productivité du GII, GIII et GIV_p, mais diminue de 20 % le GIV_c. Pour la dépendance aux intrants, le S2 diminue de 3 % et 9 % pour le GII et GIII et a augmenté de 18 % et 22 % le GIV_p et GIV_c. Concernant la résilience, le S2 diminue de 5 % sur le GII et GIII, GIV_c. mais a augmenté le GIV_p de 3 %.

L'intensité de l'IAE du GIII est plus importante que celle des autres groupes, mais le GIV_c est plus efficient à l'utilisation de l'N dans le groupe ferme du S2.

3.3.3 Le fonctionnement et la performance du système d'exploitation entre groupes dans le scénario d'intensification

Cette section consiste à comparer l'amélioration des performances et le fonctionnement des quatre groupes dans le scénario 3 (Figure 26 (c)). Le S3 améliore en général l'intensité de l'IAE pour les groupes de ferme en générale, améliore aussi l'organisation des flux surtout du GIII. Le S3 améliore le TT de 65 % du GII, 165 % le GIII et 13 et 23 % pour le GIV_p et GIV_c. Pour l'activité totale du système (TST), le S3 augmente à 27 % le GII, 38 % du GIII, 5 % et 12 % pour le GIV_p et GIV_c. Concernant, l'organisation des flux, le S3 a augmenté de 145 % du GIII et 18 % le GIV_p, mais a diminué de 6 % et 15 % le GII et GIV_c.

Le S2 n'a pas d'effet sur la productivité sur la majorité des groupes d'exploitations. Pour la dépendance aux intrants, le S3 diminue de 9 % et 12 % pour le GIII et GIVc, et a augmenté de 12 % et 17 % le GII et GIV_p. Concernant la résilience, le S3 diminue de 15 % le GII et GIII, mais n'a pas changé le GIVc et GIV_p.

L'intensité de l'IAE du GIII est plus importante que celle des autres groupes, mais le GIVc est plus efficient à l'utilisation de l'N dans la ferme dans le S3.

Simulation de scénarios d'amélioration du recyclage des nutriments

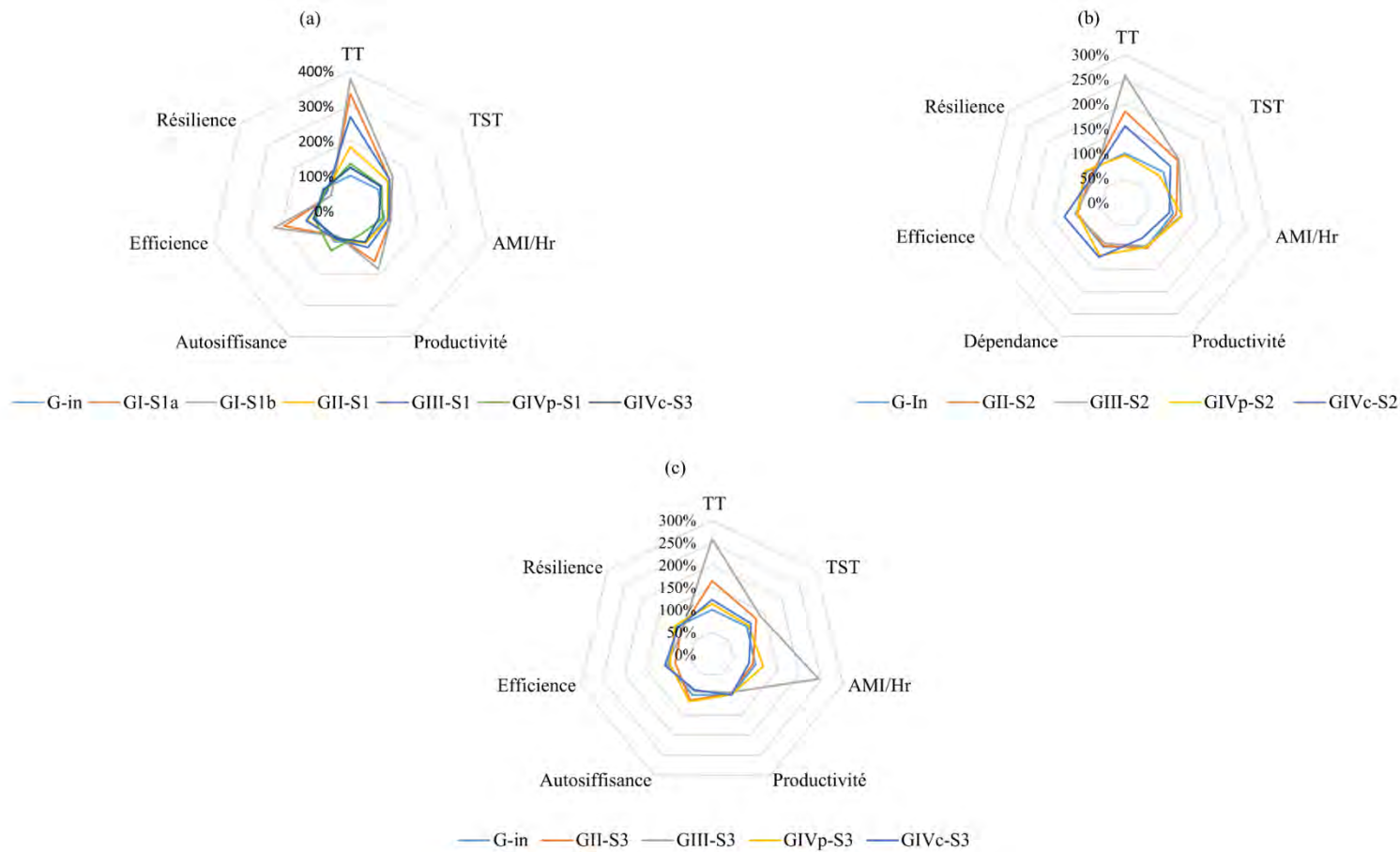


Figure 26 : Fonctionnement et performance du système d'exploitation entre groupes dans les scénarios S1, S2 et S3

S1a : scénarios sur la diminution de la quantité de fumures importées à modalité moyenne

S1b : scénarios sur la diminution de la quantité de fumures importées à modalité haute

S2 : scénarios sur l'augmentation de fourrage produite

S3 : scénarios sur la productivité animaux

4. Discussions et Conclusions

L'objectif de cette étude était d'évaluer le fonctionnement et les performances agroécologiques d'exploitations agricoles intégrant agriculture et élevage dans les Hautes Terres de Madagascar, grâce à un outil de modélisation : l'Ecological Network Analysis (ENA), développée par Stark *et al.* (2016) pour l'analyse des exploitations agricoles. Dans cette étude, nous nous intéressons principalement aux flux d'azote. Nous avons montré (Chapitre 3 ; Fanjaniaina *et al.*, 2022) que les pratiques agricoles au niveau du système d'élevage impactaient de façon importante l'efficacité du recyclage des nutriments (notamment de l'azote). Ainsi, les pertes d'N atteignent en moyenne environ 75 % dans les fermes traditionnelles (GI), 35-45 % dans les petites fermes laitières (GII, GIII, GIV_c), sans impact majeur de la taille des exploitations ou du compostage des fumiers. Seule la ferme recyclant les déjections liquides a réduit ses pertes en N à moins de 20 %. Nous avons donc fait l'hypothèse que la gestion des déjections animales au niveau du système d'élevage et le recyclage plus ou moins efficace de l'azote vers le système agricole conditionnent les performances des exploitations mixtes.

La comparaison des situations initiales des groupes de fermes montre une très grande variation du fonctionnement des exploitations (Tableau 6). L'activité totale de l'azote circulant (TST) varie de 100 à plus de 600 kg N ha⁻¹an⁻¹, traduisant l'intensité des flux d'N au sein de l'exploitation (flux entre les systèmes élevage et agriculture) et avec l'environnement extérieur au système de production (achat d'intrants et ramassage de fourrages, autoconsommation par le ménage, vente des productions agricoles et d'élevage). L'intensité de l'IAE (TT), varie aussi (comme TST) d'un facteur 6-7, de 50 à plus de 890 kg N ha⁻¹an⁻¹, entre les exploitations. Ces résultats montrent qu'environ 50 % des flux d'azote correspondent aux flux de l'IAE et 50 % aux flux d'N avec l'extérieur de l'exploitation. Dans quelques cas, la proportion du flux d'azote lié à l'IAE est faible par rapport au flux total (14 % pour F2), mettant en évidence la faiblesse de l'intégration agriculture-élevage dans certaines fermes traditionnelles.

Les performances des systèmes d'exploitation sont également très variables entre les groupes d'exploitations (Tableau 7). La productivité est faible, comme attendu, pour les exploitations traditionnelles (GI). Elle reste cependant du même ordre de grandeur pour les petites exploitations laitières qui n'ont pas de pratiques de gestion améliorée des effluents d'élevage (GII). La productivité n'est améliorée sensiblement que dans les fermes laitières de grande taille (mais sans gestion améliorée des effluents d'élevage) (GIII) ou dans les petites fermes laitières qui tentent d'améliorer la gestion des déjections animales grâce au compostage (GIV_c). Seule la ferme F7 (GIV_p) atteint un niveau de productivité élevé, grâce à la récupération des effluents liquides (purins) qui sont utilisés comme fertilisants des cultures fourragères. Cette bonne productivité de la ferme F7 est associée à une

excellente efficacité du recyclage de l'azote, qui atteint 95 %. Le niveau de productivité est fortement corrélé avec les flux d'N ($r= 0,88$ avec TST ; $r= 0,94$ avec TT ; Tableau 8) et avec la dépendance ($r = 0,82$; Tableau 8). Ceci met en évidence l'importance de l'intégration du système de production avec son environnement extérieur [achat d'aliments du bétail (concentrés, fourrages), fumures...] et de l'intégration entre le système d'élevage et le système agricole au sein du système de production.

Grâce à l'ENA, divers scénarios permettant d'analyser les effets de l'amélioration de la gestion des effluents d'élevage au niveau de l'étable ou du stockage sur le fonctionnement et les performances des exploitations ont été testés (Figures 25). Comme attendu, les effets majeurs sont observés sur les exploitations traditionnelles (GI, Figure 26 [a]), où la simulation d'une meilleure conservation de l'N grâce à un meilleur recyclage se traduit par des effets plus marqués. Dans le cas de la ferme recyclant déjà les purins (GIV_p), les effets sont modestes. Les effets les plus marqués concernent l'intensité de l'IAE (TT) et, dans une moindre mesure, l'activité totale du système (TST). Hormis pour GI, les effets sur les indicateurs de performances (productivité, autosuffisance, efficacité, résilience) sont modestes. Le scénario S1 met donc en évidence une augmentation des flux d'intégration agriculture-élevage associés à une amélioration de l'efficacité du recyclage et une forte augmentation de la productivité, notamment pour les exploitations du groupe GI. Le scénario S2 montre qu'une meilleure conservation de l'N grâce à un meilleur recyclage permet d'améliorer l'autosuffisance et l'efficacité du système de production.

Pour valider nos travaux, il serait important de poursuivre nos recherches. En effet, le nombre d'exploitations étudié (9), leur localisation (Hautes Terres du Vakinankaratra, à proximité d'Antsirabe) reste limitée pour avoir une bonne représentativité des systèmes de production. Il serait donc intéressant de poursuivre nos travaux en prenant mieux en compte les 7 groupes typologiques définis au Chapitre 2 et en analysant 3 ou 4 fermes pour chacun de ces groupes. Les fermes F1 et F2 correspondent au Type 2 de la typologie du Chapitre 2, les fermes F3, F4, F8 et F9 au Type 5, les fermes F5 et F6 au Type 7 et la ferme F7 au Type 6. Certains Types de fermes ne sont donc pas ou peu étudiés et l'effectif est réduit pour chaque Type pour avoir des résultats suffisants pour une bonne analyse de la diversité des situations. Il serait également important que des analyses soient faites dans d'autres régions : Analamanga, Itasy..., avec des exploitations sur les Hautes Terres et dans le Moyen Ouest.

Par ailleurs, au cours de cette étude, nous nous sommes surtout focalisés sur l'étude des flux de nutriment au niveau du système d'élevage. Ces flux sont effectivement très mal connus dans les exploitations malgaches (ou africaines) et des données de base sont d'une grande importance. Néanmoins, les flux de nutriments dans les systèmes agricoles sur des sols ferrallitiques fortement

dégradés, comme ceux des Hautes Terres malgaches, sont assez mal connus. Ceci nous a conduits à estimer certains flux dans des conditions pédoclimatiques assez différentes de nos conditions d'étude. Par exemple, les estimations des flux d'N gazeux (apport de N par la fixation symbiotique, pertes par volatilisation ou dénitrification) sont essentiellement basées sur des études menées dans les pays développés, principalement dans des conditions climatiques tempérées. De même, très peu de travaux sur les pertes d'N par lixiviation sont disponibles en Afrique. Les estimations de l'efficacité du recyclage de l'N au niveau des systèmes de culture sont donc fragmentaires. Des travaux sur ces points permettraient aussi d'améliorer l'analyse des flux de nutriments.

L'analyse de scénarios en utilisant l'ENA n'en est encore qu'à ses prémices sur les systèmes de production africains. Hormis quelques travaux pionniers réalisés par Alvarez *et al* (2013) à Madagascar et par Alomia-Hinojosa *et al* (2020) à Népal peu de travaux de ce type ont été réalisés à ce jour. Pour le moment, dans ce travail, seul l'N est considéré et reste un élément majeur pour l'intensification écologique de la production agricole. Néanmoins, il serait nécessaire de poursuivre des travaux de modélisation avec l'ENA pour divers types de nutriments en lien avec la fertilité minérale des sols (P, K, Ca, etc.), en lien avec les risques d'acidification des sols (Ca, Mg). Il serait aussi souhaitable de diversifier les scénarios testés, ce qui n'a pas pu être réalisé durant cette thèse...

Par ailleurs, le travail a été centré sur l'analyse des flux de nutriments, c'est-à-dire sur une analyse biotechnique. Il serait intéressant de compléter cette étude par une étude économique ou de temps de travail. Pour convaincre les agriculteurs de modifier leurs pratiques, il est important de pouvoir présenter des arguments économiques pour démontrer l'intérêt de changements techniques. Par exemple, une meilleure gestion des effluents liquides dans les exploitations (cf. ferme F7) nécessite une étable bétonnée et des cuves de stockage des purins, ce qui correspond à un investissement. En outre, la récupération des purins à l'étable, leur stockage, leur transport et leur épandage au champ correspondent à une quantité de travail importante. Il serait donc très important de pouvoir calculer les impacts sur la marge économique et le revenu des exploitants, ainsi que sur la quantité de travail induite par de nouvelles pratiques.

*Conclusion générale et
perspective*

1 Contexte de l'étude

Les systèmes polyculture-élevage sont les systèmes de production dominants sur les hautes terres de Madagascar. Ils correspondent à divers types de fermes. Les fermes traditionnelles ont généralement des animaux de traits qui interviennent pour les travaux des champs et le transport. Les fermes laitières, particulièrement nombreuses dans le « triangle laitier », ont aussi des vaches laitières conduites de façon plus ou moins intensive. En outre, la plupart des fermes élèvent aussi des petits animaux, notamment des porcs et des volailles. Dans le cas des fermes traditionnelles, les animaux sont nourris avec des résidus des cultures produits sur l'exploitation et à partir d'herbes sauvages collectées à proximité de l'exploitation. Dans le cas des fermes laitières, outre ces aliments, les animaux sont nourris également avec des fourrages cultivés et des aliments concentrés autoproduits ou achetés. Les divers types d'élevage ont des effets importants sur les cultures de l'exploitation. Si la plupart réservent une part importante des surfaces aux cultures vivrières (riz et autres céréales, tubercules, légumineuses, légumes...), les exploitations laitières utilisent une proportion parfois importante de la SAU pour les cultures fourragères.

La gestion des effluents d'élevages est vue comme un des principaux leviers d'amélioration du fonctionnement de ces types de systèmes et la diversité des systèmes de production a un impact majeur sur la qualité et la quantité des déjections animales produites par l'élevage. Les pratiques au niveau de l'étable et du stockage des déjections contribue aussi à améliorer l'efficacité de recyclage du carbone et des nutriments au niveau du système agricole. Dans les systèmes traditionnels, la faible production de déjections animales et le faible recyclage se traduisent souvent, à Madagascar et ailleurs en Afrique, par une dégradation progressive de la fertilité des sols. Dans les systèmes plus intensifs, les restitutions plus importantes de carbone et de nutriments, le meilleur recyclage grâce à de meilleures pratiques, et l'importation de produits organiques, par l'achat de concentrés, de fourrages ou de fumures organiques, peut induire au contraire une amélioration de la fertilité des sols. Ainsi, de bonnes pratiques dans les systèmes intégrant agriculture et élevage peuvent participer à l'intensification écologique de la production agricole. Les systèmes associant agriculture et élevage apparaissent donc comme une voie possible d'amélioration de la résilience des systèmes de production en termes de gestion des biomasses et des nutriments et peuvent servir de base à la création des systèmes de production de demain (Dugué *et al.*, 2011).

Des recherches portant sur la caractérisation des flux de nutriments et l'efficacité d'utilisation des nutriments dans les systèmes associant agriculture et élevage sont menées dans le cadre d'un partenariat entre le Laboratoire des RadioIsotopes (LRI) de l'Université d'Antananarivo, le Centre de recherche et de développement rural en agriculture et en élevage (FIFAMANOR - Fiompiana Fambolena

Malagasy Norveziana), l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) et le Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD) et l'Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement (INRAE) depuis une dizaine d'années. Les recherches ont été initiées dans le cadre du projet BIOVA (*Recyclage des BIOMasses Végétales et Animales dans les systèmes d'agriculture élevage*), financé par l'Union Africaine, avec la thèse de Marie Lucia Fanjaniaina (2018), intitulée « *Transfert de fertilité dans des exploitations d'agriculture-élevage malgaches : Cas de la région du Vakinankaratra* » ont permis d'obtenir les premiers résultats sur les flux de biomasse et de nutriments (N, P, K et autres nutriments) à l'échelle des exploitations agricoles.

Les travaux se sont poursuivis dans le cadre de cette thèse, menée dans le cadre du projet EcoAfrica (*ECOLOGICAL intensification pathways for the future of crop-livestock integration in AFRICAN agriculture*), également financé par l'Union Africaine et l'Union Européenne. L'objectif général de la thèse est d'apporter des informations sur la gestion des ressources organiques par les divers types d'exploitations mixtes d'agriculture-élevage, de quantifier les flux de nutriment dans ces systèmes de production et de modéliser les flux de nutriments et tester différents scénarios sur le recyclage des nutriments afin d'analyser les effets sur les systèmes de production.

2 Principaux résultats de l'étude

La zone d'étude est située dans la région du Vakinankaratra, sur les Hautes Terres de Madagascar. L'analyse des exploitations agricoles de la région a été initiée par une enquête sur un large échantillon d'exploitation (300), à partir d'entretiens semi-directifs avec les chefs d'exploitation (Chapitre 2). Ensuite, 9 exploitations considérées comme représentatives de la diversité des pratiques ont été choisies pour une analyse précise des flux de biomasse et de nutriments (C, N, P) (Chapitre 3). Les flux d'azote ont ensuite été modélisés et des scénarios testés sur ces 9 exploitations (Chapitre 4).

Le **Chapitre 2** présente les résultats d'une typologie des exploitations intégrant agriculture et élevage dans les Hautes Terres du Vakinankaratra, ainsi que les relations entre la typologie et les pratiques de gestion des biomasses. Sept types d'exploitation peuvent être distingués (Figure 12 [b]). En premier lieu, les exploitations laitières se distinguent clairement des autres exploitations d'agroélevage (zébus, porcs). Parmi les exploitations laitières, la taille des fermes et l'importance des cultures fourragères par rapport aux autres cultures sont des critères discriminants majeurs. La présence d'élevage laitier et porcin au sein des exploitations semble favoriser des modes de gestion améliorés des déjections des animaux. Malgré de fortes variations au sein de chaque type d'exploitation, ces résultats semblent valider notre hypothèse H1 d'une relation forte entre les pratiques de gestion des

biomasses et la typologie des exploitations, avec des pratiques améliorées généralement associées avec les systèmes laitiers les plus intensifs.

Le **Chapitre 3** vise à quantifier et caractériser les flux de biomasses, des effluents d'élevages et de nutriments, dans neuf exploitations de référence. Nos résultats ont montré que le recyclage des nutriments par l'intégration de l'agriculture et de l'élevage est important, contribuant au recyclage des nutriments (jusqu'à 76 %) et à l'amélioration de la productivité. Les flux de nutriments sont reliés principalement à l'alimentation animale (plus de 60 % des flux de nutriments). Des bilans de nutriments (Figure 19 [b]) fortement négatifs (jusqu'à 80 % de N et K) ont été observés dans les systèmes d'élevage traditionnels avec des bovins de trait. Ils étaient plus faibles (39 à 68 %) dans les exploitations laitières plus intensives. Le compostage du fumier n'a pas diminué les bilans négatifs. Par contre, la collecte du lisier a significativement réduit les pertes (19 % de N ; 42 % de K). Une meilleure gestion de la biomasse au niveau de l'exploitation, en particulier avec la collecte du lisier (effluents liquides), semble réduire considérablement les pertes de nutriments dans les systèmes intégrant agriculture et élevage. L'hypothèse H2 proposée d'une amélioration de l'efficacité des transferts de fertilité lié à un accroissement des flux de matières et de nutriments générés par l'intégration des systèmes d'élevage et agricoles est validée. Cette intégration des systèmes d'élevage et agricoles nécessite une bonne gestion des biomasses, notamment des effluents liquides, au niveau du système d'élevage. Les choix des agriculteurs dans les modes de gestion et de stockage des effluents d'élevage sont donc d'une importance majeure.

Le **Chapitre 4** a permis de modéliser les flux d'azote avec l'Ecological Network Analysis (ENA) et de tester différents scénarios sur le recyclage des nutriments. Les résultats obtenus montrent une très grande variation du fonctionnement des exploitations, notamment de l'intensité de la circulation de l'azote tant au sein du système intégrant agriculture et élevage (TT) que par rapport à l'environnement extérieur de l'exploitation (TST). Les performances sont également très variables entre les groupes d'exploitations. La productivité est faible, comme attendu, pour les exploitations traditionnelles (GI). Elle reste cependant du même ordre de grandeur pour les petites exploitations laitières qui n'ont pas de pratiques de gestion améliorée des effluents d'élevage (GII). La productivité n'est améliorée sensiblement que dans les fermes laitières de grande taille (mais sans gestion améliorée des effluents d'élevage) (GIII) ou dans les petites fermes laitières qui tentent d'améliorer la gestion des déjections animales grâce au compostage (GIV_c). Seule la ferme F7 (GIV_p) atteint un niveau de productivité élevé, grâce à la récupération des effluents liquides (purins) qui sont utilisés comme fertilisants des cultures fourragères. Cette bonne productivité de la ferme F7 est associée à une excellente efficacité du recyclage de l'azote, qui atteint 95 %. Elle est aussi associée à une forte dépendance vis-à-vis de

l'extérieur du système de production, l'achat d'aliments du bétail (concentrés, fourrages) tenant une place importante. La modélisation avec l'ENA permet de confirmer l'hypothèse H3 que les performances des systèmes d'exploitation sont améliorées avec l'amélioration de la gestion des flux de biomasses.

Grâce à l'ENA, divers scénarios permettant d'analyser les effets de l'amélioration de la gestion des effluents d'élevage au niveau de l'étable ou du stockage sur le fonctionnement et les performances des exploitations ont été testés : parmi les scénarios, deux visaient à améliorer l'autonomie de l'exploitation, soit (i) en baissant l'achat de fumure minérale, grâce à l'augmentation de l'utilisation de la fumure organique au niveau du système agricole (scénario S1), soit (ii) en baissant l'achat de fourrage, grâce à l'augmentation de la productivité fourragère au niveau de l'exploitation (S2) ; un troisième scénario visait à intensifier la production animale grâce à une augmentation de la production fourragère (S3). A titre d'exemple (Figure 26 [a]), le scénario S1 met en évidence une augmentation des flux d'intégration agriculture-élevage associés à une amélioration de l'efficacité du recyclage et une forte augmentation de la productivité, notamment pour les exploitations du groupe GI. Les résultats des simulations réalisées avec l'ENA confirment également l'hypothèse H3.

3 Limites et perspectives

Cette recherche, et notamment le travail sur la modélisation des flux de nutriments en utilisant l'ENA, n'en est encore qu'à une phase exploratoire. Pour le moment, nous nous sommes intéressés principalement aux exploitations laitières des Hautes Terres du Vakinnankaratra situées à proximité d'Antsirabe. De plus, malgré un travail très important réalisé sur 9 exploitations, l'échantillon de fermes analysé sur notre zone d'étude reste assez restreint. Une augmentation du nombre d'exploitations analysées avec des exploitations sélectionnées dans d'autres régions à proximité (Analamanga, Itasy..., avec des exploitations sur les Hautes Terres et dans le Moyen Ouest) serait importante pour mieux connaître la diversité des situations.

Par ailleurs, au cours de cette étude, nous nous sommes surtout focalisés sur l'étude des flux de nutriment au niveau du système d'élevage. Ces flux sont effectivement très mal connus dans les exploitations malgaches (ou africaines) et des données de base sont d'une grande importance. Néanmoins, les flux de nutriments dans les systèmes agricoles sur des sols ferrallitiques fortement dégradés, comme ceux des hautes terres malgaches, sont également assez mal connus. Quelques travaux, principalement dans des conditions climatiques tempérées, permettent d'estimer les pertes gazeuses d'azote. Très peu de données sont disponibles pour évaluer les pertes de nutriments par

lixiviation dans des sols tropicaux fortement dégradés. Des travaux sur ces points permettraient aussi d'améliorer l'analyse des flux de nutriments.

Enfin, l'analyse de scénarios en utilisant l'ENA n'en est encore qu'à ses prémices sur les systèmes de production africains. Hormis quelques travaux pionniers réalisés par Alvarez *et al.* (2014) à Madagascar et par Alomia-Hinojosa *et al.* (2020) à Népal, peu de travaux de ce type ont été réalisés à ce jour. Pour le moment, nous nous sommes intéressés seulement à l'N, qui reste un élément majeur pour l'intensification écologique de la production agricole. Néanmoins, il serait nécessaire de poursuivre des travaux de modélisation avec l'ENA pour divers types de nutriments en lien avec la fertilité minérale des sols (P, K, Ca, etc.), en lien avec les risques d'acidification des sols (Ca, Mg). Il serait aussi souhaitable de diversifier les scénarios testés, ce qui n'a pas pu être réalisé durant cette thèse...

Références bibliographiques

- Achard F., Banoïn M.**, 2003. Fallows, forage production and nutrient transfers by livestock in Niger. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65, 183-189.
- Adegbeye M.J., Reddy P.R.K., Obaisi A.I., Elghandour M.M.M.Y., Oyebamiji K.J., Salem A.Z.M., Camacho-Díaz L.M.**, 2019. Sustainable agriculture options for production, nutritional mitigation of greenhouse gasses and pollution, and nutrient recycling in emerging and transitional nations. *Journal of Cleaner Production* 242, 2020-2031.
- African Development Bank (AfDB)**, 2006. African development report 2006: aid, debt relief and development in Africa. New York (United States): Oxford University Press, 326 p.
- Ahmad R.S., Imran A., Hussain M.B.**, 2018. Nutritional composition of meat. *Meat Sci. Nut.* 61, 61-75.
- Allesina S., Ulanowicz R.E.**, 2004. Cycling in ecological networks: Finn's index revisited. *Comput. Biol. Chem.* 28, 227–233.
- Alomia-Hinojosa V., Groot J. C., Speelman E. N., Bettinelli C., McDonald A. J., Alvarez S., Tittonell, P.** 2020. Operationalizing the concept of robustness of nitrogen networks in mixed smallholder systems: A pilot study in the mid-hills and lowlands of Nepal. *Ecological indicators*, 110, 105883.
- Altieri, M. A., Nicholls, C. I.**, 2012. Agroecology scaling up for food sovereignty and resiliency, in: *Sustainable Agriculture Reviews*. Springer, pp. 1–29.
- Altieri M.A., Nicholls C.I., Henao A., Lana M.A.**, 2015. Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 869–890.
- Alvarez S.**, 2012. Pratiques de gestion de la biomasse au sein des exploitations familiales d'agriculture-élevage des hauts plateaux de Madagascar : conséquences sur la durabilité des systèmes. Thèse de Doctorat. Montpellier-SupAgro, Montpellier, 224 p.
- Alvarez S.**, 2013. Pratiques de gestion de la biomasse au sein des exploitations familiales d'agriculture-élevage des hauts plateaux de Madagascar : conséquences sur la durabilité des systèmes. Thèse de Doctorat. Université de Montpellier. 141 p.
- Alvarez S., Rufino M.C., Vayssières J., Salgado P., Tittonell P., Tillard E., Bocquier F.**, 2014. Whole-farm nitrogen cycling and intensification of crop-livestock systems in the highlands of Madagascar: an application of network analysis. *Agricultural Systems* 126, 25 – 37.
- Andrianaivonirina R.**, 2011. Caractérisation des matières exogènes issues de l'élevage par la minéralisation potentielle pour une valorisation optimale. Mémoire de fin d'études. Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques. Université d'Antananarivo. 60 pages.
- Andrianambinina F.V.**, 2013. Dynamique et disponibilité de l'azote et du phosphore sous association riz-haricot soumise à différentes doses croissantes de fertilisation minérale azotée et phosphatée, Essai en pot sous serre sur sol ferrallitique de tanety de Lazaina. Mémoire de fin d'études en vue d'obtenir le diplôme d'Ingénieur Agronome. École Supérieure des Sciences Agronomiques, Université d'Antananarivo. 71 p.
- Aneja V.P., Schlesinger W.H., Erisman J.W., Behera S.N., Sharma M., Battye W.**, 2012. Reactive nitrogen emissions from crop and livestock farming in India. *Atmospheric environment* 47, 92–103.

- Audouin S., Dugué P., Randrianarisona N., Ndah H., Ratsimbazafy T., Andriamaniraka H., Mathé S., 2021.** Quelle place du conseil agricole dans les services support à l'innovation à Madagascar ? Cahiers Agricultures 30, 29.
- 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.
- Barré P., Quénéa K., Vidal A., Cécillon L., Christensen B.T., Kätterer T., Macdonald A., Petit L., Plante A.F., van Oort F., Chenu C., 2018.** Microbial and plant-derived compounds both contribute to persistent soil organic carbon in temperate soils. Biogeochemistry 140, 81–92.
- Bationo A., Kimetu J., Ikerra S., Kimani S., Mugendi D., Odendo M., Sanginga N., 2004.** The African network for soil biology and fertility: new challenges and opportunities. Managing nutrient cycles to sustain soil fertility in Sub-Saharan Africa, 1–23.
- Baveye P. C., Wander M., 2019.** The (bio) chemistry of soil humus and humic substances: Why is the 'new view' still considered novel after more than 80 years?. Frontiers in Environmental Science 7, 27.
- Bayu W., Rethman N.F.G., Hammes P.S., 2005.** The role of animal manure in sustainable soil fertility management in sub-Saharan Africa: a review. Journal of Sustainable Agriculture 25, 113–136.
- Becquer T., Fanjaniaina M.L., 2022.** Gestion des biomasses dans les exploitations d'agriculture-élevage : quels impacts sur les nutriments et la fertilité ? Centre Audiovisuel, Multimédia et TICE, Université d'Antananarivo. Production du Projet EcoAfrica, Union Africaine. 26 min. <https://www.youtube.com/watch?v=5WstEDjEjks>
- Bélières J.F., Burnod P., Rasolofo P., Sourisseau J.M., 2016.** In: Pesche Denis (ed.), Losch Bruno (ed.), Imbernon Jacques (ed.). Une nouvelle ruralité émergente : Regards croisés sur les transformations rurales africaines. Montpellier : CIRAD ; NEPAD, p. 56-57.
- Bélières J.F., Lançon F., 2020.** Etude diagnostic relative au potentiel de croissance de la chaîne de valeur lait et produits dérivés.
- Bélières J.F., Rasolofo P., Rivolala B., Ratovoarinony R., Ratsaramiarina O., Rabevohitra B.N., David-Benz H., 2017.** Elaboration de typologies d'exploitations agricoles au niveau infranational à Madagascar : Lac Alaotra et région du Menabe. Antananarivo (Madagascar) : CIRAD-FAO, 57 p.
- Bélières J.F., Rasolofo P., Rivolala B., Ratovoarinony R., Ratsaramiarina O., Rabevohitra B.N., David-Benz H., 2017.** Typologies d'exploitations agricoles à Madagascar et contributions méthodologiques : synthèse finale pour le programme WAW, 19 p.
- Bell M.A., Van Keulen H., 1995.** Soil pedotransfer functions for four Mexican soils. Soil Science Society of America Journal 59, 865–871.
- Bénagabou O.I., 2019,** Impact de l'intégration agriculture-élevage sur l'efficacité énergétique des agroécosystèmes sahélo-soudanais : cas de Koumbia. Thèse de doctorat. 217 p.

- Berger M., Belem P.C., Dakouo D., Hien V.,** 1987. Le maintien de la fertilité des sols dans l'Ouest du Burkina Faso et la nécessité de l'association agriculture-élevage. *Coton et Fibres Tropicales* 42, 201-210.
- Bernal M.P., Alburquerque J. A., Moral R.,** 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444–5453.
- Bernard L., Basile-Doelsch I., Derrien D., Fanin N., Fontaine S., Guenet B., Battle K., Marsden C., Maron P.A.,**2022. Advancing the mechanistic understanding of the priming effect on soil organic matter mineralisation. *Functional Ecology* 36, 1355 – 1377.
- Bernard L., Basile-Doelsch I., Derrien D., Fanin N., Fontaine S., Guenet B., Karimi B., Maron P.A.,** 2022. Le Priming Effect dans le sol : mécanismes, acteurs et conséquences sur les services écosystémiques dans un contexte de changement global. *Étude et Gestion des Sols* 29, 239-274.
- Bernardet P.,** 1984. L'association agriculture-élevage en Côte d'Ivoire septentrionale. Utilisation des déjections animales à des fins agricoles. *Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée*, 31e année, bulletin n° 3-4, Juillet-décembre 1984, pp. 187–210.
- Bhatnagar J.M., Peay K.G., Treseder K.K.,** 2018. Litter chemistry influences decomposition through activity of specific microbial functional guilds. *Ecol Monogr* 88, 429 – 444.
- Billen G., Aguilera E., Einarsson R., Garnier J., Gingrich S., Grizzetti B., Lassaletta L., Le Noë J., Sanz-Cobena A.,** 2021. Reshaping the European agro-food system and closing its nitrogen cycle: The potential of combining dietary change, agroecology, and circularity. *One Earth* 4, 839–850.
- Bisson A., Boudsocq S., Casenave C., Barot S., Manlay R.J., Vayssières J., Masse D., Daufresne T.,** 2019. West African mixed farming systems as meta-ecosystems: A source-sink modelling approach. *Ecol. Modell.* 412, 108,803.
- Blanchart E., Trap J.,** 2020. Intensifier les fonctions écologiques du sol pour fournir durablement des services écosystémiques en agriculture. *Étude et Gestion des Sols* 27, 121-134.
- Blanchard M., Vayssières J., Dugué P., Vall E.,** 2013. Local technical knowledge and efficiency of organic fertilizer production in south Mali: diversity of practices. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 37, 672–699.
- Bonanomi G., De Filippis F., Cesarano G., La Storia A., Zotti M., Mazzoleni S., Incerti G.,** 2019. Linking bacterial and eukaryotic microbiota to litter chemistry: combining next generation sequencing with ¹³C CPMAS NMR spectroscopy. *Soil Biol Biochem* 129, 110 – 121.
- Bonaudo T., Bendahan A.B., Sabatier R., Ryschawy J., Bellon S., Leger F., Magda D., Tichit M.,** 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop-livestock systems. *Eur. J. Agron.* 57, 43–51.
- Borrett S.R., Moody J., Edelman A.,** 2014. The rise of network ecology: maps of the topic diversity and scientific collaboration. *Ecol. Modell.* 293, 111–127.
- Borrett S. R., Sheble L., Moody J., Anway, E. C.** 2018. Bibliometric review of ecological network analysis: 2010–2016. *Ecological Modelling* 382, 63-82.
- Bouwman L., Goldewijk K.K., Van Der Hoek K.W., Beusen A.H., Van Vuuren D.P., Willems J., Stehfest E.,** 2013. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture

- induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 20882–20887.
- Braun A.R., Smaling E.M.M., Muchugu E.I., Shepherd K.D., Corbett J.D.,** 1997. Maintenance and improvement of soil productivity in the highlands of Ethiopia, Kenya, Madagascar and Uganda., African Highlands Initiative (AHI) Technical Report Series no.6. African Highlands Initiative AHI Coordinating Office, ICRAF, Nairobi, Kenya, 149 p.
- Bruinsma J.,** 2009. The resource outlook to 2050: by how much do land, water and crop yields need to increase by 2050. In: *Expert Meeting on How to Feed the World*. pp. 24–26.
- Bucka F.B., Kölbl A., Uteau D., Peth S., Kögel-Knabner I.,** 2019. Organic matter input determines structure development and aggregate formation in artificial soils. *Geoderma* 354, 113881.
- Bünemann E.K., Bongiorno G., Bai Z., Creamer R.E., De Deyn G., de Goede R., Brussaard L.,** 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120, 105–125.
- Burns R. G., DeForest J. L., Marxsen J., Sinsabaugh R. L., Stromberger M. E., Wallenstein M. D., Zoppini A.** 2013. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 216-234.
- Celestina C., Hunt J.R., Sale P.W.G., Franks A.E.,** 2019. Attribution of crop yield responses to application of organic amendments: a critical review. *Soil Tillage Res.* 186, 135–145.
- Chappell M.J., LaValle L.A.,** 2011. Food security and biodiversity: can we have both. An agroecological analysis. *Agric. Hum. Values* 28, 3–26.
- Chen Y., Camps-Arbestain M., Shen Q., Singh B., Luz Cayuela M.,** 2018. The long-term role of organic amendments in building soil nutrient fertility: a meta-analysis and review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 111, 103–125.
- Chianu J.N., Chianu J.N., Mairura F.,** 2012. Mineral fertilizers in the farming systems of sub-Saharan Africa. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 545–566.
- Chikowo R., Zingore S., Snapp S., Johnston A.,** 2014. Farm typologies, soil fertility variability and nutrient management in smallholder farming in Sub-Saharan Africa. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 100, 1–18.
- Cobo J.G., Dercon G., Cadisch G.,** 2010. Nutrient balances in African land use systems across different spatial scales: A review of approaches, challenges and progress. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136, 1–15.
- Cordell D., Drangert J.-O., White S.,** 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Glob. Environ. Change* 19, 292–305.
- Dai H., Chen Y., Liu K., Li Z., Qian X., Zang H., Yang X., Zhao Y., Shen Y., Li Z., Sui P.,** 2019. Water-stable aggregates and carbon accumulation in barren sandy soil depend on organic amendment method: a three-year field study. *J Clean Prod* 212, 393–400.
- Dame J.K., Christian R.R.,** 2008. Evaluation of ecological network analysis: validation of output. *Ecol. Modell.* 210, 327–338.

- Dämmgen U., Hutchings N.J.** 2008. Emissions of gaseous nitrogen species from manure management: a new approach. *Environmental Pollution* 154, 488-497.
- Darnhofer I., Bellon S., Dedieu B., Milestad R.**, 2010. Adaptiveness to enhance the sustainability of farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 545-555.
- Dias A., Cornelissen J. H., Berg M. P.** 2017. Litter for life: assessing the multifunctional legacy of plant traits. *Journal of Ecology* 105, 1163-1168.
- Dongmo A.L.**, 2009. Territoires, troupeaux et biomasses : enjeux de gestion pour un usage durable des ressources au nord-Cameroun. Thèse de doctorat, Agronomie et Zootechnie, Agro Paris Tech, Paris, France. 240 p.
- Dugué P.**, 2010. L'intégration de l'agriculture et de l'élevage. Une forme d'intensification écologique dans les pays du Sud. CIRAD. 2 pages.
- Dugué P.**, 2013. Intensification écologique, agroécologie, intensification durable de l'agriculture : pourquoi cela concerne-t-il aussi les agriculteurs ouest-africains ? Blog FARM. 7 p.
- Dugué P., Dongmo N.A.L.**, 2004. Traction animale et association agriculture élevage dans les savanes d'Afrique de l'Ouest et du Centre. D'un modèle techniciste à une démarche d'intégration raisonnée à différentes échelles. *Revue d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux* 57, 157.
- Dugué P., Vall E., Lecomte P., Klein H., Rollin D.**, 2004. Evolution des relations entre l'agriculture et l'élevage dans les savanes d'Afrique de l'Ouest et du Centre — Un nouveau cadre d'analyse pour améliorer les modes d'intervention et favoriser les processus d'innovation. *OCL* 11, 268-276.
- Dupin**, 2011. Analyse des conditions d'adoption paysanne de diverses techniques agro-écologiques à partir des expériences de coopération d'AVSF. AVSF.
- Duru M., Therond O.**, 2015. Livestock system sustainability and resilience in intensive production zones: Which form of ecological modernization? *Reg. Environ. Change.* 15, 1651–1665.
- Eden M., Gerke H. H., Houot S.**, 2017. Organic waste recycling in agriculture and related effects on soil water retention and plant available water: a review. *Agron Sustain Dev* 37, 1-21.
- Eghball B., Power J.F., Gilley J.E., Doran J.W.** 1997. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *Waste Management.* 5 p.
- Elrys A.S., Metwally M.S., Raza S., Alnaimy M.A., Shaheen S.M., Chen Z., Zhou J.**, 2020. How much nitrogen does Africa need to feed itself by 2050?. *Journal of Environmental Management* 268, 110488.
- Erismann J. W., Galloway J., Seitzinger S., Bleeker A., Butterbach-Bahl K.**, 2013. Reactive nitrogen in the environment and its effect on climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3, 281–290.
- Fanjaniaina M.L.**, 2018. Transfert de fertilité dans des exploitations d'agriculture — élevage malgaches. Cas de la région du Vakinankaratra, thèse de doctorat, Université d'Antananarivo, École Supérieure Des Sciences Agronomiques, École Doctorale A2E, 190 p.

- Fanjaniaina M.L., Delarivière J.L., Salgado P., Tillard E., Rabeharisoa L., Becquer T., 2021.** Biomass harvesting leads to soil acidification: a study of mixed crop – livestock farming systems in Madagascar. *Crop and Pasture Science* 72, 236–244.
- Fanjaniaina M.L., Stark F., Ramarovahoaka N.P., Rakotoharinaivo J.F., Rafolisy T., Salgado P., Becquer T. 2022.** Nutrient flows and balances in mixed farming systems in Madagascar. *Sustainability* 14, 984.
- FAO, 2001.** The Economics of Conservation Agriculture. Roma, p. 66
- FAO, 2013.** Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. 139 p.
- FAO, 2014.** FAO Statistical Yearbook 2014: Africa Food and Agriculture; FAO Regional Office for Africa: Accra, Ghana.
- FAO, 2014.** Lutter contre le changement climatique grâce à l'élevage, une évaluation des émissions et des opportunités d'atténuation au niveau mondial. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. 148 p.
- Fath B.D., 2007.** Network mutualism: positive community-level relations in ecosystems. *Ecol. Modell.* 208, 56–67.
- Fath B.D., 2015.** Quantifying economic and ecological sustainability. *Ocean Coast. Manag.* 108, 13–19.
- Fierer N., Grandy A.S., Six J., Paul E.A., 2009.** Searching for unifying principles in soil ecology. *Soil Biol Biochem* 41, 2249 – 2256.
- Finn J.T. 1976.** Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal of Theoretical Biology* 56, 363–380.
- Francis C., Lieblein G., Gliessman S., Breland T. A., Creamer N., Harwood R., Poincelot, R. 2003.** Agroecology: The ecology of food systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 22, 99-118.
- Franke A.C., Bajjukya F., Kantengwa S., Reckling M., Vanlauwe B., Giller K.E., 2019.** Poor farmers-poor yields: Socio-economic, soil fertility and crop management indicators affecting climbing bean productivity in northern Rwanda. *Exp. Agric.* 55, 14–34.
- Fresán U., Sabaté J. 2019.** Vegetarian diets: planetary health and its alignment with human health. *Advances in Nutrition* 10 (Supplement_4), S380-S388.
- Freschet G. T., Aerts R., Cornelissen J. H. 2012.** Multiple mechanisms for trait effects on litter decomposition: moving beyond home-field advantage with a new hypothesis. *Journal of Ecology* 100, 619-630.
- Gautier D., Ankogui-Mpoko G. F., Réounodji F., Njoya A., Seignobos C., 2005.** Agriculteurs et éleveurs des savanes d'Afrique central: de la coexistence à l'intégration territoriale. *L'Espace Géographique* 34, 223–236.
- Giller K.E., Cadisch G., Mugwira L.M., 1998.** Potential benefits from interactions between mineral and organic nutrient sources. In: Waddington SR ed. *Soil fertility research for maize-based farming*

- systems in Malawi and Zimbabwe. Harare (Zimbabwe): Soil Fertility Network and CIMMYT-Zimbabwe, pp. 155–158.
- Girma K., Teal R.K., Freeman K.W., Boman R.K., Raun W.R.,** 2007. Cotton lint yield and quality as affected by applications of N, P, and K fertilizers. *J. Cotton Sci.* 11, 12–19.
- González-García E., Gourdine J.L., Alexandre G, Archimède H., Vaarst, M.,** 2012. The complex nature of mixed farming systems requires multidimensional actions supported by integrative research and development efforts. *Animal* 6, 763–777.
- Guengant J.P., Maga H.I.,** 2020. Afrique subsaharienne : dynamiques démographiques et enjeux de développement. *Cités* 82, 57–70.
- Gunina A., Smith A.R., Kuzyakov Y., Jones D.L.,** 2017. Microbial uptake and utilization of low molecular weight organic sub- strates in soil depend on carbon oxidation state. *Biogeochemistry* 133, 89 – 100.
- Gustafson G.M., Olsson I.,** 2004. Partitioning of nutrient and trace elements in feed between body retention, faeces and urine by growing dairy-breed steers. *Acta Agric. Scand. A Anim. Sci.*, 54, 10–19.
- Hamon R.,** 1972. L’habitat des animaux et la production d’un fumier de qualité en zone tropicale sèche (bilan de trois années d’études). *L’Agronomie Tropicale. Série 2, Agronomie Générale. Etudes Techniques* 27, 592–607.
- Hartemink A.E.** 2006. Assessing soil fertility decline in the tropics using soil chemical data. *Advances in Agronomy* 89, 179–225.
- Havard M., Le Thiec G., Vall E.,** 1998. Stock numbers and use of animal traction in Sub-Saharan French – speaking Africa. *AMA. Agricultural Mechanization in Asia, Africa and Latin America*, 29, 9–14.
- Havard M., Side C.S.,** 2016. Les dynamiques de mécanisation de la production et de la transformation agricole en Afrique de l’Ouest. UPGC, Korhogo, Côte d’Ivoire. 12 p.
- Haynes R.J., Mokolobate M.S.** 2001. Amelioration of Al toxicity and P deficiency in acid soils by additions of organic residues: A critical review of the phenomenon and the mechanisms involved. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 59, 47–63.
- Herrero M., Thornton P.K., Notenbaert A.M., Wood S., Msangi S., Freeman H.A., Bossio D., Dixon J., Peters M., van de Steeg J.** 2010 Smart investments in sustainable food production: Revisiting mixed crop-livestock systems. *Science* 327, 822–825.
- Hoffland E., Kuyper T.W., Comans R.N., Creamer, R.E.,** 2020. Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant and Soil* 455, 1–22.
- Huijsmans J.F.M.,** 2003. Manure application and ammoniac. Thèse de doctorat. Université de Wageningen. 160 p.
- International Science-Policy Platform and Biodiversity and Ecosystem (IPBES).** 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services. In: IPBES, Bonn, Germany.

- IUSS Working Group.** 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps; World Soil Resources Reports 106; Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, Italy.
- Iyengar G.V.** 1982. Elemental Composition of Human and Animal Milk; IAEA-TECDOC-269; International Atomic Energy Agency: Vienna, Austria.
- Kibblewhite M.G., Ritz K., Swift M.J.,** 2008. Soil health in agricultural systems. *Philos. Trans. R. Soc. B* 363, 685–701.
- Kimura A., Baptista M.B., Scotti M.R.,** 2017. Soil humic acid and aggregation as restoration indicators of a seasonally flooded riparian forest under buffer zone system. *Ecol Eng* 98, 146 – 156.
- Kirkby C.A., Kirkegaard J.A., Richardson A.E., Wade L.J., Blanchard C., Batten G.,** 2011. Stable soil organic matter: a comparison of C:N:P:S ratios in Australian and other world soils. *Geoderma* 163, 197 – 208.
- Kleber M., Eusterhues K., Keiluweit M., Mikutta C., Mikutta R., Nico P.S.,** 2015. Mineral-organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments. *Adv Agron* 130, 1–140.
- Kögel-Knabner I.,** 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol Biochem* 34, 139–162.
- Kotrlik J.W., Williams H.A., Jabor M.K.,** 2011. Reporting and Interpreting Effect Size in Quantitative Agricultural Education Research. *Journal of Agricultural Education* 52, 132–142.
- Kronberg S.L., Provenza F.D., Van Vliet S., Young S.N.,** 2021. Closing nutrient cycles for animal production – Current and future agroecological and socio-economic issues. *Animal* 15, 100285.
- Kuzyakov Y., Friedel J.K., Stahr K.,** 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1485–1498.
- Landais E., Lhoste P.,** 1990. L’association agriculture-élevage en Afrique intertropicale : un mythe techniciste confronté aux réalités du terrain. *Cahiers des Sciences Humaines* 26, 217-235.
- Larney F.J., Buckley K.E., Hao X., McCaughey W.P.,** 2006. Fresh, stockpiled, and composted beef cattle feedlot manure: Nutrient levels and mass balance estimates in Alberta and Manitoba. *J. Environ. Qual.* 35, 1844–1854.
- Lassaletta L., Billen G., Garnier J., Bouwman L., Velazquez E., Mueller N.D., Gerber J.S.,** 2016. Nitrogen use in the global food system: past trends and future trajectories of agronomic performance, pollution, trade, and dietary demand. *Environmental Research Letters* 11, 095007.
- Latham L.G.,** 2006. Network flow analysis algorithms. *Ecol. Modell.* 192, 586–600.
- Latham L.G., Scully E.P.,** 2002. Quantifying constraint to assess development in ecological networks. *Ecological Modelling* 154, 25 – 44.
- Lekasi J.K., Tanner J.C., Kimani S.K., Harris P.J.C,** 2003. Cattle manure quality in Maragua District, Central Kenya: effect of management practices and development of simple methods of assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94, 289- 298.

- Lemaire G., Franzluebbbers A., de Faccio Carvalho P.C., Dedieu B.** 2014. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 190, 4–8.
- Le Thiec G.**, 1996. *Agriculture africaine et traction animale* (CIRAD). Montpellier, France. 355 pp.
- Lhoste P.**, 2004. La traction animale en Afrique subsaharienne : histoire et nouveaux enjeux. *Revue d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des pays Tropicaux* 57, 125-131
- Lhoste P., Havard M., Vall E.**, 2010. *La traction animale*. Versailles: Ed. Quæ, CTA, 223 p.
- Lindenmayer D., Cunningham S., Young A.**, 2012. Land use intensification: effects on agriculture, biodiversity, and ecological processes. CSIRO Publishing, p.169.
- Longo C., Hornbor S., Bartolino V., Tomczak M.T., Ciannelli L., Libralato S., Belgrano A.**, 2015. Role of trophic models and indicators in current marine fisheries management. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 538, 257–272.
- MacArthur R.**, 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology* 36, 533–536.
- Machinet G.E., Bertrand I., Chabbert B., Watteau F., Villemin G., Recous S.**, 2009. Soil biodegradation of maize root residues: Interaction between chemical characteristics and the presence of colonizing micro-organisms. *Soil Biol. Biochem.* 41, 1253–1261.
- Mangalassery S., Kalaivanan D., Philip P.S.**, 2019. Effect of inorganic fertilisers and organic amendments on soil aggregation and biochemical characteristics in a weathered tropical soil. *Soil Tillage Res.* 187, 144 – 151.
- Manlay, R.J., Ickowicz, A., Masse, D., Feller, C., Richard, D.**, 2004. Spatial carbon, nitrogen and phosphorus budget in a village of the West African savanna – II. Element flows and functioning of a mixed-farming system. *Agric. Syst.* 79, 83–107.
- Marquant, B., Salgado, P.** 2016. Les relations agriculture-élevage au sein des exploitations des Hautes Terres. In Penot E ed. *Processus d'innovation et résilience des exploitations agricoles à Madagascar*. Paris (France) : L'Harmattan, pp. 251–274.
- Martins O., Dewes T.** 1992. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. *Bioresource technology* 42, 103-111.
- McDermott J.J., Staal S.J., Freeman H.A., Herrero M., Van de Steeg, J.A.**, 2010. Sustaining intensification of smallholder livestock systems in the tropics. *Livestock Science*, 130, 95–109.
- McGeehan S.L., Naylor D.V.**, 1988. Automated instrumental analysis of carbon and nitrogen in plant and soil samples. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 19, 493–505.
- Miltner A., Bombach P., Schmidt-Brücken B., Kästner M.**, 2012. SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry* 111:41 – 55.
- Mizuta K., Taguchi S., Sato S.**, 2015. Soil aggregate formation and stability induced by starch and cellulose. *Soil Biol Biochem* 87, 90 – 96.

- Molina-Herrera S., Romanya J., 2015.** Synergistic and antagonistic interactions among organic amendments of contrasted stability, nutrient availability, and soil organic matter in the regulation of C mineralisation. *Eur. J. Soil Biol.* 70, 118–125.
- Moorhead D.L., Lashermes G., Sinsabaugh R.L., Weintraub M.N., 2013.** Calculating co-metabolic costs of lignin decay and their impacts on carbon use efficiency. *Soil Biol Biochem* 66, 17 – 19.
- Mooshammer M., Wanek W., Hämmerle I., Fuchslueger L., Hofhansl F., Knoltsch A., Schneckner J., Takriti M., Watzka M., Wild B., Keiblinger K.M., Zechmeister-Boltenstern S., Richter A., 2014.** Adjustment of microbial nitrogen use efficiency to carbon: nitrogen imbalances regulates soil nitrogen cycling. *Nat Commun* 5, 1–7.
- Mottet A., de Haan C., Falcucci A., Tempio G., Opio C., Gerber P., 2017.** Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate. *Glob. Food Sec* 14, 1–8.
- Mujeyi A., Mudhara M., Mutenje M., 2021.** The impact of climate smart agriculture on household welfare in smallholder integrated crop–livestock farming systems: evidence from Zimbabwe. *Agriculture and Food Security* 10, 1–15.
- Murphy J.; Riley J.P. 1962.** A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27, 31–36.
- Muscat A., de Olde E.M., de Boer I.J., Ripoll-Bosch R., 2020.** The battle for biomass: A systematic review of food-feed-fuel competition. *Glob. Food Sec.* 25, 100,330.
- Mutiro K., Murwira H.K., 2003.** The profitability of manure use on maize in the small-holder sector of Zimbabwe. In: Bationo A ed. *Managing nutrient cycles to sustain soil fertility in sub-Saharan Africa.* Nairobi (Kenya): Academy Science Publishers, pp. 571–582.
- Naudin K., Bruelle G., Salgado P., Penot E., Scopel E., Lubbers M., Giller K.E., 2015.** Trade-offs around the use of biomass for livestock feed and soil cover in dairy farms in the Alaotra lake region of Madagascar. *Agricultural Systems* 134, 36–47.
- Nennich T.D., Harrison, J.H., Van Weieringen L.M., Meyer D., Heinrichs A.J., Weiss W.P., St-Pierre N.R., Kincaid R.L., Davidson D.L., Block E., 2006.** Prediction of manure and nutrient excretion from dairy cattle. *Journal of Dairy Science* 88, 3721- 3733.
- Odum E.P. 1953.** *Fundamentals of Ecology.* Saunders, Philadelphia, p. 384.
- Okalebo R.J., Gathua K.W., Woomer P.L., 2002.** *Laboratory Methods of Soil and Plant Analysis: A working Manual,* 2nd ed.; Sacred Africa: Nairobi, Kenya.
- Onduru D.D., Du Preez C.C.C., 2008.** Farmers’ knowledge and perceptions in assessing tropical dryland agricultural sustainability: Experiences from Mbeere District, Eastern Kenya. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 15, 145-152.
- ONN, 2018.** Enquêtes sur la situation nutritionnelle et la mortalité rétrospective dans 3 districts de Madagascar : Tsihombe et Beloha dans la region d’Androy Ampanihy dans la region d’Atsimo Andrefana. *Rapport Nutrition MART 2018.* 54p.
- Oosting S., van der Lee J., Verdegem M., de Vries M., Vernooij A., Bonilla-Cedrez C., Kabir K., 2021.** Farmed animal production in tropical circular food systems. *Food Security* 14, 273-292.

- Palm C.A., Gachengo C.N., Delve R.J., Cadisch G., Giller K.E.**, 2001. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: Application of an organic resource database. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83, 27–42.
- Parkinson R., Gibbs P., Burchett S., Misselbrook T.**, 2004. Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure. *Bioresour. Technol.* 91, 171–178.
- Penot E., Duba G., Salgado P., Dugué P.**, 2016. Capacités d’adaptation des exploitations laitières des hautes terres de la province du Vakinankaratra à Madagascar : Impacts de la crise de 2009. *Revue d’Elevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux* 69, 19–31.
- Powell J.M., Pearson R.A. Hiernaux P.H.**, 2004. Crop – Livestock Interactions in the West African Drylands. *Agronomy Journal* 96, 469 – 483.
- Prud’homme E., Michaud P., Joussein E., Peyratout C., Smith A., Arrii-Clacens S., Rossignol S.**, 2010. Silica fume as porogent agent in geo-materials at low temperature. *Journal of the European Ceramic Society* 30, 1641–1648.
- Rabibisoa A.M.**, 2011. Caractérisation des matières organiques exogènes issues de l’élevage par la minéralisation potentielle pour une valorisation optimale. *Ingeniorat. Université d’Antananarivo.* 60p.
- Raminoarison M., Razafimbelo T., Rakotoson T., Becquer T., Blanchart E., Trap J.**, 2020. Multiple-nutrient limitation of upland rainfed rice in ferralsols: A greenhouse nutrient-omission trial. *J. Plant Nutr.* 43, 270–284.
- Randrantoarimbola L.**, 2015. Caractérisation des systèmes de productions agricoles au niveau des exploitations mixtes : Structure – fonctionnement, cas des Hautes Terres de la région Vakinankaratra. *Mémoire d’ingénieur. Université d’Antananarivo.* 70 p.
- Randrianasolo J.**, 2009. Caractérisation technico-économique de l’exploitation agricole familiale associant élevage laitier et cultures semi-direct sous couverture végétale permanente dans la région d’Antsirabe, Madagascar. *Programme INTERREG IIIB Réunion-Océan Indien.* 42 p.
- Rasoamihamina F.**, 2022. Evolution des pertes en azote et constituants chimiques des fumiers de bovin entre la fin du stockage à la ferme et avant l’enfouissement dans le sol. *Université d’Antananarivo.*
- Rasolofo L.**, 2017. Impact des innovations agro-écologies sur les flux de carbone et d’azote des cultures pluviales. Cas des Hautes Terres de Madagascar. *Thèse de Doctorat. Université d’Antananarivo, Antananarivo,* 161 p.
- Ray D.K., Mueller N.D., West P.C., Foley J.A.**, 2013. Yield trends are insufficient to double global crop production by 2050. *PloS one*, 8(6), e66428.
- Razafimbelo T., Albrecht A., Becquer T., Bernard L., Chevallier T., Erktan A., Blanchart, E.** 2022. Priorities for soil research and sustainable management in Madagascar. *Geoderma Regional* 29, e00518.

- Razanamalala K., Fanomezana R.A., Razafimbelo T., Chevallier T., Trap J., Blanchart E., Bernard, L.** 2018. The priming effect generated by stoichiometric decomposition and nutrient mining in cultivated tropical soils: Actors and drivers. *Applied Soil Ecology* 126, 21-33.
- Rockström J., Falkenmark M., Karlberg L., Hoff H., Rost S., Gerten D.**, 2009. Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change: water availability for food production. *Water Resour. Res.* 45, 1-16.
- Rothman-Ostrow P., Gilbert W., Rushton J.**, 2020. Tropical livestock units: re-evaluating a methodology. *Frontiers in Veterinary Science* 7, 556788.
- Rotz C.A., Taube F., Russelle M.P., Oenema J., Sanderson M.A., Wachendorf M.**, 2005. Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Science* 45, 2139–2159.
- Rufino M.C., Rowe E.C., Delve R.J., Giller K.E.**, 2006. Nitrogen cycling efficiencies through resource-poor African crop – livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 261–282.
- Rufino M.C., Hengsdijk H., Verhagen A.**, 2009. Analysing integration and diversity in agroecosystems by using indicators of network analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 84, 229–247.
- Rufino M.C., Tiftonell P., Van Wijk M.T., Castellanos-Navarrete A., Delve R.J., De Ridder N., Giller K.E.**, 2007. Manure as a key resource within smallholder farming systems: analysing farm-scale nutrient cycling efficiencies with the NUANCES framework. *Livestock Science* 112, 273–287.
- Rutledge R.W., Basore B.L., Mulholland R.J.**, 1976. Ecological stability: an information theory viewpoint. *Journal of Theoretical Biology* 57, 355–371.
- Salgado P.**, 2018. Interactions élevage-agriculture : de la digestion entérique au métabolisme de l'exploitation. Habilitation à Diriger des Recherches. Université de la Réunion. 165 p.
- Salgado P., Tillard E., Rarivoarimanana B., Decruyenaere V., Lecomte P.**, 2014. Management practices to conserve the fertilizer N value of dairy manure in Vakinankaratra region, Madagascar. *International Conference Agroecology for Africa, Antananarivo, Madagascar.*
- Sanchez P., Shepherd K., Soule M., Place F., Buresh R., Izac A., Woomer P.**, 1997. Soil fertility replenishment in Africa: an investment in natural resource capital. *Replenishing soil fertility in Africa* 51, 1-46.
- Sarker T.C, Incerti G., Spaccini R., Piccolo A., Mazzoleni S., Bonanomi G.**, 2018. Linking organic matter chemistry with soil aggregate stability: insight from ¹³C NMR spectroscopy. *Soil Biol Biochem* 117, 175–184.
- Schaubroeck T., Staelens J., Verheyen K., Muys B. Dewulf J.**, 2012. Improved ecological network analysis for environmental sustainability assessment; a case study on a forest ecosystem. *Ecological Modelling* 247, 144–156.
- Schraufnagel D.E., Balmes J.R., De Matteis S., Hoffman, B., Kim W.J., Perez-Padilla R., Wuebbles D.J.**, 2019. Health benefits of air pollution reduction. *Annals of the American Thoracic Society* 16, 1478–1487.

- Schreinemachers P., Berger T., Aune J.B.**, 2007. Simulating soil fertility and poverty dynamics in Uganda: A bio-economic multi-agent systems approach. *Ecol. Econ.* 64, 387–401.
- Simon J.C., Grignani C., Jacquet A., Le Corre L., Pagès J.**, 2000. Typologie des bilans d'azote de divers types d'exploitation agricole : Recherche d'indicateurs de fonctionnement. *Agronomie* 20, 175–195.
- Small G.E., Sterner R.W., Finlay J.C.**, 2014. An ecological network analysis of nitrogen cycling in the Laurentian Great Lakes. *Ecological Modelling* 293, 150-160.
- Snijders P.J.M., Davies O., Wouters A.P., Gachimbi L., Zake J., Ergano K., Van Keulen H.**, 2009. Cattle manure management in East Africa: Review of manure quality and nutrient losses and scenarios for cattle and manure management. Wageningen (Netherlands): Wageningen UR Livestock Research, Report 258, 25 p.
- Snijders P., Onduru D., Wouters B., Gachimbi L., Zake J., Ebanyat P., Ergano K., Abduke M., Keulen V.H.**, 2009. Cattle manure management in East Africa: Review of manure quality and nutrient losses and scenarios for cattle and manure management. Wageningen UR Livestock Research Partner in livestock innovations. 39 p.
- Sourisseau J.M., Rasolofo P., Bélières J.F., Guengant J.P., Ramanitriniony H.K., Bourgeois R., Razafimiarantsoa T.T., Andrianantoandro V.T., Ramarijaono M., Burnod P.**, 2016. Diagnostic Territorial de la Région du Vakinankaratra à Madagascar. Agence Française de Développement : Paris, France.
- Stark F.**, 2016. Evaluation agroécologique des pratiques d'intégration agriculture-élevage : Application de l'analyse de réseau écologique à des exploitations agricoles en milieu tropical humide. Doctoral dissertation, AgroParisTech. p.247.
- Stark F., Archimède H., García E.G., Pocard-Chapuis R., Fanchone A., Moulin C.H.**, 2019. Évaluation des performances agroécologiques des systèmes de polyculture-élevage en milieu tropical humide : application de l'analyse de réseaux écologiques. *Innovations agronomiques* 72, 1-14.
- Stark F., Fanchone A., Semjen I., Moulin C.H., Archimède H.**, 2016. Crop-livestock integration, from single-practice to global functioning in the tropics: Case studies in Guadeloupe. *Eur. J. Agron.* 80, 9–20.
- Stark F., González-García E., Navegantes L., Miranda T., Pocard-Chapuis R., Archimède H., Moulin, C.H.**, 2018. Crop-livestock integration determines the agroecological performance of mixed farming systems in Latino-Caribbean farms. *Agronomy for Sustainable Development* 38, 1–11.
- Stoorvogel J.J., Smaling E.M.A.**, 1990. Assessment of soil nutrient depletion in Sub-Saharan Africa. Main report. SC-DLO,1, 1983–2000.
- Stoorvogel J.J., Smaling E.M., Janssen B.H.**, 1993. Calculating soil nutrient balances in Africa at different scales. *Fertil. Res.* 35, 227–235.
- Subtil C.**, 2021. Madagascar : le retour de la stabilité politique permettra-t-il le décollage de l'économie malgache ? Paris (France) : AFD, MacroDev, 45 p.

- Sutton M.A., Bleeker A., Howard C.M., Erisman J.W., Abrol Y.P., Bekunda M., Zhang, F.S.,** 2013. Our nutrient world. The challenge to produce more food & energy with less pollution. Centre for Ecology & Hydrology.
- Swift M.J., Heal O.W., Anderson J.M., Anderson J.M.,** 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems (Vol. 5). Univ of California Press.
- Tabutin D., Schoumaker B.,** 2020. La démographie de l’Afrique subsaharienne au XXIe siècle. *Population* 75, 169–295.
- Teenstra E., Vellinga T., Aektasaeng N., Amatayakul W., Ndambi A., Pelster D., Germer L., Jenet A., Opio C., Andeweg K.** 2014. Global assessment of manure management policies and practices. Wageningen UR Livestock Research. Wageningen (Netherlands): Wageningen UR Livestock Research, Report 844, 33 p.
- Thornley J., Fowler D., Cannell M.,** 1991. Terrestrial carbon storage resulting from CO₂ and nitrogen fertilization in temperate grasslands. *Plant, Cell & Environment* 14, 1007-1011.
- Thornton P.K.,** 2010. Livestock production: recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365, 2853–2867.
- Tian G., Kang B.T., Kolawole G.O., Idinoba P., Salako F.K.,** 2005. Long-term effects of fallow systems and lengths on crop production and soil fertility maintenance in West Africa. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71, 139–150.
- Tilman D., Balzer C., Hill J., Befort B.L.,** 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 20260–20264.
- Tittonell P., Giller K.E.,** 2013. When yield gaps are poverty traps: the paradigm of ecological intensification in African smallholder agriculture. *Field Crop Research* 143, 79 – 90.
- Tittonell P., Rufino M.C., Janssen B.H., Giller K.E.,** 2010. Carbon and nutrient losses during manure storage under traditional and improved practices in smallholder crop-livestock systems – evidence from Kenya. *Plant and Soil* 328, 253–269.
- Tittonell P., Vanlauwe B., Leffelaar P.A., Shepherd K.D., Giller K.E.,** 2005. Exploring diversity in soil fertility management of smallholder farms in western Kenya: II. Within-farm variability in resource allocation, nutrient flows and soil fertility status. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110, 166–184.
- Tittonell P., Van Wijk M.T., Herrero M., Rufino, M.C., De Ridder N., Giller K.E.** 2009. Beyond resource constraints – Exploring the biophysical feasibility of options for the intensification of smallholder crop-livestock systems in Vihiga district, Kenya. *Agricultural Systems* 101, 1–19.
- Tittonell P., Zingore S., van Wijk M.T., Corbeels M., Giller K.E.,** 2007. Nutrient use efficiencies and crop responses to N, P and manure applications in Zimbabwean soils: Exploring management strategies across soil fertility gradients. *Field Crops Research* 100, 348-368.
- Totsche K., Amelung W., Gerzabek M.H., Guggenberger G., Klumpp E., Knief C., Lehndorff E., Mikutta R., Peth S., Prechtel A., Ray N, Kögel-Knabner I.,** 2018. Microaggregates in soils. *J Plant Nutr Soil Sci* 181, 104– 136.

- Ulanowicz R.E.**, 2004. Quantitative methods for ecological network analysis. *Computational Biology and Chemistry* 28, 321–339.
- Ulanowicz R.E.**, 2011. Towards quantifying a wider reality: Shannon exonerata. *Information* 2, 624–634.
- Uwizeye A., de Boer I.J., Opio C.I., Schulte R.P., Falcucci A., Tempio G., Gerber P.J.**, 2020. Nitrogen emissions along global livestock supply chains. *Nature Food* 1, 437–446.
- Vall E., Dongmo N., Ndao T., Ilboudo I.**, 2004. Evolution des pratiques de traction animale et conséquences sur la durabilité des systèmes de culture. *Revue d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des pays Tropicaux* 57, 145–155.
- Van den Bosch H., de Jager, A., Vlaming, J.**, 1998. Monitoring nutrient flows and economic performance in African farming systems (NUTMON): II. Tool development. *Agric. Ecosyst. Environ.* 71, 49–62.
- Vanlauwe B., Bationo A., Chianu J., Giller K.E., Merckx R., Mkwunye U., Ohiokpehai O., Pypers P., Tabo R., Shepherd K.D.**, 2010. Integrated soil fertility management: Operational definition and consequences for implementation and dissemination. *Outlook Agric.* 39, 17–24.
- Vanlauwe B., Giller, K.E.**, 2006. Popular myths around soil fertility management in sub-Saharan Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116, 34–46.
- Vanlauwe B., Wendt J., Giller K.E., Corbeels M., Gerard B., Nolte C.**, 2014. A fourth principle is required to define conservation agriculture in sub-Saharan Africa: The appropriate use of fertilizer to enhance crop productivity. *Field Crop. Res.* 155, 10–13.
- Vayssières J., Rufino M.C.**, 2012. Managing nutrient cycles in crop and livestock systems with green technologies. In *Green Technologies in Food Production and Processing*; Boye, J., Arcand, Y., Eds.; Food Engineering Series; Springer: Boston, MA, USA. pp. 151–182.
- Vololoharimanana I.**, 2016. Gestion des matières organiques animales et évolution de leurs qualités fertilisantes (teneurs en azote et phosphore), au cours de leur stockage, Mémoire de Master, Université d'Antananarivo, École Supérieure des Sciences Agronomiques, p.20.
- Walker B., Holling C.S., Carpenter S.R., Kinzig A.**, 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society* 9, 5.
- Wallenstein M.D., Haddix M.L., Ayres E., Steltzer H., Magrini-Bair K.A., Paul E.A.**, 2013. Litter chemistry changes more rapidly when decomposed at home but converges during decomposition-transformation. *Soil Biol Biochem* 57, 311–319.
- Webb N.P., Marshall N.A., Stringer L.C., Reed M.S., Chappell A., Herrick J.E.**, 2017. Land degradation and climate change: building climate resilience in agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15, 450–459.
- Weng L., Van Riemsdijk W., Koopal L., Hiemstra T.**, 2006. Adsorption of humic substances on goethite: comparison between humic acids and fulvic acids. *Environ Sci Technol* 40, 7494–7500.
- Whipple S.J., Patten B.C., Borrett S.R.**, 2014. Indirect effects and distributed control in ecosystems: comparative network environ analysis of a seven-compartment model of nitrogen storage in the Neuse River Estuary, USA: time series analysis. *Ecol. Modell.* 293, 161–186.

- World Bank**, 2018. Data World Bank. (2021/11/15). <http://data.worldbank.org/indicator>
- Xie Y., Ma Y., Cai L., Jiang S., Li C.**, 2022. Reconsidering meat intake and human health: A review of current research. *Molecular Nutrition & Food Research* 66, 2101066.
- Xu X., Thornton P.E., Post W.M.**, 2013. A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. *Glob Ecol Biogeogr* 22, 737–749.
- Zingore S., Murwira H.K., Delve R.J., Giller K.E.**, 2007. Influence of nutrient management strategies on variability of soil fertility, crop yields and nutrient balances on smallholder farms in Zimbabwe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 112–126.
- Zingore S., Mutegi J., Agesa B., Tamene L., Kihara J.**, 2015. Soil degradation in sub-Saharan Africa and crop production options for soil rehabilitation. *Better Crops* 99, 24–26.

Annexes

Annexe 1 : Liste des publications de l'auteur

- Ramarovahoaka N.P.**, Vigne M., Fanjaniaina M. L., Randrianarisoa A.V., Nivonirina N.A., Andriamananjara A. , Salgado P., Stark F., Rafolisy T., Becquer T, 2022. Elaboration d'une typologie des exploitations des Hautes Terres de Madagascar en relation avec les modes de gestions des effluents d'élevage. Cahier agriculture (en preparation).
- Ramarovahoaka N.P.**, Andriamananjara A., Salgado P., Becquer T., Vigne M., Fanjaniaina M. L., Stark F., Razafimahatratra H., Rafolisy T., 2022. Caractérisation des exploitations et quantification des flux de nutriments de l'exploitations mixtes d'agriculture-élevage de la région Vakinankaratra. Colloque international, Posture universitaire face à l'exploitation des ressources stratégiques, Novembre 2021, Tuléar, Madagascar.
- Fanjaniaina M., Stark F., **Ramarovahoaka N.P.**, Rakotoharinaivo J.F., Rafolisy T., Salgado P., Becquer T., 2021. Nutrient fluxes and balances in crop-livestock mixed farming systems in Madagascar. Sustainability.
- Ramarovahoaka N.P.**, Andriamananjara A. , Salgado P. , Becquer T., Vigne M. , Fanjaniaina M., Stark F. , Razafimahatratra H., Rafolisy T., 2021. Etude sur les stratégies de gestion des Produits Résiduaire Organiques (PRO) dans la région de Vakinankaratra. Conference internationale « Vers une connexion entre la recherche innovante, la société et les enjeux du développement durable ». Laboratoire des Radioisotopes-Université d'Antananarivo, Antananarivo,

Annexe 2 : Article du chapitre 2 soumis à Cahiers Agricultures

Elaboration d'une typologie des exploitations des Hautes Terres de Madagascar en relation avec les modes de gestion des effluents d'élevage

Résumé —La dégradation de la fertilité des sols est un problème majeur en Afrique Sub-Saharienne. La forte croissance démographique, la demande locale de nourriture et la réduction des terres arables disponibles risque d'accroître ce phénomène. Alors que les engrais minéraux sont peu utilisés, notamment à Madagascar, la gestion de la fertilité des sols est largement dépendante des matières organiques produits à la ferme. Comprendre les facteurs favorables à l'amélioration des pratiques de gestion des effluents d'élevage pour augmenter l'efficacité du recyclage des nutriments à l'échelle de la ferme est nécessaire. Cette étude propose d'analyser les relations entre la structure d'exploitations agricoles intégrant agriculture et élevage dans la région Vakinankaratra (Hautes Terres de Madagascar) et leurs pratiques de gestion des effluents. Des entretiens semi-directifs ont été réalisées auprès de 300 exploitations. Une typologie des exploitations étudiées a été réalisée à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP) suivie d'une classification hiérarchique ascendante (CHA). Celle-ci fait apparaître sept types d'exploitation, permettant de distinguer des exploitations laitières des autres exploitations d'agroélevage (zébus, porcs). Un test de χ^2 a indiqué un effet significatif (p -value = 0,001) de la typologie des exploitations sur le mode de gestion des effluents. En particulier, la présence d'élevage laitier et porcin au sein des exploitations semble favoriser des modes de gestion améliorés. Comprendre pourquoi l'élevage de bovin et porcin facilite l'adoption de pratiques améliorés semblent être des prérequis pour améliorer le recyclage des nutriments vers les parcelles agricoles, et donc améliorer la durabilité des exploitations agricoles des Hautes Terres du Vakinankaratra.

Mots clés : Intégration agriculture-élevage, gestion des effluents, Madagascar

Abstract – Development of a typology of farms in the Highlands of Madagascar in relation to the management methods of livestock effluents.

Soil fertility degradation is a major stake in Sub-Saharan Africa. Strong population growth, local demand for food, and land scarcity are likely to increase this phenomenon. While mineral fertilizers are little used, particularly in Madagascar, soil fertility management is therefore largely dependent on organic fertilizers produced on the farm. Understanding the enabling factors for the adoption of improved manure management practices to improve nutrient recycling efficiency at farm scale is needed. This study proposes to assess the relationships between farms structure integrating crop and livestock in the Vakinankaratra region (Highlands of Madagascar) and their manure management. Semi-structured interviews was carried out on 300 farms. Then, a farm typology has been built through a principal component analysis (PCA) followed by an ascending hierarchical classification (AHC). It results in seven types of farms, with dairy farms separated from other agri-livestock farms (zebus, pigs). A χ^2 test indicated a significant effect (p -value = 0.001) of farm typology on effluent management mode. Presence of dairy and pig farming within farms seems to especially favour improved manure management. Understanding why cattle and pig farming facilitates the adoption of improved practice seem to be prerequisites for improving the recycling of nutrients to crops, and therefore improving the sustainability of farms in the Vakinankaratra Highlands.

Keywords: Crop-livestock integration, manure management, Madagascar

Annexe 3 : Article sur le chapitre 3 soumis dans le journal Sustainability




Article

Nutrient Flows and Balances in Mixed Farming Systems in Madagascar

Marie Lucia Fanjaniaina ¹ , Fabien Stark ² , Noelly Phostin Ramarovoaka ³, Jeanny Fiononana Rakotoharinaivo ³, Tovonarivo Rafolisy ³ , Paulo Salgado ^{2,4}  and Thierry Becquer ^{5,*} 

 **check for updates**

Citation: Fanjaniaina, M.L.; Stark, F.; Ramarovoaka, N.P.; Rakotoharinaivo, J.F.; Rafolisy, T.; Salgado, P.; Becquer, T. Nutrient Flows and Balances in Mixed Farming Systems in Madagascar. *Sustainability* **2022**, *14*, 984. <https://doi.org/10.3390/su14020984>

Academic Editor: Giuseppe Todde

Received: 21 December 2021
Accepted: 12 January 2022
Published: 16 January 2022

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

¹ Fifamanor, BP 198, Antsirabe 110, Madagascar; fanjalucia@yahoo.fr

² SELMET, Institut Agro Montpellier, University Montpellier, INRAE, CIRAD, 34060 Montpellier, France; fabien.stark@inrae.fr (F.S.); paulo.salgado@cirad.fr (P.S.)

³ Laboratoire des Radio Isotopes, Department of Agronomy, University of Antananarivo, BP 3383, Route d'Andraisoro, Antananarivo 101, Madagascar; nramarovoaka@yahoo.fr (N.P.R.); fiononana.rakotoh@gmail.com (J.F.R.); tovonarivo.rafolisy@ird.fr (T.R.)

⁴ CIRAD, UMR SELMET, INRAE-SupAgro, BP 319, Antsirabe 110, Madagascar

⁵ Eco&Sols, Institut Agro Montpellier, University Montpellier, CIRAD, INRAE, IRD, 34060 Montpellier, France

* Correspondence: thierry.becquer@ird.fr

Abstract: Mixed farming systems are still prevalent in sub-Saharan Africa. In these systems, the recycling of nutrients through crop-livestock integration (CLI) practices is crucial for the sustainability of soil fertility and crop production. The objective of this study was to analyze nutrient (N, P, K) flows and balances of mixed farming systems to assess CLI contribution to the performance of those systems. We hypothesized that more intensive farms had a better nutrient balance at the farm level, and that improved biomass management methods improved their nutrient balance. Nine farms in the Madagascar highlands were selected, some corresponding to poor traditional farms with only draft cattle; some small or medium-sized, more intensive farms with a dairy herd; and some of the latter with some improvement to management methods of livestock effluents (manure composting, liquid manure collection). The nutrient balance of the farming systems was determined, and performance indicators were calculated at both farming, livestock, and CLI levels. Results showed that nutrient recycling through CLI is significant in the functioning of the systems studied, contributing primarily to circulating nutrient flows (up to 76%) and leading to greater efficiency and productivity. Nutrient flows resulting from these practices mainly concerned animal feeding (higher than 60% of nutrient flows), even if manure management was central for crop fertilization and that manure remained a desired animal product of these types of farms (up to 100% of animal products). Large negative balances of N and K (up to 80% of inputs) were observed in traditional livestock systems with draft cattle. They were smaller (39–68%) in more intensive dairy farms. Composting of manure did not decrease negative balances, whereas their magnitude was significantly reduced by the collection of liquid manure (19% for N; 42% for K). Better management of biomass at the farm level, in particular the collection of liquid manure, seemed to substantially reduce nutrient losses in MFS.

Keywords: biomass management; livestock effluents; low input farming systems; network analysis; efficiency; sustainability assessment; crop-livestock integration

1. Introduction

In sub-Saharan Africa, crop-livestock mixed farming systems contribute to the livelihood of two-thirds of the population, producing almost half of the cereal and most of the meat and milk [1]. Animal husbandry is increasing due to the increasing demand for food products of animal origin in developing countries [2]. Agriculture and livestock are highly dependent on each other. The crop component of the system provides food for households or for sale, and feeds for the animals. In addition to the production of meat and milk for households or for sale, livestock provides draft power for crop management or transport,

Sustainability **2022**, *14*, 984. <https://doi.org/10.3390/su14020984>

<https://www.mdpi.com/journal/sustainability>

Annexes 4: Communication internationales



Agritrop Archive ouverte des publications du Cirad

Rechercher
Aide
Liens utiles

Recherche avancée Auteurs CIRAD Parcourir Déposer

Se connecter

Etude sur les stratégies de gestion des Produits Résiduaire Organiques (PRO) dans la région de Vakinankaratra

Ramarovahoaka Noelly, Andriamananjara Andry, Salgado Paulo, Becquer Thierry, Vigne Mathieu, Fanjaniaina Marie Lucia, Stark Fabien Shandor, Razafimahatratra Hery Manantsoa, Rafolisy Tovonarivo. 2021. Etude sur les stratégies de gestion des Produits Résiduaire Organiques (PRO) dans la région de Vakinankaratra. . LRI. Antananarivo : Laboratoire des RadioIsotopes, 4 p. Conférence Internationale : "Vers une connexion entre la recherche (innovante), la société et les enjeux du développement durable", Antananarivo, Madagascar, 14 Janvier 2021/15 Janvier 2021.

Communication sans actes



Version publiée - Anglais
Accès réservé aux agents Cirad
Utilisation soumise à autorisation de l'auteur ou du Cirad.
Etude sur les stratégies de gestion des PRO.pdf
[Télécharger \(644kB\)](#) | [Demander une copie](#)

Auteurs et affiliations

- Ramarovahoaka Noelly, Université d'Antananarivo (MDG)
- Andriamananjara Andry, Université d'Antananarivo (MDG)
- Salgado Paulo, CIRAD-ES-UMR SELMET (SEN)
- Becquer Thierry, IRD (MDG)
- Vigne Mathieu, CIRAD-ES-UMR SELMET (MDG)
- Fanjaniaina Marie Lucia, FIFAMANOR (MDG)
- Stark Fabien Shandor, INRAE (FRA)
- Razafimahatratra Hery Manantsoa, Université d'Antananarivo (MDG)
- Rafolisy Tovonarivo, Université d'Antananarivo (MDG)

Source : Cirad-Agritrop (<https://agritrop.cirad.fr/601081/>)

Annexe 5 : Production laitière des vaches selon leur race

	Pure PRN	3/4 PRN	1/2 PRN	Zafindraony	Holstein
Production en début de lactation (l/j)	25	18	10	4	16
Production au pic de lactation (l/j)	30	25	14	7	20
Production dernier mois de lactation (l/j)	8	8	5	1	5
Production totale par lactation (300 j)	5 500	4 500	2 500	1 200	4 000

Source : RARIVOARIMANANA H. Bakoly, 2010

Annexe 6 : Questionnaire de base utilisé lors des entretiens avec les exploitants

1. Description générale de l'exploitation

Cellule familiale	Composition	Nombre de personnes
		Âge de l'exploitant
	Main d'œuvre extérieure	Activités
		Part du temps
		Personnes concernées
Environnement socio-économique (Conditions de production, niveau de ressources)	Environnement socio-économique	Encadrement
		Commercialisation (Production, destination des productions)
	Accès aux facteurs de production	Main d'œuvre (Quantité, fréquence)
		Bâtiments (Types, qualité, finalité)

2. Caractéristiques du système de production

Productions animales	Espèces	
	Type d'atelier	
	Mode de conduite et de chargement	
	Conduite de reproduction	
	Pression parasitaire	
	Alimentation	
	Matériels	
	Bâtiments	
	Evolution des effectifs	
	Gestion des effluents d'élevage	
	Destination des produits	
	Structure du troupeau	
	Productivité des mères	
	Renouvellement des mères	
	Renouvellement des troupeaux	
	Devenir des animaux	
Produits et sous-produits		
Disponibilité alimentaire		
Période critique d'alimentation		
Productions végétales	Espèces présentes	
	Quantité de semences utilisées	
	Associations/assolements/rotations	
	Produits	Types, quantité, destination, période
	Sous-produits	Types, quantité, destination, période
	Quantité de fertilisants utilisés	

Annexe 7 : Questionnaire d'enquête lors de l'élaboration de la typologie pour les exploitants agricoles dans la région de Vakinankatra

Numéro de ménage enquêté : /___/Date de

l'enquête : /_ / _____/2019

Partie I : Localisation

District:.....

Commune :

Fokontany:..... Village.....

Géo références producteur MO :

Partie II : Renseignements généraux

A.1. Nom de l'exploitant (chef) :

A.2. Sexe : 1. Masculin 2. Féminin

A.3. Age :

A.4. situation : 1. Marié 3. Veuf 2. Célibataire 4. Divorcé

A.5. Nombre de personne à charge :

A.7. Nombre d'actifs familiaux permanents sur l'exploitation :

A.8. Autres activités sources de revenu :

I — Elevage

1.1. caractéristiques			
Types	Nombre	Habitation	Alimentation
Zébu <input type="checkbox"/>		A. enclos <input type="checkbox"/> B. abri <input type="checkbox"/>	A. Paille : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/> B. Grain : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/> C. Provende <input type="checkbox"/> E. Fourrage : cultivée <input type="checkbox"/> — sauvage <input type="checkbox"/> F. autres <input type="checkbox"/> :
Vache laitière <input type="checkbox"/>		A. enclos <input type="checkbox"/>	A. Paille : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/>

		B. abri <input type="checkbox"/>	B. Grain : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/> C. Provende <input type="checkbox"/> E. Fourrage : cultivée <input type="checkbox"/> — sauvage <input type="checkbox"/> F. autres <input type="checkbox"/> :
Porc <input type="checkbox"/>		A. enclos <input type="checkbox"/> B. abri <input type="checkbox"/>	A. Paille : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/> B. Grain : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/> C. Provende <input type="checkbox"/> E. Fourrage : cultivée <input type="checkbox"/> — sauvage <input type="checkbox"/> F. autres <input type="checkbox"/> :
volaille <input type="checkbox"/>		A. parc <input type="checkbox"/> B. abri <input type="checkbox"/>	A. Paille : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/> B. Grain : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/> C. Provende <input type="checkbox"/> Fourrage : cultivée <input type="checkbox"/> — sauvage <input type="checkbox"/> D. autres <input type="checkbox"/> :
Autres <input type="checkbox"/> ;.....		A. enclos <input type="checkbox"/> B. abri <input type="checkbox"/>	A. Paille : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/> B. Grain : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/> C. Provende <input type="checkbox"/> E. Fourrage : cultivée <input type="checkbox"/> — sauvage <input type="checkbox"/> F. autres <input type="checkbox"/> :
Autres <input type="checkbox"/> ;.....		A. enclos <input type="checkbox"/> B. abri <input type="checkbox"/>	A. Paille : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/> B. Grain : riz <input type="checkbox"/> – maïs <input type="checkbox"/> - céréale <input type="checkbox"/> C. Provende <input type="checkbox"/> E. Fourrage : cultivée <input type="checkbox"/> — sauvage <input type="checkbox"/> F. Autres <input type="checkbox"/> :

1.2. gestion des PRO animaux					Affectation		
Types	Composition	stockage	Etat	fréquence nettoyage	Vente, Qté	Autoconsommation, (Surface et Qté)	Lieu et Distance, km
Zébu <input type="checkbox"/>	A —Bouse <input type="checkbox"/> B —Urine <input type="checkbox"/> C – litière <input type="checkbox"/>	A —Améliorer : A.1. fosse à purin <input type="checkbox"/> A.2. tas sous abri <input type="checkbox"/> A.3. fosse à fumier <input type="checkbox"/> B. Traditionnel <input type="checkbox"/>	A. Pailleux <input type="checkbox"/> B. Non pailleux <input type="checkbox"/> C. poudre <input type="checkbox"/> D. liquide <input type="checkbox"/>	A. Par jour <input type="checkbox"/> B. Par... semaine <input type="checkbox"/> C. Période de culture <input type="checkbox"/> D. Autres <input type="checkbox"/>	A. Charrette /// B. Soubique /// C. Sac///	A. riz :..... et..... B. maïs :..... et..... C. haricot :..... et... D. pomme de terre : et..... E. fourrage..... et... F. Autres..... et	
Vache laitière <input type="checkbox"/>	A —Bouse <input type="checkbox"/> B —Urine <input type="checkbox"/> C – litière <input type="checkbox"/>	A —Améliorer : A.1. fosse à purin <input type="checkbox"/> A.2. tas sous abri <input type="checkbox"/> A.3. fosse à fumier <input type="checkbox"/> B. Traditionnel <input type="checkbox"/>	A. Pailleux <input type="checkbox"/> B. Non pailleux <input type="checkbox"/> C. poudre <input type="checkbox"/> D. liquide <input type="checkbox"/>	A. Par jour <input type="checkbox"/> B. Par... semaine <input type="checkbox"/> C. Période de culture <input type="checkbox"/> D. Autres <input type="checkbox"/>	A. Charrette /// B. Soubique /// C. Sac///	A. riz :..... et..... B. maïs :..... et..... C. haricot :..... et... D. pomme de terre : et..... E. fourrage..... et... F. Autres..... et	
Porc <input type="checkbox"/>	B —fèces <input type="checkbox"/> C – urine <input type="checkbox"/> C – litière <input type="checkbox"/>	A —Améliorer : A.1. fosse à purin <input type="checkbox"/> A.2. tas sous abri <input type="checkbox"/>	A. Pailleux <input type="checkbox"/> B. Non pailleux <input type="checkbox"/> C. poudre <input type="checkbox"/>	Par jour <input type="checkbox"/> Par... semaine <input type="checkbox"/> Période de culture <input type="checkbox"/>	A. Charrette /// B. Soubique ///	A. riz :..... et..... B. maïs :..... et..... C. haricot :... et...	

		A.3. fosse à fumier <input type="checkbox"/> B. Traditionnel <input type="checkbox"/>	D. liquide <input type="checkbox"/>	Autres <input type="checkbox"/>	C. Sac/ //	D. pomme de terre :..... et... E. fourrage... et... F. Autres... et.....	
volaille <input type="checkbox"/>	A —Bouse <input type="checkbox"/> B —Urine <input type="checkbox"/> C – Litière <input type="checkbox"/>	A —Améliorer : A.1. fosse à purin <input type="checkbox"/> A.2. tas sous abri <input type="checkbox"/> A.3. fosse à fumier <input type="checkbox"/> B. Traditionnel <input type="checkbox"/>	A. Pailleux <input type="checkbox"/> B. Non pailleux <input type="checkbox"/> C. poudre <input type="checkbox"/> D. liquide <input type="checkbox"/>	Par jour <input type="checkbox"/> Par... semaine <input type="checkbox"/> Période de culture <input type="checkbox"/> Autres <input type="checkbox"/>	A. Charrette /// B. Soubique /// C. Sac/ //	A. riz :... et... B. maïs :... et... C. haricot :... et... D. pomme de terre :... et... E. fourrage... et... F. Autres... et.....	
Autres <input type="checkbox"/>	A —Bouse <input type="checkbox"/> B —Urine <input type="checkbox"/> C – litière <input type="checkbox"/>	A —Améliorer : A.1. fosse à purin <input type="checkbox"/> A.2. tas sous abri <input type="checkbox"/> A.3. fosse à fumier <input type="checkbox"/> B. Traditionnel <input type="checkbox"/>	A. Pailleux <input type="checkbox"/> B. Non pailleux <input type="checkbox"/> C. poudre <input type="checkbox"/> D. liquide <input type="checkbox"/>	Par jour <input type="checkbox"/> Par... semaine <input type="checkbox"/> Période de culture <input type="checkbox"/> Autres <input type="checkbox"/>	A. Charrette /// B. Soubique /// C. Sac/ //	A. riz :... et... B. maïs :... et..... C. haricot :... et... D. pomme de terre :... et... E. fourrage... et... F. Autres... et....	

Remarque : Charrette : 300 kg Soubique : 25 kg Sac : 50 kg

CS : contre saison PL : Pluviale Qté : Quantité

II. Exploitation Agricole

Type (Saison)	Production			Destination						
	Paysage	Surface (are)	Rendement (kg/ha)	consommation	Gestion des résidus de récolte			lieu	Distance	Transport
						Part (%)	Exportation pour l'élevage			
A R i z	A-Taney <input type="checkbox"/>		A. graine :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation	.../...	Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			A.Charrette <input type="checkbox"/>
A.1. PL <input type="checkbox"/>	B-jardin <input type="checkbox"/>		B. paille :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation	... /...	/compost <input type="checkbox"/>			B.
A 2. C S <input type="checkbox"/>	C-Bas — fond <input type="checkbox"/>		C. fourrage biomasse :	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation	.../....	Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			Bruette <input type="checkbox"/>
						Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			C.Auto <input type="checkbox"/>
							/compost <input type="checkbox"/>			D.Autre <input type="checkbox"/>
									
B. M a ï s	A-Taney <input type="checkbox"/>		A. graine :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation		Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			A.Charrette <input type="checkbox"/>
B.1. PL <input type="checkbox"/>	B-jardin <input type="checkbox"/>		B. paille :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation/	/compost <input type="checkbox"/>			B.
B 2. C S <input type="checkbox"/>	C-Bas — fond <input type="checkbox"/>		C. fourrage biomasse :	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation	Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			Bruette <input type="checkbox"/>
					/	/compost <input type="checkbox"/>			C.Auto <input type="checkbox"/>
						Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			
					/				
									

					/	/compost <input type="checkbox"/>			D.Autre <input type="checkbox"/>
C-fourrage	A-Taney <input type="checkbox"/>		A. graine :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation		Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			A.Charrette <input type="checkbox"/>
C. 1. P L	B-jardin <input type="checkbox"/>		B. paille :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation/	/compost <input type="checkbox"/> Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			B. Bruette <input type="checkbox"/>
c . 2. C S	C-Bas — fond <input type="checkbox"/>		C.fourrage biomasse :	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation//	/compost <input type="checkbox"/> Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/> /compost <input type="checkbox"/>			C.Auto <input type="checkbox"/> D.Autre <input type="checkbox"/>
D.....	A-Taney <input type="checkbox"/>		A. graine :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation		Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			A.Charrette <input type="checkbox"/>
D . 1. P L	B-jardin <input type="checkbox"/>		B. paille :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation/	/compost <input type="checkbox"/> Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			B. Bruette <input type="checkbox"/>
d . 2. C S	C-Bas — fond <input type="checkbox"/>		C.fourrage biomasse :	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation//	/compost <input type="checkbox"/> Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/> /compost <input type="checkbox"/>			C. Auto <input type="checkbox"/> D. Autre <input type="checkbox"/> ...

E.....	A-Tanety <input type="checkbox"/>		A. graine :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation		Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			A.Charrette
E. 1. P L	B-jardin <input type="checkbox"/>		B.paille :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation/	/compost <input type="checkbox"/>			<input type="checkbox"/>
E. 2. C S	C-Bas — fond <input type="checkbox"/>		C.fourrage biomasse :	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation	Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			B.
		/	/compost <input type="checkbox"/>			Bruette <input type="checkbox"/>
						Litière			C. Auto <input type="checkbox"/>
					/	<input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/> /comp			D.
						ost <input type="checkbox"/>			Autre <input type="checkbox"/> ...
F.....	A-Tanety <input type="checkbox"/>		A. graine :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation		Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			A.Charrette
F. 1. P L	B-jardin <input type="checkbox"/>		B.paille :.....	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation/	/compost <input type="checkbox"/>			<input type="checkbox"/>
F. 2. C S	C-Bas — fond <input type="checkbox"/>		C.fourrage biomasse :	Auto <input type="checkbox"/> / vente <input type="checkbox"/>	restitution/Exportation	Litière <input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/>			B.
		/	/compost <input type="checkbox"/>			Bruette <input type="checkbox"/>
						Litière			C. Auto <input type="checkbox"/>
					/	<input type="checkbox"/> /Aliment <input type="checkbox"/> /comp			D.
						ost <input type="checkbox"/>			Autre <input type="checkbox"/> ...

III — PRO transformés

Caractéristiques					
Types	Composition	Mode	Durée de transformation, jours	Affectation	Quantité produite, kg
Compost	A. Bouse, purin, fumier <input type="checkbox"/> B. résidu agricole <input type="checkbox"/> C. déchet vert <input type="checkbox"/> D. déchet ménager <input type="checkbox"/> E. déchet industriel <input type="checkbox"/> F. déchet d'abattoir <input type="checkbox"/>	A. Tas <input type="checkbox"/> B. fosse <input type="checkbox"/> C. Compotier <input type="checkbox"/>	A. 1 semaine <input type="checkbox"/> B. 2 semaine <input type="checkbox"/> C. 3 semaine <input type="checkbox"/> D. supérieur à 4 semaine <input type="checkbox"/>	A. Auto consommation <input type="checkbox"/> B. Vente <input type="checkbox"/>	A. Charrette... B. Soubique... C. Sac.....
Digestat (Issu de biogas)	A. Bouse <input type="checkbox"/> B. Purin, <input type="checkbox"/>	A. Tas <input type="checkbox"/> B. fosse <input type="checkbox"/> C. Compostière <input type="checkbox"/>	A. 1 semaine <input type="checkbox"/> B. 2 semaine <input type="checkbox"/> C. 3 semaine <input type="checkbox"/> D. supérieur à 4 semaine <input type="checkbox"/>	A. Auto consommation <input type="checkbox"/> B. Vente <input type="checkbox"/>	A. Charrette... B. Soubique... C. Sac.....
.....	A. Tas <input type="checkbox"/> B. fosse <input type="checkbox"/> C. Compostière <input type="checkbox"/>	A. 1 semaine <input type="checkbox"/> B. 2 semaine <input type="checkbox"/> C. 3 semaine <input type="checkbox"/> D. supérieur à 4 semaine <input type="checkbox"/>	A. Auto consommation <input type="checkbox"/> B. Vente <input type="checkbox"/>	A. Charrette... B. Soubique... C. Sac.....

.....	A. Tas <input type="checkbox"/> B. fosse <input type="checkbox"/> C. Compostière <input type="checkbox"/>	A. 1 semaine <input type="checkbox"/> B. 2 semaine <input type="checkbox"/> C. 3 semaine <input type="checkbox"/> D. supérieur à 4 semaine <input type="checkbox"/>	A. Auto consommation <input type="checkbox"/> B. Vente <input type="checkbox"/>	A. Charrette... B. Soubique... C. Sac.....
----------------	----------------	---	--	--	--

IV — Intrants

4.1. Pour l'élevage			
Types	Composition	Quantité, kg/mois	Affectation et nombre
Provende manufacturée	A. Zébu <input type="checkbox"/> B. VL <input type="checkbox"/> C. Porc <input type="checkbox"/> D. Volaille <input type="checkbox"/>
Provende artisanale	A. Zébu <input type="checkbox"/> B. VL <input type="checkbox"/> C. Porc <input type="checkbox"/> D. Volaille <input type="checkbox"/>
Dreche	A. Zébu <input type="checkbox"/> B. VL <input type="checkbox"/> C. Porc <input type="checkbox"/> D. Volaille <input type="checkbox"/>
Son	A. Zébu <input type="checkbox"/> B. VL <input type="checkbox"/> C. Porc <input type="checkbox"/> D. Volaille <input type="checkbox"/>
.....	A. Zebu <input type="checkbox"/> B. VL <input type="checkbox"/> C. Porc <input type="checkbox"/>

			D. Volaille <input type="checkbox"/>
4.2. Pour l'agriculture			
Types	Composition	Quantité, kg/mois	Affectation et nombre ou surface
Fertilisants minéraux	A-NPK <input type="checkbox"/> B-Urée <input type="checkbox"/> C-DAP <input type="checkbox"/> D-Dolomie <input type="checkbox"/>	A-riz <input type="checkbox"/> B-maïs <input type="checkbox"/> C-haricot <input type="checkbox"/> D-pomme de terre <input type="checkbox"/> D – fourrage <input type="checkbox"/>
Fertilisants organiques			
Fumier	A-Zebu <input type="checkbox"/> B-VL <input type="checkbox"/> C-Porc <input type="checkbox"/> D-Volaille <input type="checkbox"/>	A-riz <input type="checkbox"/> B-maïs <input type="checkbox"/> C-haricot <input type="checkbox"/> D-pomme de terre <input type="checkbox"/> E —fourrage <input type="checkbox"/>
Cendre	A-riz <input type="checkbox"/> B-maïs <input type="checkbox"/> C-haricot <input type="checkbox"/> D-pomme de terre <input type="checkbox"/> E —fourrage <input type="checkbox"/>
Industriels	A-riz <input type="checkbox"/> B-maïs <input type="checkbox"/> C-haricot <input type="checkbox"/> D-pomme de terre <input type="checkbox"/> E —fourrage <input type="checkbox"/>
.....	A-riz <input type="checkbox"/> B-maïs <input type="checkbox"/> C-haricot <input type="checkbox"/> D-pomme de terre <input type="checkbox"/> E —fourrage <input type="checkbox"/>

.....	A-riz <input type="checkbox"/> B-maïs <input type="checkbox"/> C-haricot <input type="checkbox"/> D-pomme de terre <input type="checkbox"/> E —fourrage <input type="checkbox"/>
----------------	----------------	----------------	--

Observation: