

Table des matières

Remerciements.....	5
Publications et communications réalisées au cours de la thèse	7
Table des matières.....	9
Table des illustrations	13
Liste des abréviations.....	15
Introduction générale	17
Chapitre 1: Problématique	19
1.1. L'agroécologie pour répondre aux nouveaux enjeux de l'agriculture	20
1.1.1. Les enjeux pour l'agriculture mondiale	20
1.1.2. L'exploitation agricole : entité de gestion pertinente pour contribuer aux enjeux agricoles	21
1.1.3. L'agroécologie, comme cadre d'analyse intégratif pour répondre aux enjeux agricoles....	23
1.1.4. L'agroécologie à l'échelle de l'exploitation agricole.....	24
1.2. Les systèmes mixtes agriculture-élevage	26
1.2.1. Un regain d'intérêt pour les systèmes mixtes agriculture-élevage.....	26
1.2.2. Diversité des systèmes mixtes agriculture-élevage.....	27
1.2.3. Importance et intérêt socio-économique des SMAE.....	27
1.3. L'intégration agriculture-élevage, à la base du fonctionnement des SMAE.....	29
1.3.1. Place de l'intégration agriculture-élevage au sein des systèmes mixtes agriculture-élevage	29
1.3.2. Intégration agriculture élevage et enjeux agricoles	30
1.3.3. L'intégration agriculture-élevage vue à l'échelle des pratiques agricoles.....	30
1.3.4. Un nouveau regard à porter sur l'intégration agriculture-élevage	32
1.4. Questions de recherche.....	34
1.4.1. La question générale de la thèse.....	34
1.4.2. Sous-Question 1 : Intégration agriculture-élevage et l'analyse de réseau écologique	34
1.4.3. Sous-Question 2 : Intégration agriculture élevage et performances agroécologiques	36
Chapitre 2: Dispositif de recherche.....	39
2.1. Analyse comparative de SMAE contrastés sur trois territoires	40
2.1.1. Analyse d'études de cas contrastés.....	40
2.1.2. Choix des terrains d'étude	40
2.2. Caractéristiques des formes d'agriculture étudiées	43

2.2.1. Les systèmes polyculture-élevage en Guadeloupe	43
2.2.2. L'agriculture familiale d'Amazonie brésilienne.....	44
2.2.3. Les exploitations agroécologiques à Cuba	46
2.3. Cadre méthodologique.....	48
2.3.1. Analyse de réseau de flux pour répondre à la question de recherche.....	49
2.3.2. Enquêtes compréhensives pour caractériser les flux et les systèmes.....	51
2.3.3. Sélection des études de cas dans chaque territoire.....	52
2.3.4. Analyse des données et structure du manuscrit.....	53
Chapitre 3: Adaptation de l'analyse de réseaux écologique pour l'étude des propriétés des agrosystèmes	55
3.1. Introduction	58
3.2. ENA agroecological framework for agrosystem assessment.....	60
3.2.1. System conceptualization	60
3.2.2. System modelling	61
3.3. Metrics for agrosystem analysis.....	64
3.3.1. Usual ENA metrics	64
3.3.2. Structural analysis	65
3.3.3. Functional analysis	67
3.3.4. Performance analysis.....	69
3.4. Application of the ENA agroecological framework for farming system assessment	71
3.4.1. Case study characteristics.....	71
3.4.2. Structural analysis	75
3.4.3. Functional analysis	75
3.4.4. System performance analysis	76
3.5. Discussion and perspectives	80
3.5.1. A relevant framework to assess relationships between agrosystem characteristics and performances.....	80
3.5.2. A framework to combine with socioeconomic assessment.....	81
3.5.3. Perspectives	82
Chapitre 4: Analyse de l'intégration agriculture-élevage, à l'échelle d'une pratique et à l'échelle de l'exploitation.....	82
4.1. Introduction	88
4.2. Material and method.....	90
4.2.1. Methodological approach.....	90
4.2.2. Choices for the implementation of ecological network analysis (ENA).....	94

4.3. Results	96
4.3.1. Diversity of Mixed Farming Systems	96
4.3.2. Crop-Livestock Integration practices	98
4.3.3. Performances of MCLS.....	101
4.4. Discussion	105
4.4.1. CLI reality in MCLS	105
4.4.2. Methodological implications.....	107
Chapitre 5: Impact des pratiques d'intégration agriculture-élevage sur les performances agroécologiques des systèmes mixtes en milieu tropical.	111
5.1. Introduction	114
5.2. Materials and methods.....	115
5.2.1. Study sites	115
5.2.2. Farm case characteristics	116
5.2.3. Ecological Network Analysis.....	118
5.3. Results	123
5.3.1. Characterization of CLI.....	123
5.3.2. Agroecological performances	125
5.3.3. Multivariate analysis.....	129
5.4. Discussion	131
5.4.1. Agroecological performances according to crop-livestock integration characteristics	131
5.4.2. Opportunities offered by ecological network analysis	133
Chapitre 6: Discussion générale.....	137
6.1 Quelle réponse à la problématique posée.....	138
6.1.1. Caractérisation de l'intégration agriculture-élevage.....	138
6.1.2. Evaluation des performances.....	142
6.1.3. Performances agroécologiques et IAE.....	144
6.2 Limites des choix faits vis-à-vis de la problématique posée	145
6.2.1. Choix des études de cas.....	145
6.2.2. Conceptualisation des SMAE.....	145
6.2.3. Modélisation des SMAE	149
6.3 Perspectives de recherche	151
6.3.1. Modélisation et analyse de réseau.....	151
6.3.2. Analyse multivariée et changement d'échelle	152
6.3.3. Couplage de méthodes.....	153
6.3.4. Perspectives en termes d'intégration agriculture-élevage.....	154

6.3.5. Perspectives en termes d'analyse agroécologique des systèmes complexes	156
Conclusion générale	159
Références bibliographiques	161
Annexes	177
Annexe 1: Guide d'entretien	179
Annexe 2: Coefficients de conversion et estimation de la teneur en azote	183
Annexe 3: Traitement des données	189
Annexe 4: References used to model the flow case studies.....	199
Annexe 5: Caractéristiques des exploitations agricoles étudiées	201
Résumés	235
Résumé.....	237
Resumen.....	239
Resumo	241
Abstract.....	243

Rapport-Gratuit.com

Table des illustrations

Les illustrations sont indexées par chapitre puis par ordre d'apparition dans le texte

Encadré

Encadré 1.1 : Systèmes agricoles : définitions et articulations des concepts utilisés.....22

Figures

Figure 1.1: Construction de la problématique	19
Figure 1.2: Echelles et disciplines intégratives de l'agroécologie.....	25
Figure 1.3: Revue de la littérature sur la manière dont est traitée l'IAE	32
Figure 2.1 : Question de recherche, dispositif de recherche et cadres conceptuels.....	39
Figure 2.2 : Carte de la Guadeloupe, France	44
Figure 2.3 : Municipale de Paragominas, Etat du Pará, Brésil	46
Figure 2.4 : Province de Matanzas, Cuba	47
Figure 2.5 : Etapes de la méthodologie mise en œuvre.....	48
Figure 2.6 : Cadre d'analyse des exploitations agricoles à partir de l'analyse de réseau écologique ...	50
Figure 3.1: Ecological network analysis steps for agrosystem analysis;	63
Figure 3.2: Two-compartment network model	65
Figure 3.3: Diagrams of the eight case studies modeled	72
Figure 3.4: Matrices of flows of the eight case studies	74
Figure 3.5: Correlation between some indicators applied for the eight case studies	81
Figure 4.1 : Conceptual model selected for the analysis of case studies in Guadeloupe	95
Figure 4.2: Comparison of land and labor productivity in the eight case studies in Guadeloupe	103
Figure 4.3: Contribution of subsidies received to added value in the eight case studies.....	104
Figure 4.4: Flow diagrams of two contrasted case studies	109
Figure 5.1: Generic conceptual model selected for the analysis of case studies	119
Figure 5.2: CLI intensity in terms of CLI organization for the seventeen case studies	125
Figure 5.3: N productivity in function of N dependency of studied farms	128
Figure 5.4: Distribution of indicators of CLI and agroecological performances	129
Figure 5.5: Distribution of farms studied according to the two first dimensions of PCA	130
Figure 5.6 : Case study positioning according to a theoretical agroecological transition	131
Figure 5.7: CLI characterization according to intensity and organization of flows.....	135
Figure 6.1: Représentation schématique de la caractérisation des formes d'IAE	140
Figure 6.2: Diagramme de flux d'azote de deux exploitations	141

Tableaux

Tableau 2.1 : Caractéristiques des terrains d'études et hypothèse d'intégration	41
Tableau 3.1: Indicators of structure for agrosystem analysis based on ENA indicators	67
Tableau 3.2: Indicators of functioning for agrosystems analysis	68
Tableau 3.3: indicators of performances for agrosystems analysis.....	70
Tableau 3.4: Assessment of 8 theoretical agrosystems through 3 sets of indicators	78
Tableau 4.1: Indicators of structure, functioning and performances for agrosystem analysis	92
Tableau 4.2: Characteristics of the three types of farms	96
Tableau 4.3: General characteristics of case studies	97
Tableau 4.4: Crop-livestock integration in relation to animal feeding and organic fertilization practices	98
Tableau 4.5: Steps in the calculation of indicators for the structural and functional properties of CLI	100
Tableau 4.6: Steps in the calculation of agro-ecological performance indicators	102
Tableau 5.1 : General characteristics of the seventeen farms involved in the study.....	117
Tableau 5.2 : Indicators of CLI characteristics and agroecological performances.....	121
Tableau 5.3: Indicators calculated to characterize CLI in the seventeen studied farms.....	124
Tableau 5.4: Indicators of agroecological performances.....	127
Tableau 5.5: Correlation matrix between variables performed through PCA	129
Tableau 6.1: Impact du niveau d'agrégation sur la valeur des indicateurs calculés par l'ENA	147
Tableau 6.2: Principales différences entre propriétés structurelles et fonctionnelles des écosystèmes et des agrosystèmes plus ou moins diversifié et intégrés	157

Liste des abréviations

AEI: agroecological intensification
AGEA: approche globale de l'exploitation agricole
AV: added value
BW: body weight
CAR: cadastro ambiental rural
CLI: crop-livestock integration
CP: crude protein
DM: dry matter
DP Amazonie: dispositif de recherche et d'enseignement en partenariat Amazonie
EPPFIH: station expérimentale Pastos y forrajes Indio Hatuey
EMBRAPA: empresa Brasileira de pesquisa agropecuária)
ENA: ecological network analysis
FWI: French West Indies
GES: gaz à effet de serre
HEIA: high external input agriculture
IAE: intégration agriculture-élevage
IEDOM: institut d'émission des départements d'outre-mer
INCRA: instituto nacional de colonização e reforma agrária
ITERPA: instituto de terras do Pará
LEIA: low external input agriculture
MAET: mesure agroenvironnementale territorialisée
MAT : matière azotée totale
MCI: farms with moderate capital investment
MCLS: mixed crop livestock systems
ME: medium extensive farms
MS: matière sèche
OGM: organisme génétiquement modifié
PCA: principal component analysis
PV: poids vif
RFD: recherche, formation, développement
SAU: surface agricole utile
SGM: standard gross margin
SIL: small labor intensive farms
SMAE : systèmes mixtes agriculture-élevage
TLU: tropical livestock unit
UFPa: universidade federal do Pará
UMR SELMET: unité mixte de recherche systèmes d'élevage méditerranéens et tropicaux
URZ: unité de recherches zootechniques

Introduction générale

Cette thèse est centrée sur l'analyse agroécologique de l'intégration agriculture-élevage (IAE) dans les systèmes mixtes agriculture-élevage (SMAE).

Le chapitre 1 précise le cheminement ayant conduit à l'élaboration de notre problématique. En partant d'un rappel des grands enjeux de l'agriculture et à travers un état de l'art de la littérature scientifique, nous allons étudier comment le cadre proposé par l'agroécologie permet de répondre à ces enjeux. Puis nous questionnerons dans quelle mesure l'intégration agriculture-élevage, comme ensemble de pratiques agricoles mobilisant les processus écologiques à l'échelle des exploitations agricoles, peut contribuer à leurs performances agroécologiques et par-delà, aux enjeux de l'agriculture. Nous déclinons alors notre problématique en deux sous-questions : i) l'IAE peut être analysée comme un réseau de flux de nutriments à l'échelle de l'exploitation agricole, aux propriétés de structure et de fonctionnement similaires à celles des écosystèmes; ii) les SMAE les plus intégrés *i.e.* les réseaux de flux de nutriments les plus diversifiés et les plus complexes, permettent aux SMAE d'être agroécologiquement performants, tout à la fois productifs, efficaces, autosuffisants et résilients.

Le chapitre 2 consiste en l'explicitation du dispositif de recherche mis en œuvre pour répondre à notre problématique et aux deux sous-questions qui en découlent. Ce dispositif correspond à une analyse comparative d'études de cas. Dans un premier temps, nous allons voir qu'elles sont les raisons qui nous amènent à travailler sur des cas réels dans différents contextes socio-économiques pour répondre à notre question de recherche. Il s'agit de travailler sur une gamme de SMAE mettant en œuvre différentes formes de pratiques d'IAE, en fonction de contextes socioéconomiques contrastés. En se basant sur des travaux passés et des partenariats existants, trois territoires sont proposés pour y étudier différentes formes de SMAE: La Guadeloupe, l'Amazonie Brésilienne et Cuba. Puis nous décrirons les trois contextes retenus et les formes d'agriculture étudiées, à savoir les systèmes polyculture-élevage en Guadeloupe, l'agriculture familiale en Amazonie brésilienne, et les exploitations agroécologiques à Cuba. Ces trois régions tropicales humides diffèrent du point de vue de l'accès aux facteurs de production et des formes d'agriculture présentes. Enfin, nous présenterons le cadre d'analyse développé, qui s'appuie sur l'analyse des réseaux écologiques. L'analyse systémique des SMAE et des pratiques d'IAE qui se base sur l'analyse des réseaux écologiques doit permettre d'une part de caractériser les formes d'IAE, et d'autre part d'évaluer les performances agroécologiques des SMAE, pour finalement voir dans quelles mesures IAE et performances agroécologiques peuvent être liées.

Les trois chapitres qui suivent sont rédigés sous la forme d'articles et reprennent en fonction des éléments traités, la méthode d'analyse des données et les résultats correspondants.

Le chapitre 3 est d'ordre méthodologique. Les travaux qui y sont décrits, se basent sur l'analyse des réseaux écologiques, et proposent un cadre d'analyse pour caractériser l'IAE et évaluer les performances agroécologiques des SMAE. Nous appliquons ce cadre sur des cas théoriques pour en expliciter le sens.

Ce chapitre nous permet de répondre en partie à la sous-question 1, à savoir dans quelle mesure l'ENA permet la représentation des pratiques d'IAE en un réseau de flux de nutriments (ici ciblé sur les flux d'azote) aux propriétés de structure et de fonctionnement similaires à celles des écosystèmes.

Dans le chapitre 4 nous appliquons ce cadre d'analyse, couplé à une analyse des performances économiques, aux études de cas guadeloupéens. L'objectif est d'analyser l'IAE à l'échelle des pratiques et de l'exploitation, et d'évaluer les performances d'un point de vue multidimensionnel (socio-économique et agroécologique). Ce chapitre répond à la sous-question 1 et en partie à la sous-question 2, par l'analyse des pratiques d'IAE prises une à une et en tant que réseau de flux, et en évaluant les performances agroécologiques des SMAE au regard des pratiques d'IAE et de la combinaison des activités.

Le chapitre 5 correspond à l'analyse comparative de l'IAE dans une gamme très diversifiée de situations. Ce chapitre nous permet de répondre à la sous-question 2, en analysant dans quelles mesures les formes d'IAE identifiées sont corrélées aux performances agroécologiques de chaque SMAE.

Nous discutons dans le chapitre 6 dans quelle mesure nous avons répondu à la problématique posée, les limites inhérentes aux choix faits, et enfin les perspectives de recherche envisageables sur la base de ces travaux.

Chapitre 1: Problématique

Notre problématique est centrée sur l'analyse agroécologique de l'intégration agriculture-élevage à l'échelle des systèmes mixtes agriculture-élevage. Ce chapitre expose le cheminement qui y a conduit. En partant d'un rappel des grands enjeux de l'agriculture et à travers un état de l'art de la littérature scientifique, nous allons voir de quelle manière le cadre proposé par l'agroécologie apparaît opportun pour répondre à ces enjeux. Puis nous questionnerons dans quelle mesure, à l'échelle des exploitations agricoles, l'intégration agriculture-élevage, vue comme un ensemble de pratiques agricoles mobilisant les processus écologiques, peut contribuer aux performances agroécologiques des exploitations agricoles et par-delà, aux enjeux de l'agriculture (figure 1.1)

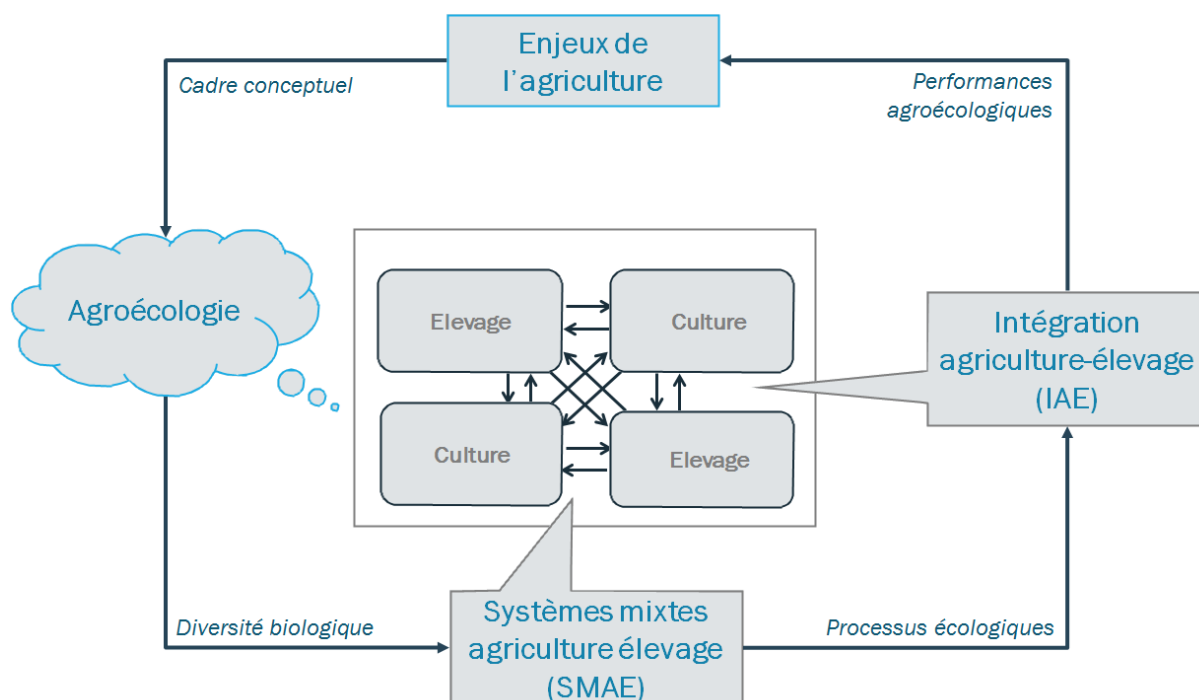


Figure 1.1: Schéma illustratif de la construction de la problématique, centrée sur l'analyse de l'intégration agriculture-élevage, comme pratiques agricoles mobilisant les processus écologiques à même de permettre aux systèmes mixtes agriculture-élevage de répondre aux enjeux de l'agriculture dans le cadre de l'agroécologie.

1.1. L'agroécologie pour répondre aux nouveaux enjeux de l'agriculture

L'agriculture, doit, et devra, répondre à des enjeux de plus en plus complexes. Elle doit en effet produire « plus » « avec moins », tout en s'adaptant à de nouvelles contraintes économiques, sociales et environnementales (Cassman, 1999 ; Garnett *et al.*, 2013) : « plus », compte tenu d'une demande alimentaire toujours croissante; « avec moins », compte tenu de la raréfaction des ressources naturelles (Tilman *et al.*, 2002); en s'adaptant à de nouvelles contraintes compte tenu des changements brutaux que subissent les socio-écosystèmes (Darnhofer *et al.*, 2010a). Pour répondre à ces enjeux, les systèmes agricoles doivent évoluer. L'agroécologie propose un cadre théorique qui nous semble pertinent pour concevoir des systèmes agricoles à la fois productifs, efficaces, résilients et autosuffisants (Altieri *et al.*, 2012). A l'échelle de l'exploitation agricole, l'agroécologie propose en effet un cadre d'analyse à même d'intégrer la complexité de ces enjeux agricoles, à travers la valorisation des processus écologiques (Altieri, 1999 ; Gliessman, 2005 ; Wezel *et al.*, 2009).

1.1.1. Les enjeux pour l'agriculture mondiale

Alors même qu'une grande partie de la population mondiale souffre de problèmes d'alimentation (Godfray *et al.*, 2010), son augmentation, couplée à des changements d'habitude alimentaire des pays émergents, va continuer à accroître la demande en produits agricoles, et ce, principalement dans les pays du Sud (Garnett *et al.*, 2013). Qui plus est, l'urbanisation croissante (Tiffen, 2001) et l'élévation du niveau de vie des pays émergents conduit à une augmentation de la demande en produits agricoles d'origine animale. Malgré tout, cette augmentation de la production agricole se doit de prendre en considération les ressources naturelles comme le sol et l'eau, qui sont à la fois indispensables et limitées. L'accès à ces ressources est de plus en plus contraint par les conflits d'usage existants entre l'agriculture et les autres secteurs d'activités, tout comme la compétition entre les productions alimentaires et énergétiques (Garnett *et al.*, 2013). De plus, cette problématique de l'accès aux ressources naturelles est accentuée par leur surutilisation et par des problèmes de pollution, ce qui accentue leur raréfaction (Tilman *et al.*, 2002). Ces dernières conduisent en effet à la désertification et à l'érosion des sols, à des diminutions de fertilité importantes, à des problèmes de contamination, ainsi qu'à la perte de biodiversité (Chappell et La Valle, 2011). La contribution de l'agriculture au changement climatique est aussi importante, 10 à 12 % des émissions de gaz à effet de serre provenant de ses activités (Lipper *et al.*, 2014).

L'environnement biophysique et socioéconomique de l'agriculture est de plus en plus changeant et l'agriculture doit s'adapter à ces aléas (Darnhofer *et al.*, 2010a). Le changement climatique s'accompagne d'évènements climatiques brutaux et conduit à des conditions pédoclimatiques incertaines, impactant fortement les productions agricoles. Il en est de même d'un point de vue économique, la mondialisation des échanges et les crises financières récentes conduisant à une forte volatilité des prix et à une baisse du prix des produits agricoles sur les marchés. Enfin du côté sociétal, les questions de qualité des produits, d'impacts environnementaux, de réglementation, rendent l'activité agricole de plus en plus contrainte (Darnhofer *et al.*, 2010b).

1.1.2. L'exploitation agricole : entité de gestion pertinente pour contribuer aux enjeux agricoles

Les enjeux de l'agriculture, qui se posent à l'échelle du système alimentaire (Francis *et al.*, 2003), se posent notamment à l'échelle de l'exploitation agricole, comme unité de production élémentaire pilotée par l'exploitant(e) (Brossier, 1987). L'exploitation agricole est en effet à l'articulation entre l'environnement biophysique, socioéconomique, entre gestion des ressources naturelles et consommateurs. L'exploitation agricole reste un niveau privilégié d'action sur le système alimentaire pour l'agronome (Encadré 1.1).

Concevoir des systèmes agricoles à l'échelle de l'exploitation agricole qui associent efficacité, résilience, productivité et autosuffisance apparaît donc comme essentiel. Les systèmes de productions devront en effet être plus productifs pour répondre à la demande en produits agricoles, plus efficaces de manière à optimiser l'usage qui est fait des ressources naturelles (Mateo et Ortiz, 2013) et plus résilients et autosuffisants pour s'adapter à un environnement changeant (Funes-Monzote *et al.*, 2009a; Walker *et al.*, 2006).

Plusieurs cadres d'analyse sont proposés pour réussir cette transition vers une agriculture multi-performante, notamment à travers le précepte d'intensification. Pour autant, il ne s'agit pas uniquement d'augmenter la production agricole tout en minimisant l'impact environnemental de l'agriculture, comme suggéré par l'intensification durable (Petersen et Snapp, 2015), mais bien de prendre en compte d'autres dimensions de l'agriculture comme la sécurité et la souveraineté alimentaire (Loos *et al.*, 2014). L'intensification écologique (Bonny, 2011; Doré *et al.*, 2011; Tiftonell, 2014), par la mobilisation de processus de régulation biologique pour la conduite d'agrosystèmes, ne nous apparaît pas non plus comme un cadre d'analyse qui associe toutes ces dimensions. Suivant les régions du monde, l'enjeu n'est plus à l'intensification compte tenu des niveaux de productivité déjà atteints et des dommages causés sur l'environnement (Altieri *et al.*, 1983 ; Tilman *et al.*, 2002), mais à la croisée d'un ensemble de performances attendues des systèmes agricoles, en fonction des contextes et des conditions locales (Garnett *et al.*, 2013 ; Tiftonell, 2014).

Dans ce changement de paradigme agricole (Bonny, 2011), il ne s'agit plus d'envisager une agriculture qui soit uniquement productive au détriment des ressources naturelles, efficace au détriment de sa résilience, ou encore autosuffisante au détriment de sa productivité. Ces performances doivent se construire conjointement pour répondre aux enjeux de l'agriculture, eux-mêmes étroitement liés les uns aux autres (Doré *et al.*, 2011). L'agroécologie nous apparaît dès lors comme un cadre d'analyse approprié pour intégrer ces multiples facettes de l'agriculture sans préjuger des unes par rapport aux autres.

Encadré 1.1 : Systèmes agricoles : définitions et articulations des concepts utilisés

Ces travaux ont pour objet d'étude *un processus de production agricole*. Il est appréhendable en termes de *système*, vu comme un ensemble d'éléments en interaction dynamique, ouvert sur l'extérieur, et organisé en fonction de finalités (Brossier, 1987). Le processus de production agricole peut être appréhendé au travers de trois échelles enchâssées, que sont le territoire, l'exploitation agricole, la parcelle et le troupeau. Il est alors possible de se représenter tout un ensemble de *systèmes agricoles*, chacun correspondant à une échelle d'analyse particulière (Badouin, 1987).

A l'échelle d'un territoire, le concept de *système agraire* est défini comme l'expression théorique d'une forme d'agriculture historiquement constituée et géographiquement localisée (Mazoyer et Roudart, 1987). Il est composé d'un écosystème cultivé, issu de configurations géomorphologiques, climatiques, pédologiques, et biologiques propres à une localité. La fertilité de ce dernier est exploitée par un système social productif, caractérisé par un mode d'organisation du travail propre à une époque (Cochet, 2012; Dufumier, 2007). Le fonctionnement d'un système agraire conduit à un partage des ressources productives (la terre, le travail, et la capital), entre différents types d'exploitations qui vont pouvoir exercer leur activité de production (végétale, animale) (Dufumier et Bergeret, 2002; Landais, 1996).

A l'échelle d'une exploitation agricole, le concept de *système de production* est défini par les ressources à disposition (terre, travail, capital), et la manière dont elles sont combinées au travers des activités (systèmes de culture, systèmes d'élevage; Devienne et Wybrech, 2002; Ferraton et Touzard, 2009). Elle constitue une échelle d'analyse privilégiée du processus de production, dans la mesure où il s'agit d'une *unité décisionnelle* en termes d'allocation des ressources. La description du fonctionnement d'un système de production permet ainsi de caractériser les *pratiques*, définies par la manière dont les techniques sont concrètement mises en œuvre (Landais *et al.*, 1988; Milleville, 2007). La notion d'agrosystème (ou agroécosystème) est appréhendée à cette échelle dans nos travaux, défini comme un système de ressources naturelles et agricoles conduit par l'homme dont l'objectif premier est de fournir des biens et des services associés (Krishna, 2013). La définition d'agrosystème est construite à la fois par analogisme et par opposition aux écosystèmes (Tassin, 2012), suivant l'angle d'approche, plutôt biologique ou socioéconomique.

A l'échelle de la parcelle ou du troupeau, ce sont les concepts de *système de culture* et de *système d'élevage* qui permettent de rendre compte de la manière dont les agriculteurs transforment leurs ressources en produits. C'est à ces échelles que se réalisent les activités élémentaires de la production agricole, et que les pratiques sont directement observables. Le fonctionnement d'un système de culture est caractérisé par la nature et la succession des cultures pratiquées, ainsi que par la succession des opérations techniques dont ces cultures font l'objet. Le fonctionnement d'un système d'élevage est quant à lui caractérisé par un ensemble de pratiques relatives à la reproduction, à l'alimentation, aux soins, et au logement des animaux (Lhoste et Milleville, 1985).

1.1.3. L'agroécologie, comme cadre d'analyse intégratif pour répondre aux enjeux agricoles

L'agroécologie peut se définir comme l'écologie du système alimentaire, intégrant l'ensemble de ses composantes, dans les dimensions agronomiques, écologiques, sociales et économiques (Francis *et al.*, 2003). Cette définition, volontairement large, inclut en effet plusieurs niveaux de compréhension qu'il est nécessaire de préciser pour en appréhender la capacité à accompagner l'agriculture dans l'élaboration de réponses aux nouveaux enjeux auxquelles elle fait face.

Wezel *et al.* (2009), à travers une analyse historique de l'agroécologie, considèrent le développement de l'agroécologie suivant trois niveaux : en tant que discipline scientifique, en tant que mouvement social et politique, et en tant que pratique agricole. Une approche complémentaire, pour comprendre les différentes facettes de l'agroécologie, renvoie aux notions d'échelle et de discipline. Dalgaard *et al.* (2003) ont étudié dans quelle mesure l'agroécologie peut être considérée comme une discipline scientifique à part entière, au regard des normes scientifiques en vigueur (Merton, 1973). Deux principales caractéristiques de l'agroécologie sont mises en avant, qui en font une discipline scientifique à la marge, et en même temps tout son intérêt : son caractère interdisciplinaire et multi-échelle.

En effet, l'étude épistémologique de l'agroécologie (Alvarez-Salas *et al.*, 2014) montre qu'il s'agit d'une science qui concilie plusieurs disciplines pour étudier les systèmes agricoles dans leur complexité d'interactions, à différentes échelles d'analyse (figure 1.2). Le concept d'agroécologie émerge à travers l'application de l'écologie à l'agriculture, à l'échelle des variétés et des interactions plante-parasite (Bensin, 1928). Puis, l'agroécologie s'est étendue à d'autres échelles, notamment la parcelle et le système de culture (Azzi, 1956), à l'animal plus tardivement (Dumont *et al.*, 2012), englobant ainsi plusieurs disciplines connexes à l'Agronomie (Tischler, 1965). L'agroécologie, dans les années 70, prend une nouvelle dimension avec le concept d'agroécosystème (agrosystème) (Odum, 1969). L'exploitation agricole y est vue comme un écosystème géré par l'homme. La vision holistique et systémique qui prévaut, prend alors tout son sens dans le cadre de la durabilité de l'agriculture, en couplant, à l'échelle de l'exploitation agricole, l'écologie et l'agronomie aux autres disciplines socio-économiques (Gliessman, 2000). Les changements d'échelle se poursuivent de l'agrosystème au système alimentaire, en passant par le paysage et le territoire. L'agroécologie s'enrichit alors de nouvelles disciplines comme la géographie et les sciences économiques et sociales, pour finalement considérer le système alimentaire comme un réseau global de production, de distribution et de consommation de produits agricoles (Altieri, 2008; Francis *et al.*, 2003; Gliessman, 2011).

1.1.4. L'agroécologie à l'échelle de l'exploitation agricole

A l'échelle de l'exploitation agricole, l'agroécologie constitue un cadre d'analyse permettant d'intégrer à la fois les processus liés au fonctionnement du système de production et les performances attendues de ces systèmes (Altieri, 1999; Gliessman, 1990). L'agroécologie est à la base d'un mode de gestion d'une agriculture multifonctionnelle et durable, qui valorise les processus écologiques au sein des agrosystèmes (Gliessman, 2005; Wezel *et al.*, 2009). En mobilisant particulièrement des disciplines telles que l'écologie et l'agronomie, il s'agit d'appuyer le processus de production par les processus écologiques (Tassin, 2012)

Deux composantes apparaissent comme primordiales dans les travaux portant sur les exploitations agricoles, vu sous le prisme de l'agroécologie: la diversité biologique (ou biodiversité) et les interactions biologiques (Malézieux, 2012). En écologie, les écosystèmes les plus « matures » *i.e.*, les plus diversifiés en termes de structure et les plus complexes en termes de fonctionnement, à travers les interactions entre les entités de l'écosystème, montrent une plus grande productivité, une plus grande efficacité et une plus grande résilience (Gliessman, 2005; Tilman *et al.*, 2002; Ulanowicz *et al.*, 2009).

La biodiversité joue en effet un rôle central dans la mise en œuvre des processus écologiques au sein des agrosystèmes (Altieri, 1999; Giller *et al.*, 1997 ; Omer *et al.*, 2010; Tichit *et al.*, 2011), tant au niveau des sols que des espèces cultivées (Altieri *et al.*, 2012; Gaba *et al.*, 2015). Les interactions biologiques, ou processus écologiques, renvoient au fonctionnement des écosystèmes à mobiliser pour la conduite des agrosystèmes (Odum, 1969). Ils lient les organismes et leur environnement en un réseau de flux de matières et d'énergie via des fonctions de production, des fonctions immunitaires ou encore des fonctions métaboliques (Bonaudo *et al.*, 2014; Gliessman, 2000). Altieri et Nicholls (2005) mettent en avant cinq principes écologiques pour la conception d'agrosystèmes durables : (1) renforcer la fonction « immunitaire » des pratiques agricoles, telle que la lutte biologique ; (2) diminuer la toxicité des pratiques sur l'environnement, par la réduction ou l'élimination des produits phytosanitaires ; (3) optimiser les fonctions métaboliques des sols (décomposition de la matière organique, recyclage des nutriments) ; (4) équilibrer les systèmes de régulation (recyclage des nutriments, équilibre hydrique, flux d'énergies, dynamique des populations) ; et (5) améliorer la conservation et la régénération des sols, de l'eau et de la biodiversité. Il s'agit bien de comprendre et de s'appuyer sur ces différents processus écologiques de manière à les appliquer aux agrosystèmes.

C'est finalement en accroissant la diversité biologique à l'échelle du système de production, et en favorisant des pratiques agricoles qui mobilisent les processus écologiques des écosystèmes qu'il sera possible d'obtenir des systèmes plus performants dans des environnements hétérogènes (Malézieux, 2012).

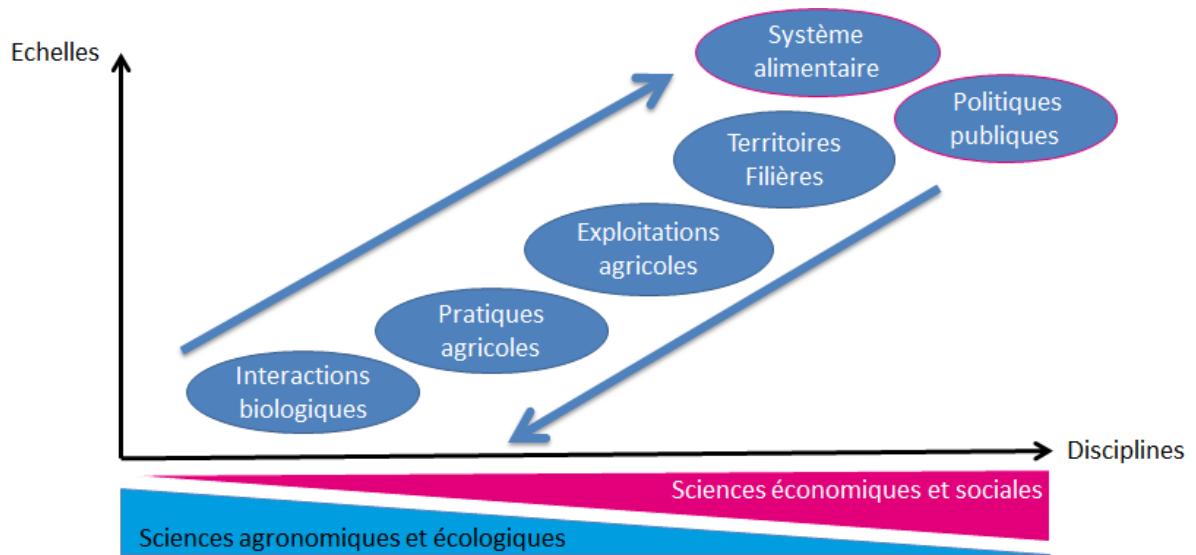


Figure 1.2: Echelles et disciplines intégratives de l'agroécologie, adapté de Dalgaard *et al.*, 2003. Schéma représentant le caractère intégrateur de l'agroécologie, en fonction des objets étudiés, des échelles spatio-temporelles considérées et des disciplines scientifiques mobilisées pour leur étude

1.2. Les systèmes mixtes agriculture-élevage

Dans le cadre proposé par l'agroécologie pour répondre aux enjeux de l'agriculture, les systèmes mixtes agriculture-élevage apparaissent comme un support de production incontournable pour y parvenir. Le regain d'intérêt pour ces systèmes agricoles se justifie par le fait qu'il s'agit de systèmes diversifiés intégrant plusieurs activités d'élevage et de culture et fournissant de nombreux services agricoles, économiques, sociaux, culturels et environnementaux. Présents à travers le monde, ils ont un rôle socioéconomique notoire, particulièrement pour les agriculteurs les plus pauvres des zones tropicales.

1.2.1. Un regain d'intérêt pour les systèmes mixtes agriculture-élevage

Dans ce changement de paradigme, un nouveau regard ou tout du moins un regain d'intérêt est porté aux systèmes mixtes agriculture-élevage comme le souligne van Keulen et Schiere (2004) dans un article intitulé « Crop-livestock systems: old wine in new bottles ». Une analyse bibliométrique sur les termes « mixed farming system », « crop-livestock system » et « crop-animal system » à partir de la base de données Web of Science fait ressortir 607 références entre 1980 et aujourd'hui, dont 91 articles publiés en 2014 et plus de la moitié (357) depuis 2010.

Le modèle agricole qui a conduit à la spécialisation des exploitations agricoles ne permet plus en effet de répondre aux enjeux agricoles d'aujourd'hui (Dumont *et al.*, 2012), tant d'un point de vue environnemental au Nord que d'un point de vue alimentaire au Sud (Ryschawy *et al.*, 2014b). Les systèmes mixtes agriculture-élevage (SMAE) peuvent être définis comme des systèmes de production associant des élevages et des cultures dans un cadre coordonné (van Keulen et Schiere, 2004), plus ou moins en interactions (Sere and Steinfeld 1996). Ces propriétés de (bio)diversité et d'interactions leur confèrent alors la capacité de mettre en œuvre de manière concrète les principes de l'agroécologie (Funes-Monzote *et al.*, 2009a; Kremen *et al.*, 2012). Sans entrer dans une revue de la littérature sur la notion de SMAE ou de systèmes polyculture-élevage (voir Ryschawy *et al.*, 2014b), le terme SMAE regroupe toute une palette de systèmes et de finalités suivant que l'on se place d'un point de vue agronomique, zootechnique ou économique (Coquil *et al.*, 2013 ; Seré *et al.*, 1996).

Nous retenons comme définition des SMAE, des exploitations qui conduisent à la fois des animaux et des cultures, intégrés ou juxtaposés, et qui produisent (mettent en marché ou auto-consomment) à la fois des productions animales et végétales (van Keulen et Schiere, 2004; Ryschawy *et al.*, 2014b; Seré *et al.*, 1996).

1.2.2. Diversité des systèmes mixtes agriculture-élevage

Suivant les régions du monde, les combinaisons d'activités mises en œuvre au sein des SMAE ne sont pas les mêmes, et les solutions pour les accompagner non plus (Devendra et Thomas, 2002). Les SMAE recouvrent en effet toute une gamme de systèmes, des systèmes intégrant élevage, aquaculture et riziculture en Asie (Devendra et Thomas, 2002; Eguienta *et al.*, 2002; Ruddle, 1982), l'agrosylvopastoralisme dans différentes régions du monde comme le Brésil (Paterson *et al.*, 2001; Smith *et al.*, 2012), le jardin créole dans la Caraïbe (Bellande *et al.*, 1994; Jean-Denis *et al.*, 2014), les systèmes bovins avec production de maïs et de soja au Brésil (Kluthcouski *et al.*, 2004; de Moraes *et al.*, 2014; Townsend *et al.*, 2011), les systèmes intensifs péri-urbains cubain et africain (Febles-González *et al.*, 2011; Tiffen, 2001), ou encore les systèmes agropastoraux d'Afrique de l'Ouest (Blanchard *et al.*, 2012; Vall *et al.*, 2006) et d'Australie (Bell et Moore, 2012). De par les facteurs de production disponibles, le type de cultures et d'animaux, les conditions pédoclimatiques, les habitudes alimentaires ou l'orientation commerciale, les SMAE seront différents (Baltenweck *et al.*, 2003; Erenstein et Thorpe, 2009; Tiffen, 2006).

Plusieurs auteurs classent les SMAE en fonction de leur niveau d'intensification, en renvoyant ainsi au niveau d'accès aux facteurs de productions que sont la terre, la main d'œuvre et les intrants (Erenstein et Thorpe, 2009; van Keulen et Schiere, 2004). Herrero *et al.* (2010) proposent de les classer en systèmes intensifs d'un côté et systèmes extensifs de l'autre, chacun présentant des enjeux de production agricole durable spécifiques. On retrouve derrière cette classification dualiste, les archétypes Nord/Sud développés par Ryschawy *et al.* (2014b), les enjeux liés à une surutilisation des intrants et aux problématiques de pollution étant liés au Nord, et le manque de ressources conduisant à des problèmes de sécurité alimentaire au Sud. De leur côté, Schiere *et al.* (2002) nuancent ces deux formes extrêmes en identifiant quatre types de SMAE: agriculture « extensive », agriculture à faible niveau d'intrants, agriculture à haut niveau d'intrants et nouvelle agriculture de conservation. En réalité, toute une gamme de situations intermédiaires existe, et, suivant l'échelle d'analyse, ce gradient d'intensification et d'accès aux facteurs de production et aux ressources est à nuancer. Ainsi, par exemple, Rufino *et al.* (2009b) analysent le niveau d'autosuffisance alimentaire d'une gamme de SMAE des hautes terres d'Afrique orientale et méridionale en fonction du niveau de ressources dont dispose la famille, dans des situations d'agriculture de subsistance relativement proches.

1.2.3. Importance et intérêt socio-économique des SMAE

Les SMAE sont le premier support de production mondiale. Ils représentent près de la moitié de la production agricole mondiale, avec 50 % des céréales produites, soit 41 % du maïs, 86 % du riz, 66 % du sorgho et 74 % du millet produits. Il en est de même des productions animales à l'échelle mondiale, avec 75 % du lait et 60 % de la viande produits (Herrero *et al.*, 2010). Les systèmes mixtes sont aussi les systèmes agricoles les plus représentés à travers le monde (Steinfeld *et al.*, 2006; Udo *et al.*, 2011), et principalement en milieu tropical, que ce soit en Amérique Latine, en Asie ou en Afrique (Altieri *et al.*, 2012; Devendra et Thomas, 2002; Gonzalez-Garcia *et al.*, 2012).

Les deux tiers de la population mondiale dépendent directement ou indirectement de ces systèmes, et ce, dans les régions du monde où la croissance démographique devrait être la plus marquée (Herrero *et al.*, 2010). Ils représentent le premier secteur d'activité au monde par les emplois générés et sont la principale source d'alimentation et de revenu des plus pauvres (Herrero *et al.*, 2010). De plus, les SMAE fournissent tout un ensemble de biens et de services, principalement pour les formes d'agriculture les plus pauvres en milieu tropical (Thirion *et al.*, 2010; Udo *et al.*, 2011).

La sécurité alimentaire est au cœur des préoccupations de la communauté internationale (Godfray *et al.*, 2010), et plus particulièrement celle des paysans, puisque 80 % des personnes sous-alimentés dans le monde sont des agriculteurs. Les SMAE, par la diversité des productions conduites, permettent à la fois la production de denrées de base destinée à la famille et de productions destinées aux marchés, sources de revenus complémentaires (Funes-Monzote *et al.*, 2012; Gliessman et Titonell, 2015). Sur un plan socio-culturel, les SMAE contribuent à la souveraineté alimentaire par la production de denrées répondant aux habitudes alimentaires des populations concernées. De plus, tout un ensemble de savoir-faire et de pratiques en découlent, permettant d'inscrire ces formes d'agriculture dans les enjeux présents (Altieri *et al.*, 2012; Bellande *et al.*, 1994).

Les SMAE permettent aussi d'optimiser l'allocation qui est faite des ressources (Hendrickson *et al.*, 2008; Schiere *et al.*, 2002). Ainsi, la complémentarité des productions qui y sont conduites permet une meilleure répartition de la main d'œuvre disponible, entre période de pics et de sous-emplois des différentes productions (Perrot *et al.*, 2012). De plus, la force de travail fournie par les animaux autorise l'exploitation de plus grandes surfaces que le seul travail manuel (Dugué *et al.*, 2004; Lawrence et Pearson, 2002; Oosting *et al.*, 2014). En termes d'allocation des surfaces, la complémentarité des productions permet d'exploiter des espaces peu propices aux productions végétales, mais valorisables par les animaux, comme le pâturage de prairies naturelles. En termes économique, la complémentarité des productions concourt à couvrir les besoins de trésorerie nécessaires à l'achat d'intrants et aux besoins de la famille tout au long de l'année, contrairement à certaines productions, plus saisonnées et rémunérées une fois par an (Russele *et al.*, 2007; Wilkins, 2008).

Les SMAE contribuent également à une meilleure gestion du risque, les animaux ayant un rôle d'épargne important pour les petites exploitations en cas de période difficile, tout en assurant une source de revenu régulière par la vente de lait, d'œufs, et d'autres produits transformés et stockables comme le fromage. Le fait même de produire toute une gamme de produits limite l'impact, à l'échelle du système de production, des aléas climatiques et économiques (Bell et Moore, 2012). Les SMAE contribuent à l'autonomie de décision des agriculteurs vis-à-vis de la multiplicité des opérateurs amonts et avals, spécifiques de chaque production (Powell *et al.*, 2004; Ryschawy *et al.*, 2012; Wilkins, 2008).

1.3. L'intégration agriculture-élevage, à la base du fonctionnement des SMAE

Comme nous venons de le voir, les SMAE, comme support de production à l'échelle de l'exploitation agricole, présentent un intérêt pour répondre aux nouveaux enjeux auxquels doit faire face l'agriculture. L'analyse plus fine de ces systèmes, notamment au regard de leur fonctionnement agronomique, montre l'importance de deux aspects : la diversité des espèces présentes qui renvoie à la structure du système mixte et l'intégration entre ces espèces qui renvoie au fonctionnement de ce système (Schiere et Kater, 2001). Les propriétés des SMAE analysées précédemment découlent principalement de la diversité des productions conduites. Nous allons voir maintenant en quoi l'intégration entre ces activités, d'un point de vue biotechnique nous apparaît comme fondamentale.

1.3.1. Place de l'intégration agriculture-élevage au sein des systèmes mixtes agriculture-élevage

Tout comme le regain d'intérêt pour les SMAE dans la littérature scientifique, la question de l'IAE l'est aussi, traitée de manière sous-jacente dans la plupart des travaux portant sur les SMAE (96 % des publications portant sur les SMAE). En effet, la notion d'IAE est présente dans la définition même des SMAE, faisant référence à des systèmes de production associant à la fois des élevages et des cultures « plus ou moins en interactions » (Seré *et al.*, 1996). Du point de vue des productions animales, les auteurs scientifiques font d'ailleurs de l'IAE un prérequis à la définition de « mixed farming system ». Certains considèrent qu'au moins 10 % de l'alimentation (en matière sèche) doit provenir des cultures de l'exploitation. D'autres considèrent que seuls les systèmes pour lesquels la totalité des cultures est destinée à l'alimentation animale correspondent à des SMAE (Coquil *et al.*, 2013). Cette dernière définition interroge le positionnement des SMAE vis-à-vis de systèmes d'élevage spécialisés produisant leur fourrage tel que les systèmes herbagers. De notre point de vue, ces systèmes répondent à des logiques de spécialisation et d'autonomie en alimentation animale, *a contrario* des SMAE qui répondent à des logiques de diversification des productions et de complémentarité entre ces dernières. D'un autre côté, il existe des SMAE, produisant et commercialisant des produits animaux et végétaux sans construire d'interactions d'un point de vue agronomique, même s'ils sont coordonnés à l'échelle de l'exploitation en termes d'allocation des ressources et des facteurs de production (Perrot *et al.*, 2012; Ryschawy *et al.*, 2014b).

L'IAE peut aussi être appréhendée à d'autres échelles. Sumberg (2003) propose ainsi un cadre d'analyse pour conceptualiser l'IAE, en fonction de ses dimensions spatiale, temporelle, de propriété et de gestion, englobant l'échelle de l'exploitation agricole. Plusieurs travaux traitent en effet de l'IAE à l'échelle territoriale, à travers les échanges de matières et les complémentarités existantes entre les exploitations agricoles d'un territoire donné (Moraine, 2015; Nowak *et al.*, 2015). La question de la durabilité se pose en effet vis-à-vis de la spécialisation, non seulement à l'échelle des exploitations, mais aussi à l'échelle des territoires, et des complémentarités possibles pour y remédier (projet européen Cantogther par exemple).

Ceci est aussi le cas dans des contextes de mobilité des élevages d'Afrique de l'Ouest, où les complémentarités entre agropasteurs, agriculteurs et éleveurs sont essentielles (Vall *et al.*, 2006), notamment pour la gestion de parcours et pâturages collectifs, ou encore au niveau de l'agriculture urbaine où de nombreux échanges de matière ont lieu entre cultivateurs en périphérie et éleveurs intramuros (Robineau, 2013).

De ces travaux, et à l'échelle à laquelle nous nous plaçons, l'exploitation agricole, nous retenons comme définition de l'IAE l'ensemble des pratiques agricoles au sein d'un SMAE visant à exploiter les synergies possibles entre espèces animales et végétales.

1.3.2. Intégration agriculture élevage et enjeux agricoles

Plusieurs bénéfices sont associés à l'IAE pour répondre aux enjeux agricoles. Outre ceux d'ordre socioéconomique communément associés aux SMAE, d'autres aspects relèvent plutôt du fonctionnement agronomique permis par l'IAE.

Les pratiques d'IAE contribuent à une meilleure utilisation des ressources naturelles. Elles contribuent à une plus grande efficacité dans l'utilisation qui est faite de la ressource en eau (Descheemaeker *et al.*, 2010). La qualité des sols en est aussi améliorée, tant par les pratiques de fertilisation organique que par la conduite conjointe d'espèces végétales différentes. L'IAE se fonde souvent sur des variétés végétales et des races locales, de part leur plus grande adaptabilité à l'écosystème local (Archimède *et al.*, 2014; Gonzalez-Garcia *et al.*, 2012).

Les SMAE et l'IAE peuvent aussi contribuer aux grands enjeux liés au changement climatique: en termes de stockage du carbone, par l'apport de matière organique aux sols, la mise en place de pâturage ou encore la conduite de systèmes agrosylvopastoraux ; en termes de mitigation, par une réduction des émissions liées aux fertilisants minéraux et aux déjections animales ; et en termes d'adaptation, la conduite conjointe d'espèces adaptées aux conditions locales leur permettant de résister et s'adapter face à des événements climatiques majeurs (Bohan *et al.*, 2013; Claessens *et al.*, 2012; Lemaire *et al.*, 2013).

Enfin, en ce qui concerne les services écosystémiques, l'IAE correspond à un mode de conduite de systèmes d'élevage et de cultures qui favorise les fonctions de régulations, d'habitat, ou encore de production de l'écosystème, et finalement de cet agrosystème intégré (Gaba *et al.*, 2015; de Groot *et al.*, 2002; Swinton *et al.*, 2007).

1.3.3. L'intégration agriculture-élevage vue à l'échelle des pratiques agricoles

De nombreux travaux traitent de la question de l'IAE en se focalisant sur une pratique (alimentation à partir de résidus de culture, gestion du fumier, couverture du sol), et en montrent l'intérêt. Ces pratiques sont relatives à l'alimentation animale, la fertilisation organique, et les associations d'espèces végétales (Gonzalez-Garcia *et al.*, 2012; Iiyama *et al.*, 2007; de Moraes *et al.*, 2013). La figure 1.3 synthétise l'analyse bibliographique faite de l'IAE (Stark *et al.*, 2013). Pour Seré et Steinfeld (1996), les pratiques d'alimentation animale sont centrales dans le fonctionnement des SMAE.

En effet, il existe toute une gamme de ressources végétales disponibles et valorisables par différentes espèces animales. Gonzalez-Garcia *et al.* (2012), proposent de les classer en trois groupes : les graminées, légumineuses et autres fourrages indigènes ; les résidus de culture ; et les coproduits agro-industriels. *De facto*, la valorisation de ces ressources au sein du SMAE permet d'alimenter les animaux présents tout en diminuant le recours à l'achat d'intrants. De plus, c'est par les pratiques d'alimentation que l'éleveur réfléchit l'adéquation entre des ressources variables dans le temps et dans l'espace et les besoins des animaux, qui eux aussi varient dans le temps et selon les individus, du fait des différences d'état physiologique. Une bonne gestion du calendrier fourrager peut permettre de maintenir le niveau de production même pendant certaines périodes critiques de l'année. De nombreux travaux portent sur les pratiques d'alimentation à partir de ressources locales et de coproduits de culture (Archimède *et al.*, 2014; Sauvart *et al.*, 2013).

La valorisation des déjections animales par la fertilisation organique est l'autre principale pratique d'IAE. Elle diminue tout d'abord la dépendance des exploitations vis-à-vis des fertilisants minéraux et représente souvent la seule source de fertilisation des petites exploitations agricoles (Powell, 2014; Rufino *et al.*, 2007). Elle permet aussi de diminuer les pollutions et émissions liées aux déjections animales, principale source de pollution de l'agriculture (van Keulen *et al.*, 2000). Elle contribue à la fertilité des sols à long terme, ainsi qu'à leur structure et leur composition biologique (Giller *et al.*, 2006).

Les pratiques d'associations de cultures, dans le temps et dans l'espace, sont aussi fondamentales (Malézieux *et al.*, 2009). Elles ne correspondent pas exclusivement à des pratiques d'IAE mais sont développées dans le cadre des SMAE. De nombreux travaux montrent en effet que la conduite conjointe d'animaux, de cultures ou de fourrage améliore la qualité des sols, tant au niveau chimique, physique, que biologique (Blanco-Canqui *et al.*, 2015; Fultz *et al.*, 2013). De plus, ces pratiques améliorent la productivité ramenée à la surface et confèrent une plus grande résistance vis-à-vis des pressions parasitaires (Mahieu, 2013). La conduite simultanée d'une grande diversité d'espèces confère en effet aux SMAE une plus grande immunité du système de production, qu'il s'agisse d'espèces végétales (Altieri et Nicholls, 2012; Jannoyer *et al.*, 2011) ou d'espèces animales (Archimède *et al.*, 2014; Dedieu *et al.*, 2011).

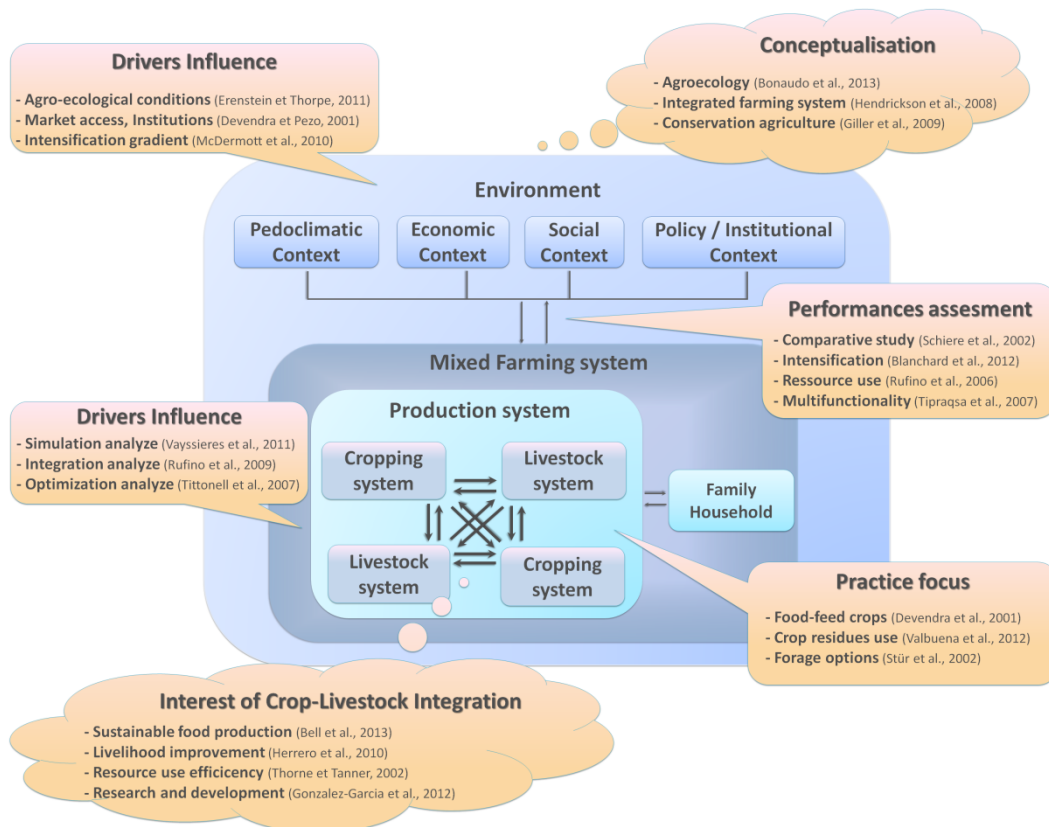


Figure 1.3: Revue de la littérature concernant l'intégration agriculture-élevage (IAE), Stark *et al.*, 2013. 108 publications analysées et classées suivant 6 approches : i) influence de l'environnement socioéconomique et pédoclimatique sur l'IAE ; ii) conceptualisation de l'IAE ; iii) méthodologie pour l'analyse de l'IAE ; iv) évaluation des performances ; v) intérêt théorique de l'IAE ; vi) analyse de pratiques d'IAE.

1.3.4. Un nouveau regard à porter sur l'intégration agriculture-élevage

Les pratiques d'IAE apparaissent comme un levier pertinent pour la conduite durable des productions animales et végétales. Pourtant, peu de travaux ont été conduits, du point de vue de l'agroécologie, à l'échelle non plus de la pratique mais du système de production, vu comme une entité au fonctionnement intégratif qui repose sur les processus écologiques des écosystèmes. Raisonner l'IAE à l'échelle du système de production et non plus de la pratique agricole, nous apparaît comme approprié pour raisonner les performances permises par cet ensemble de pratiques (Faverdin, 2015).

En se replaçant dans le cadre proposé par l'agroécologie, à l'échelle du système de production, l'IAE peut être vue comme un ensemble de pratiques qui mobilisent les processus écologiques inhérents au fonctionnement des écosystèmes (Bonaudo *et al.*, 2014), et plus particulièrement en tant que réseau de flux de nutriments (Altieri et Nicholls, 2005). L'IAE correspond en effet à un ensemble d'échanges de flux de matière et d'énergie entre les différentes composantes du système, à savoir les animaux, les cultures et le sol. Outre l'intérêt que représente un flux donné entre deux composantes du système (flux d'aliment, flux de fertilisation), cet ensemble de flux, vue comme un réseau, peut présenter des propriétés émergentes à l'échelle du système, difficilement appréhendables partie par partie (Fath *et al.*, 2007).

S'il apparaît que les écosystèmes les plus diversifiés et les plus complexes soient à la fois les plus productifs, les plus efficaces et les plus résilients (Tilman *et al.*, 2002; Ulanowicz *et al.*, 2009), qu'en est-il des SMAE intégrés, qui semblent être les agrosystèmes qui se rapprochent le plus du fonctionnement de ces écosystèmes ? Les SMAE associent en effet toute une diversité d'espèces, de niveaux trophiques différents, plus ou moins en interactions les unes avec les autres.

Pourtant, les travaux portant sur l'analyse systémique de l'IAE ne l'abordent pas sous l'angle de l'écologie des systèmes (Odum, 1983). Les quelques travaux qui traitent de manière systémique de l'IAE le font sous l'angle des flux de nutriments (Dalsgaard et Oficial, 1997; Rufino *et al.*, 2009a; 2009b; Watson *et al.*, 2005). La question du bouclage des cycles biochimiques est en effet centrale dans une perspective agroécologique (Médiène *et al.*, 2011). De fait, L'analyse de l'IAE, comme transfert de matière et d'énergie entre composantes du système de production, nécessiterait d'être approfondie (Powell *et al.*, 1995). Mieux cerner la quantité de nutriments qui circule, l'efficacité de ce recyclage, la diversité des flux, la connectivité des composantes du système, nous apparaissent comme des éléments de fonctionnement à même d'impacter la construction des performances du système (Sumberg, 2003; Tittonell *et al.*, 2007).

Dans ce contexte, nous proposons de regarder l'IAE à l'échelle du système de production, en s'appuyant sur les premiers travaux l'ayant analysé de manière systémique, pour prendre en compte cet ensemble d'interactions sous l'angle du fonctionnement des écosystèmes, et des propriétés qui en découlent. La question se pose alors de savoir dans quelle mesure l'IAE, prise comme un ensemble de pratiques à l'échelle du système, et en tant que mise en œuvre concrète des principes de l'agroécologie, présente des propriétés de structure et de fonctionnement similaires à celles des écosystèmes et aux processus écologiques qu'ils mobilisent.

1.4. Questions de recherche

1.4.1. La question générale de la thèse

L'agriculture devra, répondre à des enjeux de plus en plus complexes. L'agriculture doit en effet produire plus avec moins, tout en s'adaptant à de nouvelles contraintes, ce qui implique que les systèmes de production devront être plus productifs, plus efficaces et plus résilients. Le cadre d'analyse proposé par l'agroécologie peut permettre d'y parvenir par l'application de ses concepts et principes à la conduite d'agrosystèmes durables. Aujourd'hui, les systèmes mixtes agriculture-élevage sont les systèmes de production les plus appropriés pour adopter ces principes. En effet, les pratiques d'intégration agriculture-élevage en sont le fondement, en tant que pratiques visant à exploiter les interactions et synergies au sein de la diversité d'activités et de composantes de ces systèmes. Cependant, à l'échelle du système de production, l'intégration agriculture-élevage, en tant que réseau complexe d'interactions, n'a été que partiellement étudiée. L'analyse holistique et systémique de l'intégration agriculture-élevage, en termes de flux de nutriments, nous apparaît dès lors appropriée pour en apprécier la contribution à la conduite de systèmes agroécologiques (Bonaudo *et al.*, 2014; Gonzalez-Garcia *et al.*, 2012). La question de recherche qui en découle est alors de savoir :

Dans quelles mesures, l'intégration agriculture-élevage, dans sa diversité et sa complexité, permet-elle aux systèmes mixtes agriculture-élevage de répondre aux enjeux de l'agriculture ?

Pour répondre à cette problématique générale, deux sous-questions sont posées :

- L'intégration agriculture-élevage peut-elle être analysée comme un réseau de flux de matière et d'énergie à l'échelle de l'exploitation agricole, aux propriétés de structure et de fonctionnement similaires à celles des écosystèmes et aux processus écologiques qu'ils mobilisent ?
- Les systèmes mixtes les plus intégrés *i.e.* présentant les réseaux de flux de matière et d'énergie les plus diversifiés et les plus complexes, permettent-ils aux systèmes mixtes d'être agroécologiquement performants; à savoir productifs, autosuffisants, efficaces et résilients ?

1.4.2. Sous-Question 1 : intégration agriculture-élevage et analyse de réseau écologique

L'IAE prend différentes formes en fonction de son environnement (Iiyama *et al.*, 2007). Elle est en effet fonction des pratiques mises en œuvre, qui dépendent de la nature des productions animales et végétales en interactions, du type de pratiques considérées (fertilisation, alimentation), des dimensions spatio-temporelles de ces pratiques (rotation, association, transhumance), de la nature même des flux générés par ces pratiques (biomasse, nutriments, énergie) et finalement de leurs finalités (protection sanitaire, fertilité des sols, alimentation, microclimat, bien être, etc.).

Comprendre l'intégration agriculture-élevage non pas à l'échelle de deux composantes en interaction, mais à l'échelle du système de production est primordiale (Rufino *et al.*, 2009a). En effet, dans une vision holistique et systémique des choses, l'IAE à l'échelle du système de production est plus que la somme des pratiques d'IAE prises individuellement. Des propriétés émergentes en découlent, en termes de flux de matière ou d'énergie, de résilience, voire d'efficacité à l'échelle globale du système. Ainsi, la diversité des pratiques d'IAE mises en œuvre, l'intensité des flux qui en découle, l'organisation de ces flux à l'échelle du système, sont autant d'éléments nécessaires pour appréhender l'IAE dans sa globalité.

Notre objectif est de pouvoir caractériser l'IAE suivant des critères suffisamment génériques de manière à considérer la diversité des situations d'IAE sur les mêmes bases, quel que soit le type de SMAE. Pour ce faire, nous proposons d'assimiler ces pratiques d'IAE à un réseau de flux de matière à l'échelle du système pour pouvoir en analyser les propriétés (Ikpe et Powell, 2002; Rufino *et al.*, 2009a; Tiftonell *et al.*, 2007).

Les approches de type « analyse de réseau écologique » ou « ecological network analysis » (ENA), nous apparaissent appropriées (Fath et Patten, 1999; Ulanowicz, 2004). L'ENA est traditionnellement utilisée en écologie pour analyser le fonctionnement et le développement des écosystèmes, mais a aussi été utilisée dans d'autres domaines comme l'étude des systèmes urbains (Fang *et al.*, 2014; Zhifeng *et al.*, 2014). Quelques travaux ont mobilisés l'ENA pour l'étude des agrosystèmes. Rufino *et al.* (2009b) définissent ainsi des indicateurs de diversité et d'intégration basés sur l'ENA pour évaluer l'impact des pratiques sur les performances. Ils analysent ainsi des SMAE contrastés en Ethiopie, au Kenya et au Zimbabwe, au regard de ces indicateurs et des performances, telles que la productivité et l'autosuffisance alimentaire, pour voir dans quelle mesure le recyclage des nutriments permet d'améliorer la durabilité des systèmes étudiés (Rufino *et al.*, 2009b). Alvarez *et al.* (2013), en s'appuyant sur les indicateurs développés par Rufino *et al.* (2009a), évaluent différents scénarios d'intensification permettant d'améliorer le recyclage des nutriments, la productivité et les performances économiques de SMAE à Madagascar. Dalsgaard *et al.* (1995) mobilisent quant à eux certains indicateurs issus de l'ENA tels que la diversité, le recyclage, la stabilité et la capacité, pour quantifier la durabilité écologique d'une gamme de systèmes rizicoles. Enfin, Nowak *et al.* (2015) caractérisent le recyclage des nutriments sur la base de l'ENA, en fonction de la diversité des exploitations à l'échelle territoriale.

Ces approches permettent d'étudier le réseau de flux de matière et/ou d'énergie entre espèces à l'échelle de l'écosystème et d'en caractériser les propriétés de fonctionnement (Ray, 2008). Ces propriétés concernent entre autres la structure du réseau, c'est à dire la diversité des flux qui le compose, la répartition de ces flux entre les espèces, mais aussi le fonctionnement de ce réseau, à savoir le cycle et le recyclage de la matière permis par ce réseau (Fath *et al.*, 2007; Patten, 1995).

Plusieurs raisons nous amènent à considérer l'ENA comme une approche à explorer dans le cadre de la problématique qui est posée :

- *Agroécologie et intégration agriculture-élevage* : Considérer les pratiques agricoles sous l'angle de l'écologie peut contribuer aux approches interdisciplinaires inhérentes à l'agroécologie.
- *Pratiques agricoles et réseaux de flux* : D'un point de vue purement biotechnique, les pratiques d'IAE, assurant un ensemble de transferts entre cultures et élevages, peuvent être assimilées à un réseau de flux. En effet, les pratiques de fertilisation et d'alimentation correspondent à des transferts de matière et/ou d'énergie entre les composantes animales et végétales de l'agrosystème. De fait, l'ENA, en modélisant le système comme un réseau de flux, permet d'analyser les pratiques à l'échelle du système et dans une dimension commune.
- *Analyse de systèmes complexes* : Tout comme les écosystèmes, les SMAE intégrés présentent des propriétés holistiques et systémiques difficilement appréhendables de manière analytique, pratique par pratique. L'ENA permet d'identifier des propriétés émergentes liées à la structure et au fonctionnement des systèmes complexes, et apporte de nouvelles perspectives pour l'analyse des systèmes de production.

Finalement, il s'agit de caractériser différentes formes d'IAE par l'ENA de manière à en identifier les propriétés systémiques et les critères permettant de discriminer et d'évaluer l'IAE.

1.4.3. Sous-Question 2 : Intégration agriculture-élevage et performances agroécologiques

Comme nous venons de le voir, nous nous proposons de caractériser les différentes formes d'IAE suivant un réseau de flux. Les propriétés de ce réseau de flux, en termes de structure et de fonctionnement, conduisent dès lors à des performances différentes. Ces performances, que nous inscrivons dans le champs de l'agroécologie, sont de quatre ordres : la productivité, l'autosuffisance, l'efficacité, et la résilience des agrosystèmes (Altieri *et al.*, 2012; Bonaudo *et al.*, 2014).

- La productivité est définie comme la quantité totale des productions animales et végétales en fonction des facteurs de production que sont la terre, le travail et le capital, mobilisés pour les produire. Notre hypothèse est qu'à l'échelle du système, la conduite simultanée d'une diversité de productions en interaction permet une meilleure allocation des ressources et de fait une plus grande productivité (Archimède *et al.*, 2014; Bell *et al.*, 2013).
- L'autosuffisance, ou dépendance, est définie en fonction de la quantité totale d'intrants mobilisée, ramené à la surface. Notre hypothèse est que l'IAE, par le recyclage des nutriments, permet de diminuer la quantité d'intrants utilisée, que ce soit pour l'alimentation animale ou la fertilisation des cultures.
- L'efficacité est quant à elle définie comme la quantité totale des productions en fonction de la quantité totale d'intrants utilisée. Nous posons l'hypothèse que l'IAE permet d'exploiter les complémentarités entre productions animales et végétales en valorisant les sous-produits, et de fait, de diminuer la quantité d'intrants mobilisée (Funes-Monzote *et al.*, 2009b; Rufino *et al.*, 2006).

- Finalement, la résilience, est définie comme la flexibilité qui confère au système la capacité à s'adapter à des aléas, qu'ils soient d'ordre climatiques, économiques ou sociaux (Darnhofer, 2010; Walker *et al.*, 2006). L'hypothèse faite ici est qu'un système de production diversifié et intégré est plus flexible, car il présente un réseau de flux de matière plus diversifié et plus complexe (Darnhofer *et al.*, 2010b; Ulanowicz *et al.*, 2009), lui permettant alors de substituer une source d'approvisionnement et/ou une destination des productions par une autre (intrants, autres systèmes d'élevage et de culture). Cette capacité de substitution permet alors au SMAE de s'adapter aux aléas climatiques, économiques ou sociaux.

L'objectif est d'évaluer les performances des SMAE en fonction de formes différentes d'IAE. L'analyse de réseau (ENA) mobilisée pour caractériser les pratiques d'intégration agriculture-élevage apparaît aussi appropriée pour évaluer les performances agroécologiques des systèmes mixtes. En effet, elle permet d'évaluer le niveau de développement d'un écosystème, suivant plusieurs dimensions qui sont assimilables aux performances agroécologiques telles que définies. L'intérêt réside principalement dans la capacité de cette méthode à évaluer la notion de résilience d'un point de vue biotechnique. Ainsi, par exemple, Ulanowicz *et al.* (2009), en mobilisant la théorie de l'information et l'ENA, ont développé une série d'indicateurs pour évaluer la capacité de réserve d'un système, qu'ils définissent comme la résilience de ce dernier, en fonction de l'intensité des flux et de leur répartition. De plus, les performances plus classiques que sont l'efficacité, l'autosuffisance et la productivité, vues comme des flux de matière, sont facilement appréhendables par l'ENA. En effet, il s'agit d'une méthode de type « input-output analysis » qui permet de calculer les flux entrant et sortant et, de fait, la productivité, l'autosuffisance et l'efficacité du système (Fath, 2012 ; Fath *et al.*, 2007). Il est ainsi possible d'évaluer l'ensemble des performances agroécologiques suivant une seule et même dimension, à savoir les flux de matière.

En se basant sur une gamme de SMAE intégrés, aux pratiques d'IAE contrastées, nous allons évaluer leurs performances et voir si ceux qui sont les plus intégrés, i.e., les plus complexes et les plus diversifiés, sont bien les plus performants, en fonction des quatre dimensions de la performance agroécologique qui sont proposées.

Chapitre 2: Dispositif de recherche

Pour répondre à la problématique de cette thèse et aux deux sous-questions qui en découlent, nous avons construit un dispositif reposant sur une analyse comparative d'études de cas (figure 2.1).

Dans un premier temps, nous explicitons les raisons qui nous amènent à travailler sur des cas réels dans différents contextes socio-économiques pour répondre à notre question de recherche. En se basant sur des travaux passés et des partenariats existants, trois territoires ont été retenus pour y étudier différentes formes de SMAE: la Guadeloupe, l'Amazonie brésilienne et Cuba.

Puis nous décrivons les trois contextes retenus et les formes d'agriculture étudiées, à savoir les systèmes polyculture-élevage en Guadeloupe, l'agriculture familiale en Amazonie brésilienne, et les exploitations agroécologiques à Cuba.

Enfin, nous présenterons le cadre d'analyse développé, qui s'appuie sur l'analyse des réseaux écologiques. L'analyse des réseaux écologiques doit permettre d'une part de caractériser les formes d'IAE, et d'autre part d'évaluer les performances agroécologiques des SMAE, pour finalement voir dans quelles mesures IAE et performances agroécologiques peuvent être liées.

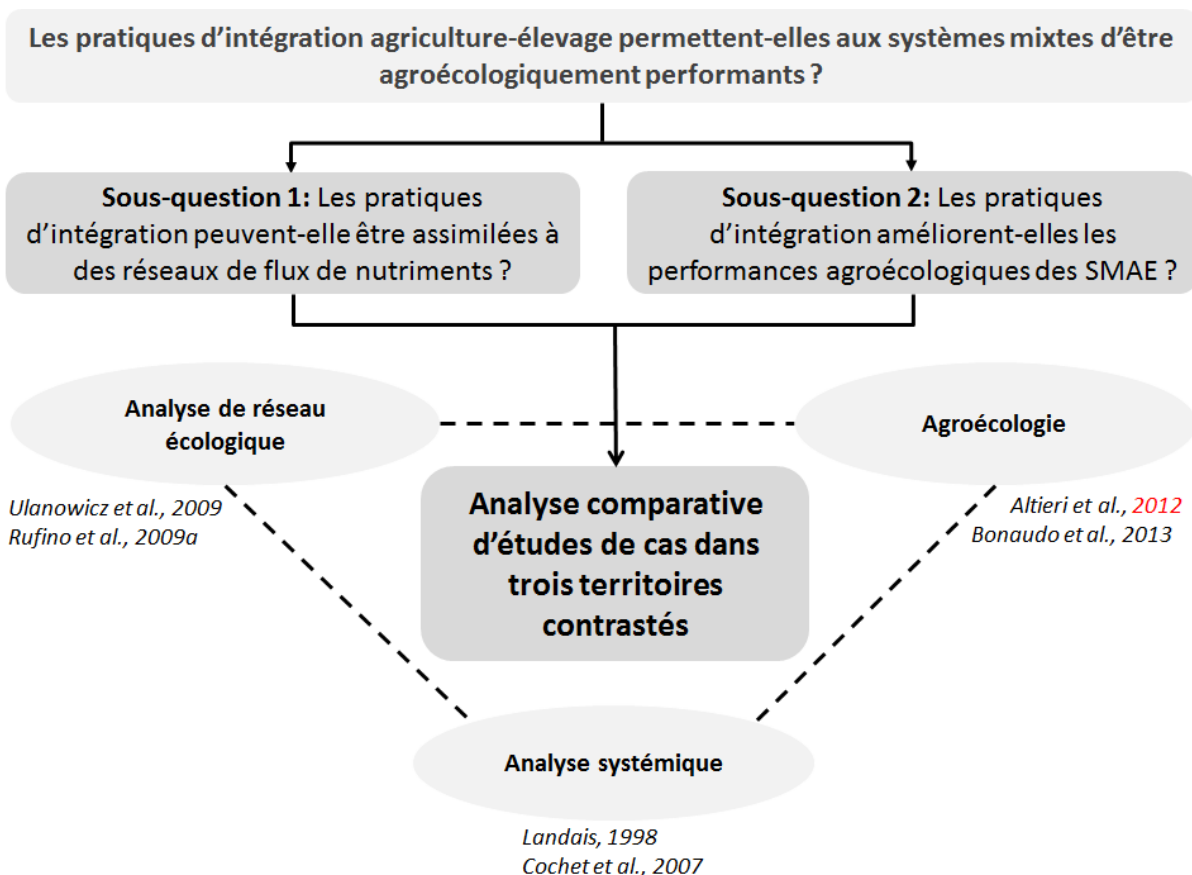


Figure 2.1 : Dispositif de recherche proposé pour répondre à la question de recherche et cadres conceptuels mobilisés.

2.1. Analyse comparative de SMAE contrastés sur trois territoires

2.1.1. Analyse d'études de cas contrastées

Le dispositif de recherche proposé repose sur l'étude de cas réels contrastés. Pour répondre aux questions posées, il est nécessaire de travailler sur une diversité de formes d'IAE. Travailler sur une diversité de situations permet d'instruire la sous-question 1 et de tester la capacité de notre approche méthodologique à caractériser l'IAE dans des situations très contrastées. Travailler sur des situations contrastées nous permet aussi d'instruire la sous-question 2, en évaluant les performances de nos systèmes suivant différentes formes d'IAE.

Une alternative aurait été l'expérimentation-système à travers la conduite d'un SMAE plus ou moins intégré. Des dispositifs de ce type existent en effet, comme les deux systèmes bovins laitiers herbagers et polyculture-élevage conduits à la station expérimentale INRA de Mirecourt dans un objectif de transition vers l'autonomie (Coquil, 2014), ou encore le système pilote en polyculture-élevage conduit sur l'exploitation du lycée agricole de Guadeloupe, qui vise à optimiser l'IAE (Stark et Fanchone, 2014). Ces dispositifs présentent cependant deux limites : d'une part le temps long et les importants moyens nécessaires pour les mettre en œuvre ; et d'autre part le nombre limité de situations qu'ils représentent. Dans le cadre de cette thèse, s'appuyer sur des cas réels, rend possible l'étude d'une plus grande diversité de situations, et permet d'obtenir ainsi des réponses plus génériques aux questions posées.

Ce dispositif de thèse repose sur le postulat que les pratiques d'IAE mises en œuvre sont fonction de la nature des SMAE et de leur environnement (Brossier, 1987 ; Spedding, 2012). A la différence des systèmes spécialisés, fondés sur une artificialisation de leur milieu environnant pour s'émanciper de ses contraintes, les systèmes mixtes intégrés valorisent en effet les processus naturels de l'écosystème et sont donc plus sensibles à leur environnement (van Keulen et Schiere, 2004). En fonction de la gamme de ressources disponibles, des conditions pédoclimatiques, du contexte socioéconomique, de l'accès aux facteurs de production, les systèmes agricoles présentent des structures et des logiques de fonctionnement différentes (Zahm *et al.*, 2007).

Nous proposons ainsi de mener une analyse comparative dans des contextes socio-économiques très différents pour s'assurer d'analyser une large gamme de pratiques d'IAE.

2.1.2. Choix des terrains d'étude

La diversité de pratiques d'IAE est notamment fonction de la combinaison des facteurs de production à disposition des agriculteur(trices), étroitement liée à l'environnement socio-économique dans lequel ils évoluent. (van Keulen et Schiere, 2004). Une disponibilité relativement importante en terre plaiderait pour la conduite de systèmes plutôt extensifs, consommant peu d'intrants par unité de surface. Dans ce cas, les pratiques d'IAE ne présenteraient pas beaucoup d'intérêt. *A contrario* un accès limité à la terre plaide pour une intensification des activités par unité de surface et notamment une intensification des pratiques d'IAE.

Une disponibilité relativement importante en capital permettrait un recours important aux intrants. Là aussi, d'un point de vue biotechnique, les pratiques d'IAE ne présenteraient que peu d'intérêt, le recours au marché étant la forme privilégiée de mobilisation des ressources. A l'opposé, un accès limité en capital conduirait à mieux valoriser les ressources disponibles sur l'exploitation, notamment par des pratiques d'IAE. Enfin, une plus grande disponibilité en main d'œuvre favoriserait la valorisation des différentes ressources de l'exploitation au détriment de l'achat d'intrants, et donc au bénéfice des pratiques d'IAE. *A contrario*, un accès limité à la main d'œuvre limiterait les opérations de gestion des ressources sur l'exploitation telles que les pratiques d'IAE.

Il nous apparaissait ainsi pertinent de pouvoir travailler dans des contextes qui combinent ces conditions d'accès aux facteurs de production. Trois terrains d'étude ont finalement été retenus, présentant des situations socioéconomiques contrastées vis-à-vis de l'accès aux facteurs de production et de l'IAE (tableau 2.1): La Guadeloupe (Grande Terre et Basse Terre), l'Amazonie Brésilienne (Commune de Paragominas, Etat du Pará), et Cuba (Province de Matanzas) (tableau 2.1).

L'agriculture de Guadeloupe, petite région insulaire, est marquée par (i) un accès limité à la terre de par la taille de l'île et sa densité de population, (ii) un accès limité à la main d'œuvre du fait du coût de la main d'œuvre, et par (iii) un accès important au capital, comme secteur économique fortement subventionné au sein d'un département français. L'agriculture familiale de l'Amazonie brésilienne, grande région continentale, est marquée par (i) un accès à la terre important, de par l'importance des surfaces encore disponibles et de la faible densité de population, (ii) un accès à la main d'œuvre modéré, du fait du faible coût de la main d'œuvre qui reste toutefois limitée, et par (iii) un accès modéré aux capitaux. L'agriculture de Cuba, région insulaire moyenne, est marquée par (i) un accès modéré à la terre, du fait de la taille de l'île et de son histoire agraire, (ii) un accès important à la main d'œuvre du fait de son faible coût et de sa disponibilité importante, et par (iii) un accès faible aux capitaux, du fait de l'accès limité aux intrants et aux équipements.

		Guadeloupe (Continentale)	Amazonie brésilienne (Municipe de Paragominas)	Cuba (Province de Matanzas)
Contexte socioéconomique		Petite région insulaire développée	Région continentale en transition	Région insulaire « atypique »
Accès aux facteurs de production	Main d'œuvre	-	=	+
	Terre	-	+	=
	Capital	+	=	-
Hypothèses sur l'IAE		-	=	+

Tableau 2.1 : Caractéristiques générales des terrains d'études et hypothèses de développement de l'intégration agriculture-élevage en fonction de l'accès aux facteurs de production pour chaque territoire.

Le choix spécifique de ces trois terrains est aussi lié à des collaborations scientifiques et universitaires existantes, qu'il nous semble important de préciser.

Le premier terrain support de ce doctorat est la Guadeloupe. Mon parcours m'a en effet amené à travailler pendant quatre ans sur ce territoire, dans le cadre d'un projet de partenariat Recherche-Formation-Développement portant sur la conception et l'optimisation de systèmes intégrés de type polyculture-élevage (Stark *et al.*, 2010a). Dans ce cadre, j'ai été amené à collaborer étroitement avec l'Unité de Recherches Zootechniques (URZ) du Centre INRA Antilles-Guyane. De cette collaboration est né ce projet de thèse. Les travaux réalisés dans le cadre de cette thèse s'appuient ainsi sur les travaux menés précédemment en Guadeloupe (Stark *et al.*, 2010b; 2012), dans la continuité des questionnements scientifiques qui ont pu en émerger.

Le second terrain, l'Amazonie brésilienne, a été retenu pour deux raisons principales: d'une part l'importance grandissante de la question de l'intégration agriculture-élevage au sein des formes d'agricultures familiales comme solution pour en améliorer les performances dans cette région du monde (Bendahane, 2015); et d'autre part dans le cadre d'un dispositif de recherche et d'enseignement en partenariat portant sur les forêts, les agricultures et les territoires en Amazonie (DP Amazonie) du CIRAD, au sein duquel l'UMR SELMET est partenaire. Dans ce cadre, l'UMR SELMET collabore depuis longtemps avec les partenaires brésiliens que sont l'EMBRAPA et l'UFPA (projets de recherche, échanges d'étudiants de Master, encadrement de thèse, etc.). Depuis plusieurs années, plusieurs travaux de recherche se développent sur la commune de Paragominas (Pará), présentant dès lors une zone d'étude appropriée pour y mener à bien ces travaux de recherche.

Le troisième terrain, Cuba, est le dernier terrain à avoir été intégré à ce dispositif de recherche. Tout en restant dans la même région du monde (région latino-caribéenne), Cuba développe depuis plusieurs années une agriculture dite « agroécologique » qui s'appuie notamment sur l'intégration entre agricultures et élevages (Funes-Monzote, 2008). Il nous apparaissait pertinent de pouvoir intégrer à notre échantillon des cas d'étude où agriculture et élevage sont a priori fortement intégrés, tel que ceux présents à Cuba. Nous nous sommes dès lors rapprochés de la station expérimentale « Pastos y forrajes Indio Hatuey » (EPPFIH), située dans la province de Matanzas, avec qui, l'URZ en Guadeloupe, et mon laboratoire d'accueil, l'UMR SELMET, collaborent.

2.2. Caractéristiques des formes d'agriculture étudiées

2.2.1. Les systèmes polyculture-élevage en Guadeloupe

La Guadeloupe, est un département d'outre-mer localisé dans la Caraïbe. Il s'agit d'un petit archipel de 170 200 ha avec une population de 400 000 habitants. L'agriculture guadeloupéenne est tournée vers l'exportation de produits agricoles fortement subventionnés. La canne à sucre et la banane sont les deux spéculations dominantes tant économiquement qu'historiquement. Elles occupent respectivement 14 000 et 2 500 ha des 31 400 ha de surface agricole de l'archipel (Agreste, 2011; 2014). A côté de ces deux productions dominantes, l'élevage de gros ruminants reste une activité importante, et utilise 10 000 ha de pâturage. Les productions végétales destinées au marché local (vivrière, maraichère, fruitière), tout comme les petits élevages de monogastriques (porcin, volaille, lapin) sont présents sur de plus petites surfaces et sont bien moins subventionnés. Ils ne permettent pas de couvrir les besoins de la population et conduisent à une balance commerciale agricole déficitaire (Agreste, 2015). De plus, toutes ces productions restent fortement dépendantes de l'importation d'intrants, qu'il s'agisse des fertilisants minéraux pour les productions végétales ou des compléments alimentaires pour les productions animales.

D'un point de vue économique, l'agriculture guadeloupéenne a toujours été un pilier de son développement, mais est aujourd'hui confrontée à plusieurs limites, liées à cette spécialisation des systèmes de production et à leur forte dépendance aux marchés et aux subventions (Audebert, 2012). D'un point de vue environnemental, le recours aux intrants conduit à des problèmes de pollution et d'érosion de la biodiversité. D'un point de vue social, l'île est confrontée à des problèmes majeurs de santé humaine liés aux nombreuses pollutions (par exemple, la crise de la chlordécone ; Cabidoche *et al.*, 2007), tout comme aux questions de souveraineté alimentaire, largement au cœur des débats de la crise sociale de 2009 (Desse, 2012). Pour maintenir une activité agricole durable sur le territoire guadeloupéen, il s'avère donc nécessaire d'explorer des pistes visant à remédier à ces limites.

Malgré la bipolarisation de l'agriculture guadeloupéenne, entre cultures d'export et productions à destination des marchés locaux, les petites et moyennes exploitations restent majoritaires et mettent en œuvre des systèmes de production de type « polyculture-élevage ». La surface moyenne des exploitations guadeloupéennes est en effet de 4,1 ha (contre 55 ha pour la France), avec 79 % des exploitations faisant moins de 5 ha, et seulement 1 % plus de 20 ha (Agreste, 2015). Canne à sucre et banane dominant, avec respectivement 40 % et 8 % de la SAU, et 25 % de la valeur de la production agricole issue de la banane. Ces productions sont pourtant le fait de ces petites exploitations en polyculture-élevage. Ainsi 55% des exploitations guadeloupéennes cultivent de la canne à sucre, et 56 % de la surface cultivée en banane est constituée de parcelles de moins de 1 ha (Agreste 2011; 2014). Aujourd'hui, les travaux scientifiques du système régional de recherche-développement plébiscitent ces exploitations polyculture-élevage, comme étant une voie possible pour remédier à la crise du modèle de production agricole spécialisé (Gonzalez-Garcia *et al.*, 2012; Ozier-Lafontaine *et al.*, 2011; Stark *et al.*, 2010a).



Figure 2.2 : Carte de la Guadeloupe, France (IEDOM, 2008)

2.2.2. L'agriculture familiale d'Amazonie brésilienne

Le municipe de Paragominas est localisé dans le Nord-Est de l'Etat du Pará au Brésil, à 320 km de Belém, la capitale du Pará. Il s'étend sur une surface de 1,93 millions d'hectares représentant 1,5% de la surface du Pará. Sa population, de 100 000 habitants en 2014, a été multipliée par sept depuis le début de la colonisation en 1970.

L'évolution du municipe de Paragominas est emblématique des dynamiques territoriales en Amazonie brésilienne. Ce territoire a subi une grande vague de déforestation suite à l'exploitation forestière et au développement de l'élevage bovin extensif dans les années 1970, puis à l'expansion des cultures de grains dans les années 2000. Les fortes externalités négatives sur l'environnement associées à cette dynamique ont conduit le gouvernement à mettre en œuvre un ensemble de mesures de contrôle et de répression visant à réduire la déforestation en Amazonie, parmi lesquelles la publication fin 2007 d'une liste noire des communes ayant le plus fort taux de déforestation (Nepstad *et al.*, 2014). Paragominas intègre cette liste, ce qui entraîne des sanctions économiques et juridiques (embargos, restriction de l'accès au crédit agricole et suspension du processus de régularisation foncière) et la fermeture de nombreuses scieries.

Dans ce contexte le municipe de Paragominas a signé un pacte avec le gouvernement fédéral en 2008 et s'est engagé dans un programme de « Municipio Verde »¹ pour enrayer cette dynamique et lever ainsi les sanctions économiques et juridiques associées (Piketty *et al.* 2015). En 2011, Paragominas est la première municipalité à sortir de cette liste noire, ce qui en fait un modèle de territoire « vert » en Amazonie (Vaz *et al.*, 2012).

Si les mesures de contrôle et de répression associées au programme du Municipe vert ont permis de ralentir la déforestation, cette transition vers une déforestation « zéro » pose deux sérieux enjeux. Premièrement, le développement agraire de Paragominas, qui était basé sur la consommation d'espaces et de ressources naturelles, est maintenant confronté à de nouveaux enjeux de gestion de la fertilité, de valorisation des terres déjà déboisées, et environnementaux par la gestion des pollutions et des émissions de GES. Deuxièmement, la promotion de la déforestation zéro n'est pas seulement qu'une question d'adéquation des pratiques agricoles aux règles environnementales. Elle nécessite des changements culturels et sociaux profonds, en particulier chez les agriculteurs familiaux dont les techniques de production restent essentiellement basées sur des techniques d'abattis-brulis (Vaz *et al.*, 2012).

L'agriculture de Paragominas est marquée par deux principales tendances, comme l'agriculture brésilienne de manière générale : d'un côté les grands agriculteurs des « fazendas », et de l'autre côté l'agriculture familiale². Pour permettre une redistribution foncière en faveur des producteurs démunis en terre, l'INCRA (organisme gouvernemental en charge de la réforme agraire) et l'Institut des Terres du Pará (ITERPA) ont créé des « assentamentos », des périmètres situés sur le domaine foncier public ou sur des terrains expropriés et sur lesquels ont été délimités des lots qui sont attribués à l'agriculture familiale (Eloy *et al.*, 2009). A Paragominas, les assentamentos représentent 5% de la superficie de la commune. La taille des lots, variable d'un assentamento à l'autre, est comprise entre 20 à 100 ha.

55 % de la surface du territoire de Paragominas est couverte de forêt primaire (Coutinho *et al.*, 2013). Le reste du municipe est utilisé à près de 50% par des espaces ouverts occupés par l'élevage bovin extensif au pâturage, pour 40% par les forêts secondaires, et les 10% restant par l'agriculture mécanisée et les plantations forestières. Au total, 630 000 ha sont exploités par les fazendas, développant soit des systèmes d'élevage bovin viande sur des surfaces allant de 1 000 à 10 000 ha, soit des productions de maïs et de soja sur des exploitations allant de 1 000 à 10 000 ha. 108 000 ha sont exploités par des agriculteurs familiaux, sur des parcelles allant de 20 à 100 ha, et s'appuyant sur des systèmes mixtes agriculture-élevage, pour l'autoconsommation (manioc, riz, maïs, haricot, volailles, œufs, lait), la vente de viande, de lait, de surplus et de produits à plus forte valeur ajoutée (açai, fruits, farine de manioc, poivre, etc.).

¹ Pour sortir de la liste, trois conditions doivent être respectées : (i) diminuer la surface déforestée à moins de 40 km²/an ; réduire la surface déforestée annuellement à 60% ou moins de la moyenne de déforestation des deux années précédentes ; (iii) cadastrer 80% de son territoire sous CAR (cadastre environnemental à l'échelle des exploitations) (Piketty *et al.*, 2015).

² Selon la loi n°11326 du 24 juillet 2006 une exploitation est familiale si : i) sa surface agricole est inférieure à 4 modules fiscaux (soit 220 ha à Paragominas, la surface du module fiscal étant égal à 55 ha) ; ii) la main d'œuvre est principalement familiale ; iii) un pourcentage minimum du revenu de la famille est généré à partir des activités agricoles de l'établissement ; iv) l'exploitation agricole est dirigé par un membre de la famille.

Ces données sont issues du diagnostic réalisé en 2012/2013 par le groupe de recherche du DP Amazonie³.

Du fait des plus petites surfaces dont disposent les exploitations familiales, d'une disponibilité en main d'œuvre principalement familiale, de l'absence de mécanisation et de motorisation, l'intégration agriculture-élevage est un levier préférentiel à d'autres pour l'amélioration des performances des systèmes de production. Jusqu'à présent, L'Embrapa et l'assistance technique se sont emparés du sujet de l'intégration agriculture et élevage, mais plutôt à l'échelle des fazendas (Klutcouski *et al.*, 2004), nécessitant des niveaux d'équipement et d'investissement éloignés des réalités de l'agriculture familiale. Mieux comprendre les pratiques d'intégration agriculture-élevage déjà existantes, et les marges de manœuvres possibles, apparaît dès lors essentiel pour une transition agroécologique de ces systèmes (Alexandre *et al.*, 2013).

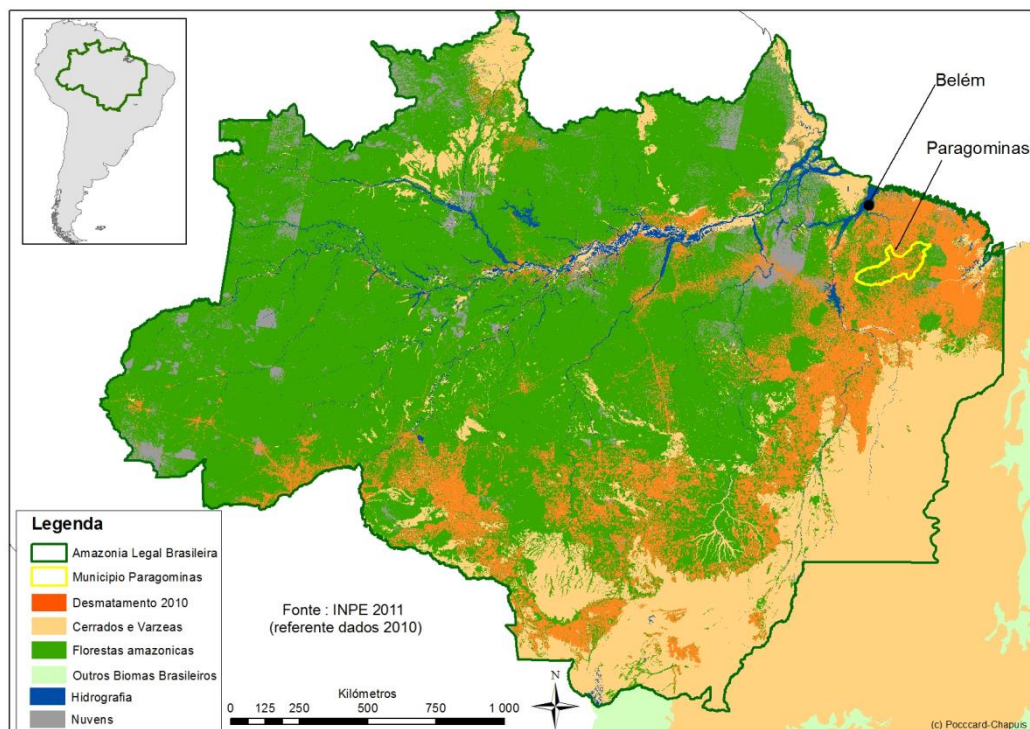


Figure 2.3 : Município de Paragominas dans l'Etat du Pará, Brésil (Poccard-Chapuis)

2.2.3. Les exploitations agroécologiques à Cuba

Cuba, avec une superficie de 109 884 km², est la plus grande île de la Caraïbe. Elle est située au sud des Etats Unis. L'agriculture cubaine est très fortement marquée par l'histoire de l'île. Cette ancienne colonie espagnole a entretenu des relations commerciales très fortes avec les Etats-Unis pendant la première moitié du XX^e, jusqu'à la révolution de 1959. Pendant la seconde partie du XX^e siècle, Cuba s'est rapproché de l'URSS. La chute du bloc soviétique au début des années 1990 (période spéciale) s'accompagne d'une nouvelle révolution agricole. Avec la chute de l'URSS, Cuba perd en effet son principal partenaire commercial.

³ Dispositif en Partenariat associant l'Embrapa Amazônia Oriental, l'UFPA et le CIRAD.

Cet effondrement couplé à l'embargo américain, induit un écroulement des importations de pétrole, d'intrants et de matériels agricoles. La production alimentaire dégringole dès lors. Cuba réoriente alors son modèle agricole de manière à être moins dépendante aux intrants chimiques et développe un modèle d'agriculture écologique (Febles-González *et al.*, 2011).

La redistribution des terres est la pierre angulaire de cette réorientation. L'Etat encourage les formes individuelles et coopératives en démantelant une partie des sociétés d'état peu performantes dans ce nouveau contexte. Aujourd'hui plus de 100 000 exploitations agricoles ont ainsi été implantées pour un peu plus d'un million d'hectares. Ce programme de redistribution des terres s'est aussi appuyé sur un système de recherche-développement et de formation « paysan à paysan » pour accompagner cette transition d'un modèle industriel vers un modèle agroécologique (Febles-González *et al.*, 2011). Ceci a permis de voir la production agricole croître à nouveau en limitant l'usage des intrants chimiques (Rosset *et al.*, 2011). Ces niveaux importants de productivité sont obtenus grâce à l'usage de technologies locales, comme le vermicompostage, l'utilisation des microorganismes efficaces, la mise en place de systèmes de production diversifiés, l'intégration d'animaux dans les exploitations, l'agroforesterie, l'intégration agriculture-élevage (Funes-Monzote *et al.*, 2009b). De nombreux agriculteurs utilisent également des systèmes qui intègrent une dimension énergétique, développant leurs propres sources d'énergie avec la production de gaz et d'électricité (biodigesteur, éoliennes), en plus des cultures destinées aux biocarburants intercalées avec des cultures vivrières (Funes -Monzote, 2008).

Pourtant, Cuba reste encore très dépendant des importations, malgré une diminution de cette dépendance depuis les années 1990. L'Etat continue de développer en parallèle de ce modèle agroécologique, une agriculture industrielle intensive, représentant 10% des terres cultivées. Pour ce faire, il s'appuie sur l'irrigation, les pesticides et les OGM, pour les productions de maïs et de soja notamment, en étant financé par ses partenaires que sont le Venezuela ou encore le Brésil. Certains paradoxes persistent au sein de l'agriculture cubaine (Nelson *et al.*, 2008), mais le système d'organisation coopératif développé, le lien fort qui existe avec la recherche et la formation, les terres agricoles encore disponibles, les innovations techniques et locales développées, doivent permettre à ce pays d'atteindre son objectif de sécurité alimentaire dans le futur (Altieri *et al.*, 2012).



Figure 2.4 : Province de Matanzas, Cuba (source: Ulysse voyage)

2.3. Cadre méthodologique

Pour répondre aux sous questions posées, nous proposons de mobiliser l'analyse de réseau écologique (ENA), de manière à modéliser les formes d'IAE en un réseau de flux de nutriments puis d'évaluer les performances agroécologiques des SMAE en fonction de ces formes d'IAE. La mise en œuvre de l'ENA repose sur la quantification de l'ensemble des flux circulant au sein du système considéré. Pour mieux comprendre la démarche mise en œuvre, cette section commence par la dernière étape de la méthodologie, l'ENA. Nous présentons dans un premier temps les principes de l'ENA, quelles sont les informations nécessaires pour conduire ce type d'analyse, et finalement la taille de notre échantillon au regard du niveau d'analyse qui est retenu (figure 2.5).

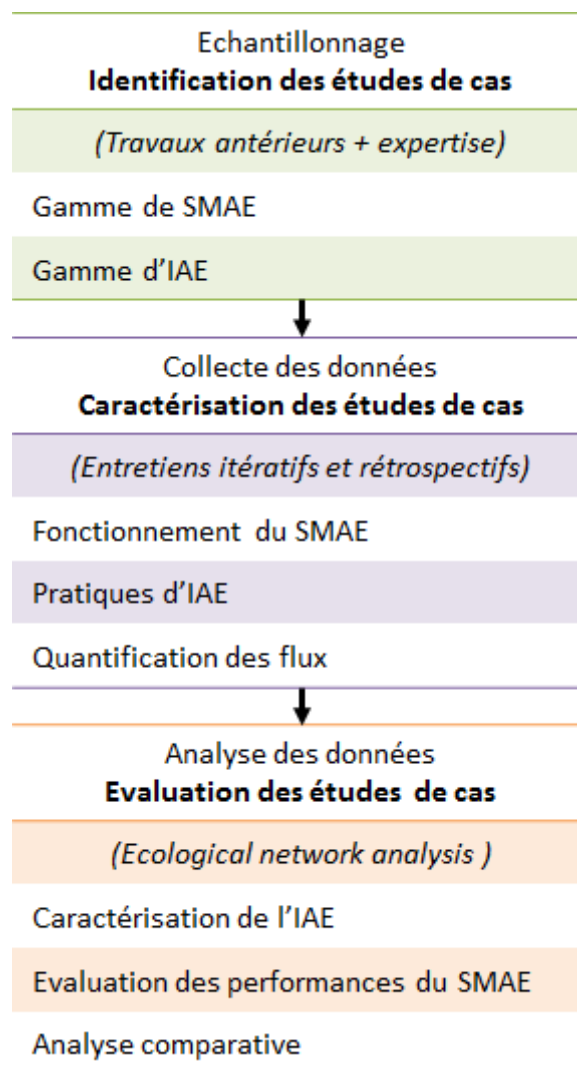


Figure 2.5 : Etapes de la méthodologie mise en œuvre pour répondre à la question de recherche : Identification des études de cas en fonction d'une gamme de SMAE et d'IAE ; Caractérisation des études de cas par des entretiens itératifs et rétrospectifs ; et évaluation des études de cas par l'analyse de réseau écologique.

2.3.1. Analyse de réseau de flux pour répondre à la question de recherche

Comme nous l'avons vu dans le le chapitre 1, l'ENA nous apparait comme une approche pertinente pour d'une part caractériser les formes d'IAE, et d'autre part évaluer les performances des SMAE. Le peu de travaux mobilisant cette méthode dans le cadre de l'analyse des systèmes agricoles rend nécessaire, dans le cadre de cette thèse, d'effectuer un travail méthodologique approfondie de l'ENA appliquée aux agrosystèmes. Ce travail méthodologique est l'objet du chapitre 3 qui reprend en détail les principes de l'ENA, les adaptations faites pour étudier les agrosystèmes, et l'illustration sur des cas théoriques de sa mise en œuvre. L'objet de la présente section est plutôt d'exposer globalement ce qu'est l'ENA, les grandes étapes et les données nécessaires pour réaliser ce type d'analyse.

Pour implémenter l'ENA, trois étapes sont nécessaires : la conceptualisation de l'agrosystème, la modélisation des flux et finalement l'évaluation de l'IAE et de ses performances (figure 2.6).

La première étape correspond à la conceptualisation de l'agrosystème en un réseau de flux de matière. Cette étape nécessite de définir les frontières du système avec son environnement, d'en définir les compartiments, d'identifier les flux entre les compartiments, puis entre les compartiments et l'environnement du système. Le résultat finalement obtenu est un diagramme de flux, qui correspond au modèle conceptuel retenu pour l'analyse du système donné. Pour conduire cette première étape, il est nécessaire de caractériser la structure et le fonctionnement global du système, afin de décrire les productions présentes et leurs modes de conduite, en fonction de l'environnement dans lequel évolue l'agrosystème étudié. Le choix des compartiments dépend du niveau de détail retenu pour une analyse donnée, chaque espèce pouvant correspondre à un compartiment pour une représentation désagrégée du système étudié, ou à l'opposé, les élevages agrégés en un compartiment et les cultures en un autre compartiment. Le niveau d'agrégation retenu influençant de fait l'architecture du réseau de flux, il doit être le même pour l'ensemble des cas étudiés.

La seconde étape correspond à la modélisation de l'agrosystème en une matrice de flux 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. Pour quantifier chacun des flux, il est nécessaire de détailler les itinéraires techniques et les modes de conduite de chacune des productions, en termes d'intrants utilisés, de valorisation de résidus de culture, de déjections animales, et de produits exportés. Les flux sont quantifiés de trois manières : observations directes, entretiens avec les exploitant(e)s, et estimations à partir de la littérature scientifique, suivant la nature des flux. Il est ensuite nécessaire de ramener les flux à une même période, l'année dans notre cas, correspondant au cycle moyen de production. Les flux correspondant au cycle de chaque production sont ramenés à une année, en fonction de l'assolement et des effectifs pour une période d'activité normale. Après avoir quantifié chaque flux dans l'unité qui leur est propre, les flux sont ramenés à une unité commune au moyen de coefficients de conversion disponibles dans la littérature (Annexe 2 : coefficients de conversion). Nous avons fait le choix de raisonner nos modèles de flux en azote. En termes d'IAE, l'azote est en effet un nutriment essentiel dans les transferts entre élevages et cultures (fertilisation et alimentation animale).

Enfin, le prix des intrants agricoles est fortement corrélé au taux d'azote, tant pour les productions animales (besoins protéiques des animaux) que pour les productions végétales (fertilisation azotée; Billen *et al.*, 2014)

La troisième étape correspond au calcul des indicateurs. Deux groupes d'indicateurs ont été développés, l'un pour caractériser l'IAE, l'autre pour évaluer les performances agroécologiques des SMAE. Les indicateurs de caractérisation de l'intégration concernent la diversité des flux, l'organisation du réseau de flux, l'intensité du réseau de flux, et le recyclage au sein du système. Ils permettent ainsi de caractériser l'IAE suivant la complexité et l'intensité des échanges de nutriments entre les compartiments. Les indicateurs de performances agroécologiques renvoient aux quatre dimensions que nous avons retenu : l'efficacité, la résilience, la productivité et l'autosuffisance (Bonaudo *et al.*, 2014).

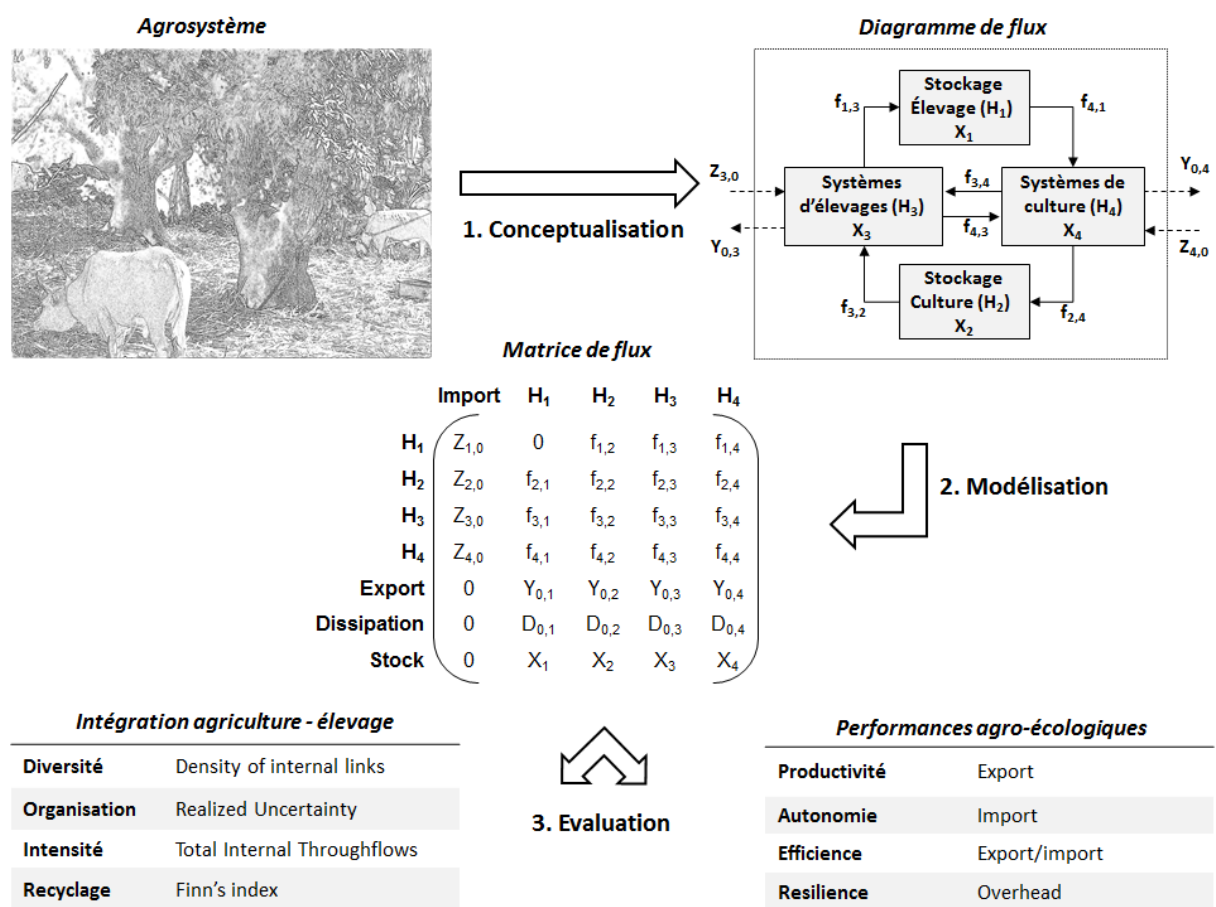


Figure 2.6 : Cadre d'analyse propose pour l'étude des agrosystèmes basée sur l'analyse de réseau écologique: 1. Conceptualisation du système étudié en un diagramme de flux; 2. Modélisation de ce diagramme en une matrice de flux en fonction de l'unité retenue; 3. Évaluation du système suivant ses forms d'intégration agriculture-élevage et de ses performances agroécologiques.

2.3.2. Enquêtes complètes pour caractériser les flux et les systèmes

Comme nous venons de le voir, la mise en œuvre de l'ENA nécessite à la fois une caractérisation globale du système en interaction avec son environnement, et une analyse fine de son fonctionnement pour identifier et quantifier chacune des interactions entre ses composantes, et avec son environnement. Les approches de type « farming system » (Brossier, 1987; Spedding, 2012) nous apparaissent pertinentes pour caractériser le fonctionnement des SMAE et les pratiques d'IAE, faisant le lien entre les ressources disponibles et la manière dont elles sont combinées au travers des activités d'élevage et de culture (Devienne et Wybrech, 2002). Ces approches offrent en effet un cadre d'analyse pour la synthèse d'informations relatives aux systèmes agricoles, objets en interactions dynamiques avec leurs environnements socio-écologiques et leurs composantes (Doré et al., 2011).

Compte tenu de la quantité d'informations nécessaire, et du dispositif de recherche qui repose sur trois territoires différents, nous avons fait le choix de collecter les informations au moyen d'enquêtes de terrain, et plus particulièrement, par des entretiens semi-directifs itératifs auprès des agriculteurs. En effet, le suivi d'exploitations avec des mesures agronomiques régulières n'était pas possible compte tenu des moyens nécessaires pour mettre en œuvre ce type de dispositifs. Pour orienter la collecte d'informations, nous mobilisons le cadre proposé par l'approche globale de l'exploitation agricole (AGEA; Bonneville et al., 1989). Cette démarche semi-directive et itérative permet d'enrichir le recoupement des informations, d'améliorer la qualité des données recueillies, et de consolider les résultats obtenus (Olivier de Sardan, 2003). Deux principes sous-tendent l'AGEA. Le premier principe est que l'exploitation agricole est considérée comme un système. En effet l'exploitation agricole ne peut plus être considérée comme la juxtaposition de spéculations ou d'activités sans relation entre elles. C'est au contraire un ensemble d'éléments en interaction. L'évolution de cet ensemble est orientée par les objectifs que lui assignent les membres de la famille du chef d'exploitation ou le groupe familial, dans un environnement donné. La compréhension de ces relations est importante pour transformer un des éléments du système, voire le système dans son ensemble. Le second principe est celui de la cohérence. « *Les agriculteurs ont des raisons de faire ce qu'ils font* ». Ce principe ne doit pas être compris comme celui d'une rationalité particulière aux agriculteurs ou à un certain type d'agriculteurs; il stipule simplement que la compréhension du fonctionnement de l'exploitation et des décisions de l'agriculteur passe par celle des objectifs et finalités de la famille. D'autre part, cette cohérence est à analyser par rapport à la perception qu'a le groupe familial de sa situation et de celle de son environnement. Ainsi définie, l'AGEA, comme approche systémique « *conduit à considérer les résultats et les données de l'exploitation située dans son contexte ; elle permet de formuler des diagnostics, de proposer des solutions et des voies d'évolution qui tiennent compte de la cohérence du système et qui soient adaptés au projet du groupe familial et aux atouts et contraintes qui en découlent pour l'exploitation ; c'est une démarche compréhensive, par opposition à une démarche normative* » (Bonneville et al., 1989).

L'AGEA est une méthode conduite de manière itérative, avec alternance entre des phases chez l'agriculteur et des phases « en salle ». Les phases chez l'agriculteur permettent la collecte des informations alors que les phases « en salle » permettent la préparation des visites et l'exploitation des données recueillies lors de ces visites.

Pour chacune des exploitations retenues, trois à quatre passages ont été réalisés, de durée variable en fonction des terrains d'étude et de la complexité des combinaisons d'activités. L'objectif du premier passage consiste à « entrer » dans la connaissance de l'exploitation en s'assurant de la cohérence et de la diversité interne des différents types de systèmes de production, en se focalisant sur les ressources à disposition et sur les pratiques mises en œuvre. Les deux passages suivants permettent de modéliser le fonctionnement de l'exploitation en caractérisant la conduite technico-économique des différents systèmes de culture (rotations, itinéraires techniques) et d'élevage (reproduction, alimentation, soins, logement des animaux). Enfin, le dernier passage vise à valider le modèle en confrontant notre perception au point de vue de l'agriculteur, et d'apporter d'éventuelles précisions.

L'ensemble des données collectées est organisé en cinq types d'information :

- *Description générale de l'exploitation*: Caractérisation de l'environnement socio-écologique, dynamique historique de l'exploitation agricole, et ressources disponibles.
- *Conduite des systèmes de culture* : Espèces cultivées, rotations et assolement, itinéraires techniques, produits et sous-produits des cultures, et performances technico-économiques.
- *Conduite des systèmes d'élevage* : Espèces et races, modes de conduite selon les saisons, pratiques de reproduction et productivité, alimentation et abreuvement, pratiques sanitaires, produits et sous-produits d'élevage, et performances technico-économiques.
- *Gestion du travail en lien avec le matériel et les bâtiments*, allocation des facteurs de production.
- *Rapports du système exploitation-famille avec son environnement*
- *Résultats technico-économiques* : performances technico-économiques des systèmes d'élevage et des systèmes de culture, productivité de la terre et du travail.

Les données économiques n'ont été collectées que sur les études de cas guadeloupéens, ces informations présentant un intérêt dans le cadre du projet de partenariat RFD initié localement. Ces résultats technico-économiques sont donc présentés dans la première section de résultats portant spécifiquement sur les études de cas Guadeloupéens (Chapitre 4). De fait, l'analyse comparative des études de cas des trois territoires ne fait pas références aux performances technico-économiques des systèmes étudiés (Chapitre 5).

2.3.3. Sélection des études de cas dans chaque territoire

Du fait de la grande quantité d'informations à recueillir, et du nombre de passages, le nombre de cas d'études a été limité. De plus, le fait de travailler dans trois pays différents, aux conditions d'accès parfois délicates (distance, disponibilité), nous a conduit à limiter notre échantillon à une vingtaine d'exploitations. Trois exploitations ont par la suite été écartées de l'échantillon (cessation d'activité, changement d'orientation). Notre échantillon est donc constitué de 17 études de cas. La collecte des données s'est étalée entre 2013 et 2015, à travers notamment l'encadrement de travaux de masters. Sur les 8 études de cas retenues en Guadeloupe, la collecte des données a été faite entre 2013 et 2014 pour 4 exploitations, les 4 autres avec l'appui d'un étudiant dans le cadre de son stage de fin d'études à l'ISTOM en 2015 (Semjen, 2015). Pour les 4 études de cas retenues au Brésil, le recueil des données s'est fait entre 2013 et 2014 avec l'appui d'une étudiante de Montpellier SupAgro en stage de césure.

Les informations relatives aux 5 dernières études de cas cubaines ont été renseignées en 2015, avec l'appui d'une étudiante d'Agrosup Dijon en stage de césure (Cangiano, 2015).

L'échantillonnage a été réalisé différemment suivant les territoires, en fonction des informations disponibles sur la diversité des SMAE et des pratiques d'IAE existantes. En ce qui concerne la Guadeloupe, mes précédents travaux m'ont amenés à réaliser un diagnostic exploratoire des systèmes polyculture-élevage sur le territoire, auprès d'un échantillon de 111 exploitations en 2010. Une analyse typologique a été réalisée pour décrire la structure des SMAE rencontrés et leur niveau d'IAE (Stark *et al.*, 2010b; 2012). Ces données ont été remobilisées dans le cadre de la thèse pour aboutir à trois types de SMAE présents en Guadeloupe, en fonction de l'accès aux facteurs de production: les petites exploitations intensives en travail, les exploitations moyennes extensives et les exploitations moyennes intensives en capital. Sur cette base, les études de cas de la thèse ont ensuite été sélectionnées pour représenter à la fois une gamme de combinaisons de facteurs de productions et une diversité de combinaisons d'activités, et de fait, différentes formes d'IAE.

Pour ce qui est des exploitations brésiliennes, un travail préparatoire à la collecte de données a été réalisé en 2013 de manière à avoir un premier aperçu des formes de SMAE présentes dans la zone d'étude, en fonction des pratiques d'IAE et de la diversité des activités. 132 exploitations familiales ont été enquêtées et quatre types de systèmes agricoles familiaux identifiés sur cette base : des systèmes de culture spécialisés; des systèmes peu diversifiés sans intégration; des systèmes peu diversifiés et intégrés; et des systèmes diversifiés et intégrés. Ces travaux ont été réalisés conjointement avec des étudiants de l'UFPa dans le cadre de leur master (Alexandre *et al.*, 2013).

Les exploitations cubaines ont été choisies de manière différente. Un premier déplacement à Cuba en 2013 m'a permis d'une part de rencontrer les équipes de l'EEPH, et d'autres part de visiter une dizaine d'exploitations présentant des pratiques d'IAE, avec lesquels l'EEPH collabore dans le cadre de projets de recherche-développement. Sur cette base, les études de cas pour ce dispositif de thèse ont été retenues, en fonction de la diversité des activités et des pratiques d'IAE mises en œuvre.

2.3.4. Analyse des données et structure du manuscrit

Les trois chapitres suivant sont rédigés sous la forme d'articles

Le chapitre 3 est d'ordre méthodologique. Nous y proposons un cadre d'analyse fondé sur l'analyse des réseaux écologiques pour caractériser l'IAE et évaluer les performances agroécologiques des SMAE. Nous appliquons ce cadre sur des cas théoriques pour en expliciter le sens. Ce chapitre nous permet de répondre en partie à la sous-question 1, à savoir comment est-il possible de représenter les pratiques d'IAE en un réseau de flux de nutriments, ici l'azote, aux propriétés de structure et de fonctionnement similaires à celles des écosystèmes.

Le chapitre 4 correspond à la première partie de nos résultats, sur le terrain guadeloupéen. Nous appliquons ce cadre d'analyse aux études de cas guadeloupéennes. Nous couplons cette étude à une analyse des performances économiques. Notre objectif est d'analyser l'IAE à l'échelle des pratiques et du système, et d'évaluer les performances d'un point de vue multidimensionnel (socio-économique et agroécologique).

Ce quatrième chapitre répond à la sous-question 1 et en partie à la sous-question 2, en analysant des pratiques d'IAE en tant que telles et en tant que réseau de flux, ainsi qu'en évaluant les performances agroécologiques de ces systèmes au regard des pratiques d'IAE et de la combinaison des activités.

Le chapitre 5 correspond à la seconde partie de nos résultats, à savoir l'analyse comparative de l'IAE dans une gamme très diversifiée de situations. Ce chapitre nous permet de répondre à la sous-question 2, en analysant dans quelle(s) mesure(s) les formes d'IAE identifiées sont corrélées aux performances agroécologiques de chaque SMAE.

Chapitre 3: Adaptation de l'analyse de réseaux écologique pour l'étude des propriétés des agrosystèmes

Ce chapitre est d'ordre méthodologique, sous la forme d'un article scientifique soumis à *Agriculture, Ecosystems and Environment*.

L'objectif de ce chapitre est de montrer dans quelle mesure l'application de l'analyse de réseaux écologique (ENA), initialement développée pour l'étude des écosystèmes, est pertinente pour analyser les propriétés agroécologiques des agrosystèmes. Partant du postulat que l'étude des écosystèmes diffère de celle des agrosystèmes, nous proposons d'adapter l'ENA en prenant en compte les propriétés propres aux agrosystèmes dans le cadre de l'agroécologie.

Nous proposons tout d'abord un cadre d'analyse agroécologique adapté de l'ENA pour étudier de manière systémique et holistique la structure, le fonctionnement et les performances des agrosystèmes. Puis nous testons ce cadre d'analyse sur huit cas d'études théoriques présentant un gradient de diversité d'activités agricoles et d'IAE.

Ce chapitre nous permet de répondre en partie à la sous-question 1, à savoir la pertinence d'adapter l'ENA pour représenter des pratiques d'IAE en un réseau de flux de nutriments (ici ciblé sur l'azote), aux propriétés de structure et de fonctionnement similaires à celles des écosystèmes.

Ecological network analysis used to assess the agroecological properties of agrosystems

Fabien Stark ^{a,b,c}, Ouèbounga Ida Bénagabou ^d, Jonathan Vayssières ^d, Mathieu Vigne ^f, Eliel González-García ^g, Mélanie Blanchard ^h, Charles-Henri Moulin ⁱ

^a CIRAD, UMR SELMET, Montpellier SupAgro, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, France

^b AgroParisTech, Centre de Montpellier, 648 Rue Jean François Breton, 34090 Montpellier, France

^c INRA, URZ, Centre INRA Antilles Guyane, Prise d'Eau, 97170 Petit Bourg, Guadeloupe, France

^d CIRDES, Unité de recherche productions animales, BP 454 Bobo-Dioulasso, Burkina Faso

^e CIRAD, UMR SELMET, Campus ISRA/IRD de Bel Air, Route des hydrocarbures (LEMSAT) BP 1386 CP, 18524 Dakar, Sénégal

^f CIRAD, UMR SELMET, Station de Ligne-Paradis, 7 chemin de l'IRAT, F-97410 Saint-Pierre, La Réunion, France

^g INRA, UMR SELMET, Montpellier SupAgro, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, France

^h CIRAD, UMR SELMET, CIRDES-URPAN, 01 BP 454 Bobo-Dioulasso, Burkina Faso

ⁱ Montpellier SupAgro, UMR SELMET, Montpellier SupAgro, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, France

Corresponding Author:

Fabien Stark - fabien.stark@supagro.inra.fr

Highlights

- An original framework which integrates ecology and agroecology to assess agrosystems
- Analyzing the diversity and complexity of interactions at the agrosystem level
- Assessing the resilience, efficiency, productivity and self-sufficiency of agrosystems
- Diversity and complexity appear to improve resilience and efficiency of agrosystems

Abstract

Farming systems are expected to address the new challenge of having to be more efficient by producing more while using less resources and being more resilient with respect to external disturbances. The agroecology concept appears relevant to address these challenges, including the application of ecological concepts and principles to the design and management of sustainable agrosystems. Agroecology and the increasing importance of ecological processes in the management of sustainable agrosystems has shed new light on ecology methods for analyzing agrosystem properties. Ecological network analysis (ENA) seems to be a relevant approach to assess potential agroecological properties of future agrosystems. ENA can be used to systemically and holistically analyze the structural and functional properties of interrelated species in an ecosystem. Although some studies have applied ENA to agrosystems, but issues concerning the agronomic interpretation of the indicators are partly addressed. Our aims are: i) to propose an agroecological framework, adapted from ENA, to systemically and holistically analyze agrosystems, and ii) to test the capacity of this framework for assessing the agroecological properties of agrosystems and the related efficiency and resilience gain. The framework was built using a farming system approach to characterize three closely interconnected criteria: the structure, functioning and performance of agrosystems. It was applied to eight case studies, from simplified non-integrated farming systems to complex integrated farming systems, representing a range of configurations in tropical conditions (French West Indies). The results showed that the framework allows characterization of expected elements and discrimination of agrosystems according to their diversification and complexification levels. This makes it possible to analyze the potential consequences of diversification and complexification on performances, particularly the efficiency and resilience. Moreover, analyzing relationships between the different performance dimensions is a way to explore issues regarding synergism and tradeoffs between agrosystem performances. Finally, this framework enhances the assessment of agrosystem properties and performances, while to quantifying them in a same dimension.

Key words

Resilience, Efficiency, Complexity, Diversity, Agroecology, Crop-livestock systems

3.1. Introduction

Farming systems are expected to face the new challenge of having to produce more and better in a changing world context (Griffon, 2006). This implies that future farming systems will have to produce more using fewer resources, i.e. more efficient resource use, and adaptation to external disturbances, such as climatic, economic or political shocks, which means being more resilient (Garnett *et al.*, 2013; Lipper *et al.*, 2014).

The agroecology concept appears relevant to address these challenges in this setting. As noted by Altieri *et al.* (2012), agroecology corresponds to one of the most robust pathways to develop “biodiverse, productive, and resilient agroecosystems”. Agroecology encompasses several dimensions, including science, agricultural practices and social movement (Wezel *et al.*, 2009). At the farm level, agroecology involves the application of ecological concepts and principles for the design and management of sustainable agrosystems (Francis *et al.*, 2003). Agrosystems are considered as a spatially and functionally consistent unit of agricultural and natural systems managed by humans to produce goods and services, including living and nonliving components involved in that unit as well as their interactions (Gliessman, 2005; Krishna, 2014). Ecological concepts and principles are related to the functioning of ecosystems and agrosystem sustainability could be enhanced by learning from them (Doré *et al.*, 2011). Bonaudo *et al.* (2014) identified three ecological functions of sustainable agrosystem management: i) production function, which refers to primary and secondary production, ii) metabolic function, which refers to nutrient cycling, and iii) immune function, which refers to ecosystem resistance to disturbances. Hence, agrosystems which implement and combine these ecological processes should be able to meet agricultural challenges (Marten, 1988; Tilman *et al.*, 2002; Tixier *et al.*, 2013).

Ecological processes underlying the productivity and resilience properties of agrosystems could be enhanced, especially by increasing species diversity and interactions between them (Gaba *et al.*, 2015; Malézieux, 2012). Nevertheless, modernization of the agricultural sector in developed countries has led to the specialization and simplification of farming systems. It is thus important to have relevant tools to assess the range of potential pathways for farming systems in the future, while finding a tradeoff between specialization and diversification, in terms of numbers of activities, and between simplification and complexification, in terms of technical relationships between those activities. Which balance to improve farming system properties in the several dimensions of a sustainable development? Ecological methods are required to analyze agrosystem properties because of the growing importance of ecological processes in sustainable agrosystem management (Dumont *et al.*, 2014; Malézieux, 2012; Tellarini and Caporali, 2000). Ecological network analysis (ENA) seems relevant for addressing farming system diversification and complexification issues.

ENA may be applied for systematic and holistic analysis of the structural and functional properties of interrelated species in an ecosystem at different spatiotemporal scales (Finn, 1980; Ulanowicz, 2004). It identifies and quantifies direct and indirect effects in the system, and holistic properties that are not detected by direct observations (Fath *et al.*, 2007). ENA is an adaptation of input-output analysis initially developed in the field of economy. Input-output analysis is a quantitative technique for studying interdependencies between different economic sectors, as a system of interrelated goods and services (Leontief, 1951).

Input-output matrix models produce indices for measuring the effects of changes in one sector on other sectors, indirectly connected at the whole system level. Input-output analysis was introduced in Ecology by Hannon (1973) to study relationships between species in an ecosystem. The application of this theory to ecosystems is a way to analyze their emergent properties (Odum, 1969), i.e. non-reducible properties, which means that the combination of components produce larger functional wholes. Furthermore, information and communication theory has been introduced in ENA to provide measures of flow organization in the network (Latham and Scully, 2002; Rutledge *et al.*, 1976; Ulanowicz, 1997). Further improvements have continued to emerge through the introduction of information theory to characterize the capacity of an ecosystem for further development and for recovering from disturbances (Ulanowicz *et al.*, 2009). ENA has also been applied to other non-ecosystem study areas. ENA is widely used to study urban systems (36 publications found on ScienceDirect from 2009 to date). Through urban metabolism and urban ecology concepts, it is hard for researchers to analyze relationships among the metabolic system components (Zhifeng *et al.*, 2014). Such studies are mostly aimed at analyzing the structure and functioning of an urban system in order to understand the involved metabolic processes (Zang *et al.*, 2012), ecological relationships between urban components (Li *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2011), and finally the sustainability of urban systems (Bodini *et al.*, 2012; Chen and Chen, 2012; Fang *et al.*, 2014; Liu *et al.*, 2012).

Agricultural scientists are also beginning use ENA to analyze agrosystems, but few studies have been reported to date, i.e. only six studies were found in ScienceDirect related to the “agriculture” research area. Dalsgaard and Oficial (1997; Dalsgaard *et al.*, 1995 ; Oficial, 1998) quantify ecological attributes of farming systems to assess their ecological sustainability-these are diversity, cycling, stability and capacity indicators. Rufino *et al.* (2009a) defined diversity and integration indicators as a function of farming system “wealth” to assess the effects of farm management practices on system performances. Then Rufino *et al.* (2009b) analyzed contrasting crop-livestock farming systems in Ethiopia, Kenya and Zimbabwe and compared these indicators with system productivity and food self-sufficiency to explore whether nutrient cycling could improve farming system sustainability. Alvarez *et al.* (2013) used the indicators proposed by Rufino *et al.* (2009a) to investigate several intensification scenarios to improve nitrogen cycling, productivity and economic performance in four contrasting farming systems in Madagascar. Network analysis was used in a recent study of Nowak *et al.* (2015) characterize nutrient recycling according to diversity at the local level.

However, ENA was used in these studies to characterize and assess some agrosystem aspects without taking the overall system attributes into consideration. Moreover, issues related to differences between agrosystems and ecosystems, in terms of structure (species diversity, trophic role of species), functioning (cycling, activity) and development stage (stability, complexity) were not discussed. Our aims are i) to propose an agro-ecological framework, developed on the basis of the substantial body of scientific literature concerning ENA, to assess the structure, functioning and performance of agrosystems and their close relationships and ii) to assess the capacity of this framework, selected indicators from ENA and new indicators we propose, to assess the potential of diversification and complexification in agrosystems and the related performances in terms of resilience, productivity, self-sufficiency, efficiency and loss. For this latter aim, we analyzed a range of theoretical mixed farming systems, with different extents of activity diversification and crop-livestock farming integration. Finally, we discuss the perspectives regarding the use of this framework.

3.2. ENA agroecological framework for agrosystem assessment

The first steps of ENA application consist of implementing a network model of flows to represent all compartments and interactions between them (Fath *et al.*, 2007). Two main steps are necessary to apply a network model of flows, as shown in Figure 3.1: i) system conceptualization, and ii) system modelling. Some issues are involved in the application of this modelling approach to agrosystems, which are reviewed in this section.

3.2.1. System conceptualization

System conceptualization consists of identifying all ecological compartments and interactions between them and with their environment. The four prerequisites for conceptualizing the system are: i) determining the frontier (borders) of the system; ii) selecting or designing the system compartments; iii) identifying all implicit flows; and iv) drawing up the flow diagram.

The network model, as a partition of its environment, is mutually exclusive and exhaustive (Fath *et al.*, 2007). Frontier will depend on the system studied: a mangrove ecosystem (Ray, 2008); a river ecosystem (Li *et al.*, 2013); a lake ecosystem (Borrett and Osidele, 2007), etc. Similar prerequisites arise for agrosystem studies at the farm level, concerning especially the soil and the household. The soil could be an agrosystem or environmental component. Rufino *et al.* (2009a) do not represent the soil as an entity, i.e. cropping activities are considered to involve the soil-plant complex as a whole (Dalsgaard *et al.*, 1995; Rufino *et al.*, 2009a). The soil is part of the agrosystem, excluding processes and related flows between soil and plants. Schaubroeck *et al.* (2012) studied a forest ecosystem, while fractioning the soil into underlying and adjacent soil which are part of the environment, and a soil compartment which is a part of the studied forest system. By definition, the family might or might not be considered as an agrosystem component (Tassin, 2012). Rufino *et al.* (2009b) include the household in their study because they consider that the household contributes to the farming system activity, whereas Dalsgaard *et al.* (1995) exclude this element and consider agrosystems from an ecological standpoint.

The compartments have to be identified on the basis of the established frontier. In the ecological literature, Fath *et al.* (2007) identified network models with 6 to 60 compartments, with the range depending on whether they are aggregated at the trophic, functional group or species level. From an agronomic standpoint, agrosystems could be compartmentalized at different levels: cropping sub-system and livestock sub-system, species and breeds, production activities, processes like manure or forage storage, or methanization. The compartmentalization depends on the objectives, for instance to represent the production diversity or biological processes, or to analyze crop-livestock relationships. As the ENA indicator values depend on the number of flows, it is important to choose the same aggregation level when comparing several farms (Baird *et al.*, 2009).

Similar considerations could concern the environmental compartmentalization. Some authors partition the environment in order to specify the origin and destination of flows as a function of their nature (human, atmosphere, soil, etc.). Schaubroeck *et al.* (2012), for example, adapted ENA for assessing the environmental sustainability of a forest ecosystem by categorizing the environment in soil, human system, and atmosphere.

Flows networks can be identified based on the frontier delimitation and compartment definition. Three types of flows are listed: i) throughflows, which correspond to flows of matter or energy between compartments, ii) inflows, which correspond to flows from the environment to compartments, and iii) outflows, which refer to flows from the compartments to the environment. Note that, in ecology outflows are subcategorized in exogenous outputs and dissipations flows (Hirata and Ulanowicz, 1984; Ulanowicz, 2004). Similar considerations apply to agrosystems, where we may distinguish two types of outflow: a) “usable outflows”, which correspond to the exportation of available resources, such as food, feed, fiber or energy; and b) “unusable outflows”, which correspond to losses, such as dissipations and emissions. The question remains open for by-products (e.g. manure), which could correspond to usable outflows if used by another system, throughflows if used by another compartment, unusable outflows if not exploited and considered as pollution, or as self-flows, if reincorporated in the same compartment (e.g. crop residue). The flow identification will depend on the nature of the flows studied (e.g. matter, energy, water) and obviously on the objectives of the analysis under way.

Based on these steps regarding the system conceptualization, the flow diagram is processed (Figure 3.1) to represent all of the ecological compartments present in the system and the cross-interactions between them and with their environment.

3.2.2. System modelling

System modelling consists of quantifying all flows in the network. Three steps have to be considered when modelling the system: i) to select a “unit of currency”, ii) to quantify flows and changes in storage, and iii) to perform the flow matrix.

Based on the flow diagram, a unit of currency must be selected to homogeneously quantify all implicit flows. Most of ecosystem studies use biomass or energy as *currency*. In urban system studies, emphasize on energy is made, whereas agrosystem studies often use nutrients, e.g. nitrogen. The choice of currency is crucial when seeking to represent the studied system as accurately as possible. Flows do not have the same intensity and mobility as they mostly depend on their nature and the currency selected. This was demonstrated by Finn (1980), who applied several energy and nutrient (K, Na, N, Ca, P, Mg, and S) models to the Hubbard Brook ecosystem (USA). He showed that flow measures varied significantly, depending on the mobility and the biological role of each of these nutrients. Regarding agrosystems, for example, Ruffno *et al.* (2009a, 2009b) considered nitrogen as an appropriate currency for analyzing both livestock and cropping systems (with N being considered as a limiting factor for fertilization or feeding).

However, it appears irrelevant, for example, to consider phytosanitary flows in terms of N, for which it would be more appropriate to think in terms of active substances, because of their own specific nature. Some authors have combined ENA with other assessment methods to more precisely quantify the flow values. Schaubroeck *et al.* (2012), for instance, implemented ENA and life cycle analysis to take the overall impact of studied flows into consideration.

Based on the selected currency unit, flows and compartment storage can be quantified by using several approaches, such as direct measures, estimations, literature analysis or models (Fath *et al.*, 2007). Obviously, direct measure is the more reliable approach but, depending of the level of detail and complexity of the system, it could be more or less feasible to measure flows and storage. Concerning agrosystems, it would be easy to measure inflows such as fertilizer and animal feed, throughflows such as manure and fodder, or outflows such as food production or animals sold. But this is more complicated in the case of emissions or dynamic practices like grazing or crop rotations, for example. The steady state is one of the principle features of ENA. According to the first law of thermodynamics, inflows to one compartment are equal to outflows from this compartment, while adding or subtracting the storage variation. Consequently, missing flows can be estimated based on known flows. Algorithms have also been developed to balance network models. See Allesina and Bondavalli (2004) or Ulanowicz (2004) for more details on balancing procedures.

Based on the quantification of each flow, a flow matrix is performed (figure 3.1). The compartment origins are represented in the rows, whereas the compartment destinations are represented in the columns, with their intersections, and the flow values are included. This flow matrix contains all the information needed to implement the required ENA metrics and calculate the indicators of interest.

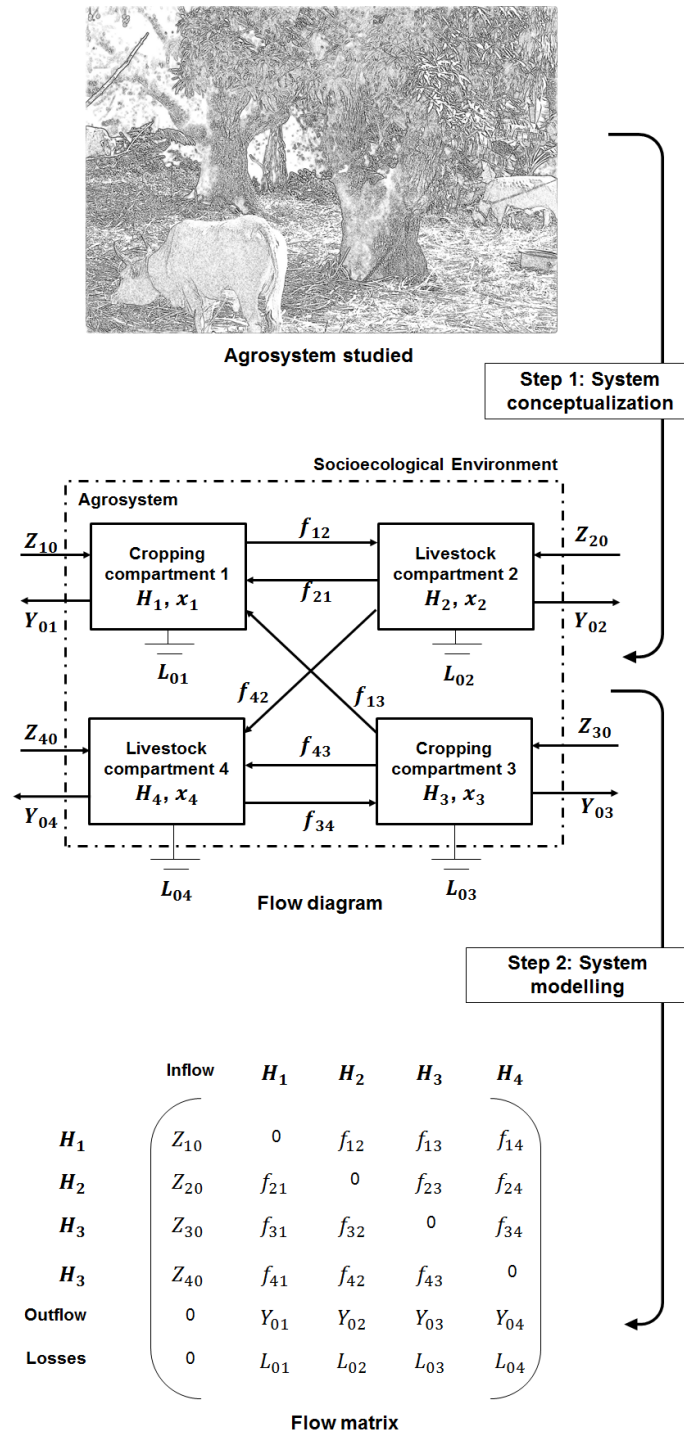


Figure 3.1: Ecological network analysis steps for agrosystem analysis;

Step 1: System conceptualization consists of the identification of all ecological compartments and interactions between them and with their environment. The four prerequisites to conceptualize the system include: i) determining the frontier of the system; ii) selecting the system compartments; iii) identifying all flows; iv) drawing up the flow diagram; Step 2: System modelling consists of quantifying all network flows. Three steps are required to model the system: i) to select a unit of currency; ii) to quantify flows and changes in storage; iii) to perform a flow matrix.

3.3. Metrics for agrosystem analysis

3.3.1. Usual ENA metrics

The ENA methodology includes several metrics and types of analysis. Fath (2012), summarized “network analysis” in four basic analyses: 1) *pathway analysis* (or structural analysis), which enumerates direct and indirect pathways in a system to identify system properties such as connectivity; 2) *throughflow analysis*, which identifies flow intensities along indirect pathways to characterize network properties such as cycling, indirect contributions or development capacity; 3) *storage analysis*, which identifies storage intensities along indirect pathways to evaluate retention time, turnover rates or system stability; and 4) *utility analysis*, which identifies utility intensities along indirect pathways to characterize qualitative relationships such as competition and mutualism in a network.

All ENA indicators are not adapted for agrosystem studies. For example, trophic analysis can be performed by ENA to characterize trophic development stages and relationships between trophic levels, but it seems irrelevant for agrosystems, especially when we consider crop-livestock farming interactions. Indeed, an inferior trophic level component can fuel and could be fueled by a superior trophic level component (e.g. cropping system products and by-products to feed livestock systems; livestock system manure to fertilize cropping systems). In this sense, only a set of ENA indicators should be implemented to analyze agrosystems. Unlike ecologists’ concerns focused on intermediate transfers among components and economists’ concerns which are focused more on the final demand (Ulanowicz, 2004), agronomists’ concerns are focused on both of these dimensions. Intermediate transfers to analyze the structure and functioning of agrosystems, and interactions with the environment in terms of inflows and outflows to assess agrosystem performance. Indicators should be chosen as a function of common agrosystem features.

On the other hand, important agrosystem properties are not taken into consideration by classical indicators used by ENA. Accordingly, we propose other indicators based on ENA matrices to assess agrosystem properties.

Through a farming system approach (Spedding, 2012; Brossier, 1987), agrosystems could be characterized according to three aspects, their: i) structure, ii) functioning and iii) performance. The agrosystem structure is dependent on the cropping and livestock systems present, which are assimilated with compartments at the agrosystem analysis scale. The agrosystem functioning is dependent on the agricultural management practices used to conduct these systems, and can be assimilated with matter and energy flows. Agrosystem performances are dependent on what is produced and consumed, and can be assimilated with inflows and outflows with their environment. The assumption underlying the farming system approach (Brossier, 1987) to characterize agrosystems is that the structure, functioning and performances are closely connected, thus with the agrosystem structure influencing its functioning and consequently its inherent performances.

Hence, we propose a new classification of the selected ENA indicators into the following three items: structural, functional and performance analysis. In the following sections, we present indicators which that seem relevant for studying agrosystems and we discuss their advantages and applicability.

Figure 3.2 shows a flow diagram for a two-compartment network and describes flows used to calculate the indicators.

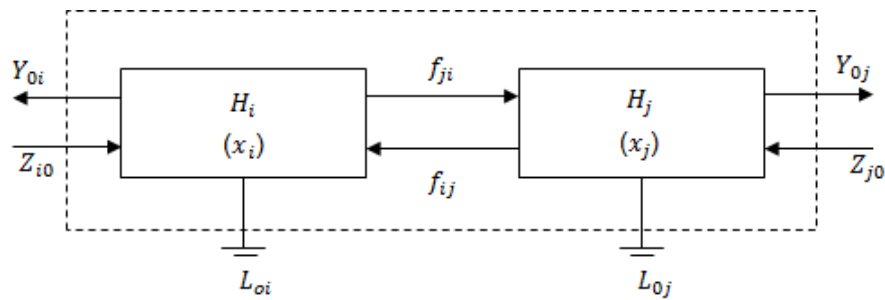


Figure 3.2: Two-compartment network model with information required to perform ecological network analysis (adapted from Finn, 1980).

Box in broken line, representing the system boundaries;

H_i and H_j compartment I and j;

x_i and x_j their respective storages;

f_{ij} , flow from compartment j to compartment i;

f_{ji} , flow from compartment i to compartment j;

Z_{i0} and Z_{j0} , respectively inflows into compartment i and j from outside the network;

Y_{0i} and Y_{0j} , respectively usable flows into compartment i and j from outside the network;

L_{0i} and L_{0j} , respectively unusable flows into compartment i and j from outside the network represented by ground symbols.

3.3.2. Structural analysis

Structural analysis is performed to characterize the system “architecture”. Architecture is a function of both the diversity of flows composing the network and the network flow organization. Table 3.1 summarizes the structure indicators outlined in this section.

The diversity of flows in the network could be assessed through the *link density*, which corresponds to the ratio between the number of links and the number of compartments (Latham, 2006). Link density is a basic indicator for qualifying the architecture of the system simply. Link density is not very interesting for agrosystem analysis because it also takes inflows and outflows into account, whereas agrosystems are dependent on the environment (inputs) and the integration between cropping and livestock systems. We have thus introduced the *internal link density* (F_i/n), i.e. the ratio between the *number of internal links* (F_i), and the *number of compartments* (n). The *internal link density* will increase in complex agrosystems since, because of their diversity, cropping and livestock systems could, for instance, share nutrients at different times, directions and intensity levels.

Conversely, more simplified agrosystems will have few compartments and fewer connections between them, leading to a potentially lower *internal link density* value. Furthermore, in the case of diversified agrosystems without connections between compartments (e.g. cropping and livestock sub-systems), the *internal link density* value will be lower than in the case of connections between compartments.

Organization of flows in the network could be assessed through the *realized uncertainty*, the balance between the *average mutual information (AMI)* and the *statistical uncertainty (H_r)*, derived from the Shannon index (See Latham and Scully, 2002), which is a common diversity indicator. AMI is defined in the literature as “a measure of the average amount of constraints placed upon an arbitrary unit of flow anywhere in the network” (Kones *et al.*, 2009). *Statistical uncertainty (H_r)* corresponds to the upper bound of AMI, which increases when all flows are partitioned among a greater number of flows. *Realized uncertainty (AMI/H_r)* finally corresponds to the fraction of network structure diversity that is reduced by the actual flow pattern (Rufino *et al.*, 2009a). AMI/H_r appears interesting for comparing the organization across systems independently of the network size. The idea for ecosystems is that a constrained flow network, whereby few flows that connect few compartments will restrict the system development, corresponding to the highest AMI value, and consequently the highest AMI/H_r value. Otherwise, a web-like pattern corresponds to flows divided equally among all compartments, where all compartments are connected, thus corresponding to the lowest AMI value, and consequently the lowest AMI/H_r value. A parallel could be made with agrosystems. For example, regarding specialized dairy farming systems, where most nutrient flows are oriented towards cattle feeding, the constraint level will be higher due to the centralization of flows to cattle compartments. Conversely, in the context of more diversified mixed farming systems, where various resources are used to feed livestock and where organic matter is used to fertilize crops, a more connected network is built. Consequently, AMI will be higher and H_r will be lower for the specialized dairy farming system as compared to a diversified farming system, thus leading to a higher AMI/H_r for the specialized farming system relative to the diversified farming system.

Tableau 3.1: Indicators of structure for agrosystem analysis based on ENA indicators and classified as a function of the agrosystem structural properties (diversity of interactions between compartments and the organization of this diversity of flows).

	Indicators	Mathematical formula	
Diversity of flows	Number of links within the network	F_i	
	Number of compartments	n	<i>Szyrmer and Ulanowicz (1987)</i>
	Internal link density	F_i/n	
Organization of flows	Average Mutual Information	$AMI = k \sum_{i=1}^{n+2} \sum_{j=0}^n \frac{T_{ij}}{T_{..}} \log_2 \frac{T_{ij} T_{..}}{T_i T_j}$	<i>Rutledge et al. (1976)</i>
	Statistical Uncertainty	$H_r = - \sum_{j=0}^n \frac{T_{.j}}{T_{..}} \log_2 \frac{T_{.j}}{T_{..}}$	<i>Rutledge et al. (1976)</i>
	Realized Uncertainty	AMI/H_r	<i>Ulanowicz and Norden (1990); Rutledge et al. (1976)</i>

- k Constant scalar in the AMI equation
- T_i Total inflow for compartment i
- T_j Total outflow for compartment j
- $f_{ij} \cdot T_{ij}$ Flow from compartment j to compartment i
- $T_{..}$ Total System Throughput (sum of the network links)

3.3.3. Functional analysis

Functional analysis is performed to characterize the system activity, which is related to all the agricultural practices implemented to manage the involved productions (Table 3.2).

Several indicators used in ENA may assess the flow intensity, but they have limitations with regard to agrosystem analysis. We used *total system throughflows* (TST) to assess the intensity, which represents the total quantity of flows circulating throughout the system, considering both inflows and throughflows. However, the distinction between inflows and throughflows is essential in the case of agrosystems, for which it is more interesting to improve throughflow activity rather than inflow activity, which tends to increase the system dependency, footprint and production costs.

We thus propose to calculate a new indicator, i.e. the *internal circulation rate* (ICR), to assess the share of throughflows (TT) in the total system throughput (TST) flow circulating within the system. ICR is a synthetic indicator of integration intensity which describes the activity generated by integration among compartments, independently of the activity provided by the storage or inflows. It is useful to compare agrosystems of different sizes and to provide information on the activity rate, i.e. which comes from integration between compartments.

Flow cycling is assessed through the *Finn's cycling index* (FCI). Cycling, as Finn conceived it (1976, 1980), corresponds to the probability that a fraction of flow through a compartment returns, directly or indirectly, to that compartment. FCI provides a measure of the TST proportion being cycled, thus corresponding to the relative cycling efficiency of all compartments. With values between 0 and 1, FCI assesses cycling within the network and provides a complementary measure of the system activity.

Tableau 3.2: Indicators of functioning for agrosystems analysis based on ENA indicators and classified in function of agrosystem functioning properties which are the intensity of flows, flows circulation and the cycling of flows.

Indicators		Mathematical formula	
Intensity of flows	Total System Throughflows	$TST = \sum_{i=1}^n T_i$	<i>Finn (1976. 1980)</i> <i>Patten et al. (1976)</i>
	Total Intern Throughflows	$TT = \sum_{i=1}^{j=n} f_{ij}$	
Flows Circulation	Internal Circulation Rate	$ICR = TT/TST$	
	Finn's Cycling Index	$FCI = \frac{TST_c}{TST}$	<i>Finn (1976. 1978. 1980)</i> <i>Patten et al. (1976)</i>

- $T_i = \sum_{j=1}^n f_{ij} + Z_{i0} - (\dot{x}_i)_-$ Compartmental throughflow
- $(\dot{x}_i)_-$ Negative state derivative for compartment i
- $f_{ij} \cdot T_{ij}$ Flow from compartment j to compartment i
- Z_{i0}, Z_{j0} Flow into compartment i or j from outside the network
- TST_c Total system cycled throughflow

3.3.4. Performance analysis

In the agroecology conceptual framework, agrosystem performances are perceived through four dimensions: resilience, productivity, self-sufficiency and efficiency (Bonaudo *et al.*, 2014). The flow matrix, combined with the ENA metrics, provide a consistent way to quantify these four dimensions (Table 3.3).

Resilience is the adaptive capacity of a system when facing hazards or disturbances (Darnhofer *et al.*, 2010a). As the nature of these disturbances can be economic, climatic or social, the resilience concept covers multidimensional aspects which make it hard to quantify (Plummer and Armitage, 2007). However, the *overhead* concept proposed by Ulanowicz *et al.* (2009), can be an interesting way to quantify one dimension of the resilience. Based on information theory, Ulanowicz *et al.* (2009) defines the *development capacity* (C) as the maximum potential capacity of a system to achieve further development. Such a *development capacity* indicator consists of two complementary concepts, i.e. *ascendency* (A) and *overhead* (ϕ).

Ascendency is assimilated with the effective activity of the system. *Overhead* is the difference between the *development capacity* (maximum potential activity) and the *ascendency* (effective actual activity). *Overhead* is assimilated with the reserve capacity of the system, quantifying beneficial reserves that a system can afford in its response to a given disturbance. In other words, the capacity of a system to grow and develop depends on its capacity to exercise efficient activity uses (ascendency), while simultaneously keeping a reserve of flexible pathways to adapt to uncertainties. The ratio between the *overhead* and the *development capacity* could be useful to facilitate comparisons between agrosystems.

Productivity (P), by its most conventional definition, is the production of goods and services per unit of production factors (e.g. land, labor, capital). In the case of ENA application to agrosystems, we propose to calculate the productivity of system's activity as the ratio between usable outflows (Z_{0i}) and TST, i.e. the total activity. In this ratio, usable outflows correspond to outputs like livestock or agricultural products and other by-products such as manure or crop residue, which are considered as usable outflows if they are used by the agrosystem environment (i.e. other agrosystems, other economic sectors, etc.). As ratio denominator, we use the total activity (TST) as a measure of the size of the system, which indirectly depends on the number of hectares, heads of livestock and the capital and labor input in the farm.

Self-sufficiency (SS) is the autonomy capacity of a system, regarding its dependency on inputs. In the case of ENA application to agrosystems, SS is calculated as the difference between inflows (Y_{0i}) and TST, in function of TST. The use of external inputs like fertilizers or feedstuffs will thus increase the inflow rates and, consequently, decrease the SS of the system in question.

Efficiency (*Eff*) is the ratio between inputs and outputs. In the case of ENA application to agrosystems, we calculate efficiency as the ratio between usable outflow and inflow (Y_{0i}/Z_{0i}). As all flows are expressed for one nutrient (or energy), this ratio corresponds to a classic nutrient use efficiency (or energy) indicator implemented at the farm or national scale (van Bruchem *et al.*, 1999).

Since agrosystems are geared towards producing more while reducing their impact on the environment, their capacity to produce few wastes is important and we propose an indicator to assess this aspect. We have called this the *loss rate* (LR), which is another interesting and complementary indicator that could be calculated through ENA application to agrosystems. LR is the ratio between unusable outflows (L_{0i}) and TST.

Tableau 3.3: indicators of performances for agrosystems analysis based on ENA indicators and classified in function of agroecological performances which are the Resilience, the Productivity, the self-sufficiency, the Efficiency and the Losses Rate.

	Indicators	Mathematical formula	
Resilience	Development capacity	$C = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij}}{T_{..}} \right)$	<i>Ulanowicz (1980. 1986. 1997) and Ulanowicz and Norden (1990)</i>
	Ascendancy	$A = \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij} T_{..}}{T_{i.} T_{.j}} \right)$	<i>Ulanowicz and Norden (1990) and Rutledge et al. (1976)</i>
	Overhead	$\phi = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij}^2}{T_{i.} T_{.j}} \right)$	<i>Ulanowicz (1980. 1986. 1997) and Ulanowicz and Norden (1990)</i>
Productivity (P)	Outflows / Total System Throughflows	$P = \frac{1}{TST} \sum_{i=1}^n Y_{oi}$	
Self-sufficiency (SS)	(TST – Inflows) / Total System Throughflows	$SS = \left(TST - \sum_{i=1}^n Z_{oi} \right) / TST$	
Efficiency (Eff)	Outflows / Inflows	$Eff = \frac{P}{SS}$	
Losses Rate	Losses / Total System Throughflows	$L = \frac{1}{TST} \sum_{i=1}^n L_{oi}$	

- $T_{i.}$ Total inflow for compartment i
- $T_{.j}$ Total outflow for compartment j
- $f_{ij} \cdot T_{ij}$ Flow from compartment j to compartment i
- $T_{..}$ Total System Throughput (sum of the network links)
- Z_{i0}, Z_{j0} Inflows into compartment i or j from outside the network
- Y_{oi}, Y_{oj} Outflows (usable flows) out of the network for compartment i or j
- L_{oi}, L_{oj} Losses (unusable flows) out of the network for compartment i or j
- TST Total System Throughflows

3.4. Application of the ENA agroecological framework for farming system assessment

3.4.1. Case study characteristics

We apply the framework and the metrics to case studies. Our aim is to determine the relevance of the indicator sets for assessing the advantages of diversification and complexification of farming activities at the farm level. We modelled a range of case studies as a function of the number of compartments and the link numbers between them, to monitor the patterns of the indicators we proposed. These case studies were based on real agricultural practices used in Guadeloupe, in the French West Indies, an island territory characterized by a predominance of mixed farming systems, where the question of the characterization of crop-livestock farming system interactions is crucial (Stark *et al.*, 2010b). Moreover, analytic references concerning livestock and cropping system management are locally available thus facilitating flow modelling (Archimede *et al.*, 2011; 2012).

We proposed models composed of one, two or three compartments, i.e. banana, sugarcane and fattening steer subsystems. Two classical throughflows between compartments are considered: feeding steers banana or sugarcane by-products (leaves) and organic fertilization of banana and sugarcane from cattle manure. Inflows correspond to the inputs: mineral fertilization, concentrates and calves for fattening. Usable outflows correspond to crop (e.g. banana fruits and whole sugarcane) and live animal exports (e.g. fattened steers). Losses correspond to emissions—due for example to manure storage or fertilizer application—and to usable products that are not used (e.g. manure which is not used to fertilize cropping systems).

A total of 8 agrosystems are modeled and then implemented as flow diagrams in order to represent a range of possible configurations (Figure 3.3). Case studies A1 and A2 then consist of one compartment each, i.e. banana and cattle, respectively, hence without presenting throughflows. Case studies B1 to B3 consist of two compartments each, i.e. banana and cattle, going from no throughflows (B1), from partial crop-livestock integration (B2 with crop residue used for animal feed) to full integration (B3 with crop residue for animal feed and manure fertilization). Case studies C1 to C3 consist of the three compartments, from no throughflows (C1), to partial integration (C2), to full integration (C3).

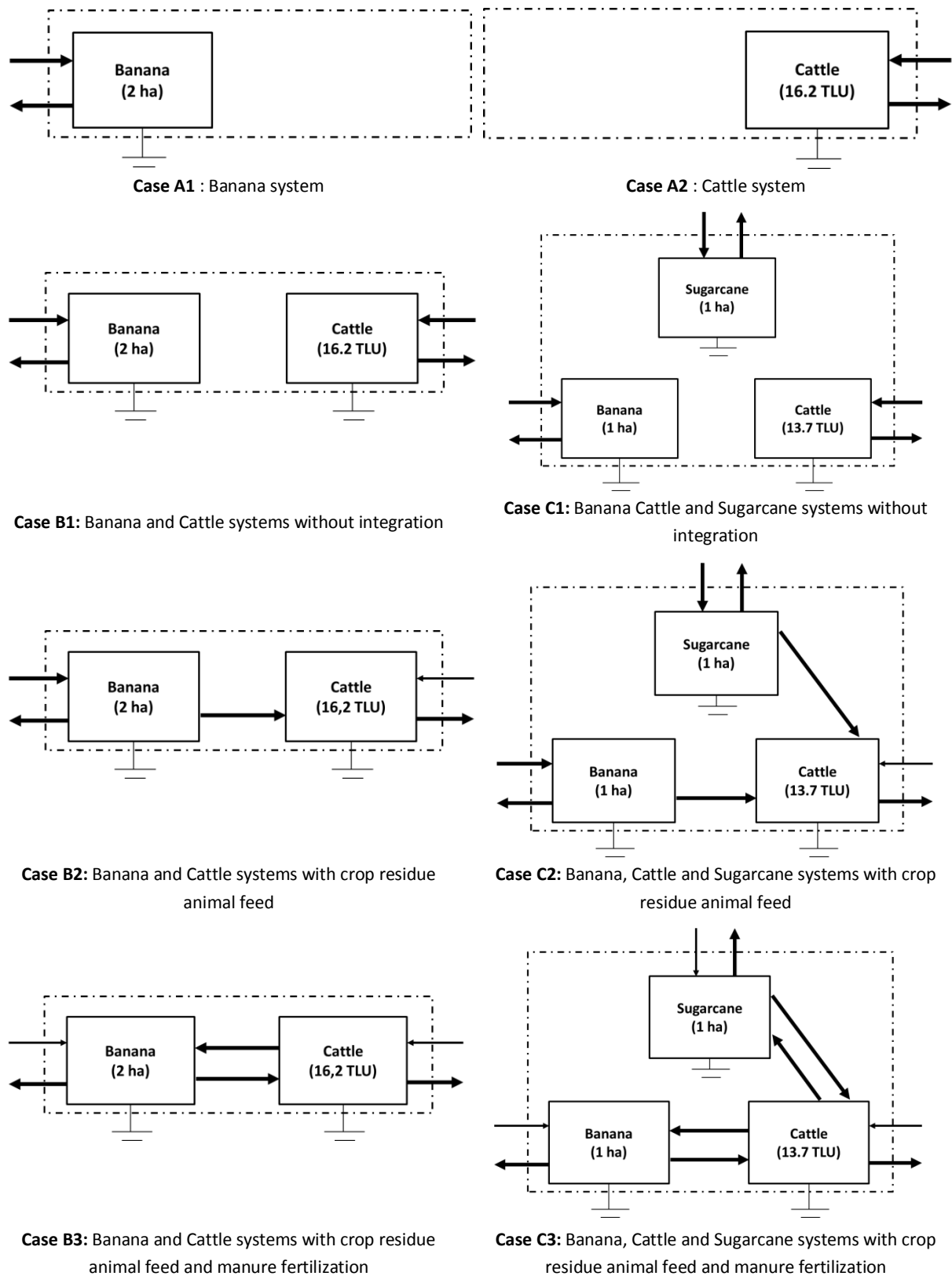


Figure 3.3: Diagrams of the eight case studies modeled as a function of the diversity of compartments and of flows between them.

Matrix modeling of case studies is based on references concerning crop and livestock management practices which are implemented in Guadeloupe. We considered the nitrogen (N) flow to adjust the size of each compartment and used experimental data of cattle feed rations based on banana leaves (Archimède *et al.*, 2012) and sugarcane leaves (Archimède *et al.*, 2011) (See Annexe 4, Table A.1 and A.2 for further detail). When using only leaves, 1 ha of sugarcane can feed 3.63 steers for a fattening period of 1000 days (body weight –BW- from 150 kg to 450 kg, with an average daily gain –ADG- of 0.3 kg/day), for a total of 1.32 steers fattened per year. Using banana leaves, 1 ha of banana can feed 5.22 steers for a fattening period of 400 days (ADG of 0.75 kg), resulting in a total of 4.75 steers fattened per year. The modelled agrosystems have a total size of 2 ha, consisting of 2 ha of banana for case studies A1, B1, B2 and B3, and 1 ha of banana and 1 ha of sugarcane for case studies C1 to C3. Regarding the fattening activity, case studies B1, B2 and B3 allowed fattening of 9.5 steers per year (corresponding to a feeding capacity of 2 ha of banana), whereas case studies C1 to C3 enabled fattening of 6 steers per year (corresponding to a feeding capacity of 1 ha of banana and 1 ha of sugarcane). For case A2, we considered that the 2 ha were not cultivated and that 9.5 steers were fattened from purchased feedstuff (Figure 3.3).

To quantify the extent of flows, we based our estimations on feed ration characteristics, crop management references, emission estimations and N balance at the system level (see Annexe 4 for further detail). Based on these values, we built the 8 matrixes corresponding to each case study (Figure 3.4). Note that the inflow decrease for the integrated case studies (B2, B3, C2 and C3) corresponded, in the same proportion, to the loss decrease and the throughflow increase (initially unused droppings as manure for organic fertilization and initially unused crop residue for animal feed). In the case of fertilization, we consider that one N unit of mineral fertilizer is fully substituted by one unit of N of manure, with the same effect on crop yields, which is a simplification. Considering the use of crop residue, animals cannot be fed banana or sugarcane leaves exclusively, purchased concentrate supplements are also needed (See Annexe 4, Table A.4 and A.5 for further detail).

	Inflows	Banana	Total		Inflows	Steers	Total
Banana	800	0	800	Steers	485	0	485
Outflows	0	148	148	Outflows	0	103	103
Losses	0	652	652	Losses	0	383	383
<i>Total</i>	800	800		<i>Total</i>	485	485	

Case A1 : Banana system					Case A2 : Cattle system					
	Inflows	Steers	Banana	Total		Inflows	Steers	Cane	Banana	Total
Steers	485	0	0	485	Steers	364	0	0	0	364
Banana	800	0	0	800	Cane	200	0	0	0	200
Outflows	0	103	148	251	Banana	400	0	0	0	400
Losses	0	383	652	1035	Outflows	0	66	90	74	230
<i>Total</i>	1285	485	800		Losses	0	299	110	326	734
					<i>Total</i>	964	364	200	400	

Case B1: Banana and Cattle systems without integration					Case C1: Banana, Cattle and Sugarcane systems without integration					
	Inflows	Steers	Banana	Total		Inflows	Steers	Cane	Banana	Total
Steers	179	0	307	485	Steers	136	0	75	153	364
Banana	800	0	0	800	Cane	200	0	0	0	200
Outflows	0	103	148	251	Banana	400	0	0	0	400
Losses	0	383	345	728	Outflows	0	66	90	74	230
<i>Total</i>	979	485	800		Losses	0	299	35	173	506
					<i>Total</i>	736	364	200	400	

Case B2: Banana and Cattle systems with crop residue animal feed					Case C2: Banana, Cattle and Sugar Cane systems with crop residue animal feed					
	Inflows	Steers	Banana	Total		Inflows	Steers	Cane	Banana	Total
Steers	179	0	307	485	Steers	136	0	75	153	364
Banana	500	300	0	800	Cane	116	84	0	0	200
Outflows	0	103	148	251	Banana	250	150	0	0	400
Losses	0	83	345	428	Outflows	0	66	90	74	230
<i>Total</i>	679	485	800		Losses	0	65	35	173	272
					<i>Total</i>	502	364	200	400	

Case B3: Banana and Cattle systems with crop residue animal feed and manure fertilization					Case C3: Banana, Cattle and Sugarcane systems with crop residue animal feed and manure fertilization					

Figure 3.4: Matrices of flows of the eight case studies expressed in kg of N/year, calculated on the basis of feed ration, cropping system and livestock system management characteristics (see Annexe 4 for further detail)

3.4.2. Structural analysis

Diversity is measured by the link density (F_r/n) (Table 3.4). In agreement with the assumptions applied to build this range of case studies, the link density logically varied as a function of the number of activities and crop-livestock integration practices. The link density varied from 0 when there were no links (A1, A2, B1 and C1) independently of the number of compartments, to 0.5 and 0.7 for B2 and C2, and to 1.3 for C3 where the maximum of links was obtained according to our assumptions. These results show that, independently of the number of compartments which illustrate the diversification of activities, the link density provides information on the level of diversity, in terms of connectivity of compartments, at the whole agrosystem level.

For *organization*, the results showed that when there was one compartment and consequently no possible integration, AMI/ H_r was equal to 1, which meant that there was no possible homogenization of flows. H_r , which represents the flow partition potential between compartments, increased more as a function of the number of compartments (1.50 to 1.76 from 2 to 3 compartments) than according to the number of internal links density (1.50 to 1.56 from 0 to 2 links). For the same number of compartments with growing integration, AMI/ H_r decreased as a result of the marked decrease in AMI and the slight increase in H_r . These results illustrated that, when the diversity of compartments increased, H_r , the flow partition potential between compartments also increased. Similarly, the flows diversity increased this flow partition potential. Furthermore, the distribution of flows of matter was more homogenous when the systems were more connected or interrelated (thus leading to an AMI decrease). Consequently, AMI/ H_r decreased from systems with few compartments and few flows among subsystems to systems with more compartments and more flows that uniformly connected them. The results illustrated the advantages of the 3 organization indicators to quantify the flow organization, while taking the diversity of compartments and flows and the distribution of matter between these flows into consideration.

3.4.3. Functional analysis

Concerning *intensity* (Table 3.4), the results showed that for agrosystems with the same compartments, independently of integration, the TST was equal. This result was due to our assumption concerning the equal tradeoff between throughflows, losses and inflows. However, TST varied between the case studies consisting of different compartments. As agricultural practices, and consequently the inherent flows, were not the same for banana (A1), cattle (A2) and sugarcane, and since cropping systems were not present in the same proportion among the eight case studies, the TST values were thus not similar. The TST of case studies B1, B2 and B3 was 1285 kg N/year and corresponded to the sum of the TST of case studies A1 (800 kg N/year) and A2 (485 kg N/year). This was due to the fact that B1, B2 and B3 were composed of A1 (banana) and A2 (cattle) in the same proportion.

Whereas the TST of case studies C1, C2 and C3 (964 kg N/year) was lower because the combination of compartments and their proportion corresponded to lower activity at the system level (less steers fattened and fewer sugarcane activities as compared to banana). The results of this simulation demonstrated that TST allowed us to take the activity intensity in the agrosystem into consideration, while accounting for the different agricultural practices, agrosystem sizes, and nature of the compartments.

The *internal circulation* rate resulted in null values for case studies A1, A2, B1 and C1 because of the absence of throughflows. For case studies with only crop residue destined for animal feed (B2 and C2), ICR was equal to 24%, whereas for case studies with crop residue for animal feed and manure fertilization (B3 and C3), ICR was equal to 47% and 48%, respectively. The results suggest that ICR is a relevant indicator to summarize crop-livestock farming integration practices from a nutrient cycle standpoint and enabled a quantified system comparison.

Cycling showed a null value in all but the most integrated cases (B3 and C3). These results were consistent for cases without links between compartments (A1, A2, B1, and C1). When there is only one link between two compartments (B2 and C2), there is no possibility that a unit of N go back to its compartment of origin, then FCI value is zero. However, in cases B3 and C3, N molecules could leave a compartment and go back to the same compartment via flows of crop residue for animal feed and manure fertilization flows. Here the FCI value was not null. The results illustrated that the two indicators that we proposed, i.e. ICR and FCI, were both useful for quantifying crop-livestock integration practices, thus making it possible to quantify situations with only one pathway (from crop to livestock, with feeding, or from livestock to crop, with organic fertilization) or with cycling (both pathways).

3.4.4. System performance analysis

Considering the *resilience*, the simulation results (Table 3.4) showed that for systems consisting of one compartment (A1 and A2), A, ϕ and C differed but the ϕ/C ratio was close. As we discussed above with regard to the functional analysis, their activity intensity differed, but finally their estimated resilience values were almost the same, so their range to cope with changes accounted for only 26% and 27% of their development. Considering their compartment diversity as compared to B1 and C1 scenarios, the results showed that ϕ increased considerably, and accounted for 57% and 65% of the system development. The results suggested that increasing the compartment diversity, even when there was no integration between them, increased the resilience of the system. These results are consistent with the idea that a more diversified system has greater flow allocation amplitude across activities. When we analyzed the results through the flow diversity, from B1 to B3 and C1 to C3, we observed a decrease in A and C and consequently an increase in ϕ . As a result, ϕ/C increased from 0.57 to 0.77 for B1, B2, and B3 and from 0.65 to 0.81 for C1, C2, and C3. Overall, these results suggest that more integrated systems tend to be more resilient.

This is consistent with the idea that highly diversified and integrated systems will to a greater extent use a diversity of pathways as input to enhance the functioning of the implicit compartments, and as output to other compartments, thus increasing its adaptive capacity.

When we combined activities (B and C cases), the *productivity* remained the same independently of the integration. Because of the assumptions we made, with an equal tradeoff among throughflows, losses and inflows, there is no change in the overall usable outflows. The difference in productivity was here therefore only related to the partial productivity of each activity and their combination at the system level. For instance, for case C, with 3 compartments, the productivity was higher than for case B (24% versus 21%), due to the fact that the N productivity of the sugarcane (45%) was higher than that of banana (18%).

When the integration increased, the *self-sufficiency* increased from 0% without integration (cases B1 and C1), to 53% and 52% with full integration practices (cases B3 and C3, respectively). These results are consistent with our assumptions concerning the tradeoff between inflow and throughflows in the same proportion, leading to more autonomous systems.

The *efficiency* also increased with integration, due to the substitution of inflows by recycled waste (unused crop residue or manure). The differences in efficiency between case studies without integration (A1, A2, C1 and B1) were basically due to differences in the nutrient use efficiency of each activity and the proportion of activities when combined.

When integration increased (B1 to B3 and C1 to C3), the *loss rate* decreased, because of the substitution of inflows by a part of the losses.

Tableau 3.4: Assessment of 8 theoretical agrosystems through 3 sets of indicators (See table 3.1, 3.2 and 3.3 for more details on indicators calculation)

		A1	A2	B1	B2	B3	C1	C2	C3
Size of activities	Banana (ha)	2	0	2	2	2	1	1	1
	Sugarcane (ha)	0	0	0	0	0	1	1	1
	Steers (head)	0	16.2	16.2	16.2	16.2	13.7	13.7	13.7
Set 1. Structural indicators									
Diversity	N	1	1	2	2	2	3	3	3
	Fi	0	0	0	1	2	0	2	4
	Fi/n	0	0	0	0.5	1	0	0.7	1.3
Organization	AMI	1.00	1.00	1.00	0.90	0.65	1.02	0.94	0.67
	Hr	1.00	1.00	1.50	1.53	1.56	1.76	1.85	1.93
	AMI/Hr	1	1	0.68	0.59	0.42	0.58	0.51	0.35
Set 2. Functional indicators									
Intensity	TST (Kg N/year)	800	485	1285	1285	1285	964	964	964
Intern circulation	TT (Kg N/year)	0	0	0	307	606	0	228	462
	ICR (%)	0	0	0	24	47	0	24	48
Cycling	FCI (%)	0	0	0	0	33	0	0	34

Set 3. Performances indicators									
Resilience	A (Kg N/year)	1600	971	2572	2031	1284	1969	1605	987
	ϕ (Kg N/year)	553	361	3372	3669	4192	3628	3752	4191
	C (Kg N/year)	2153	1332	5944	5700	5476	5597	5356	5178
	ϕ/C	0.26	0.27	0.57	0.64	0.77	0.65	0.70	0.81
Productivity	Usable Outflows (Kg N/year)	148	103	251	251	251	230	230	230
	P (%)	18	21	20	20	20	24	24	24
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/year)	800	485	1285	979	679	964	735	502
	SS (%)	0	0	0	24	47	0	24	48
Efficiency	Eff (%)	19	21	20	26	37	24	31	45
Losses Rate	L (kg N/year)	652	383	1035	728	428	734	506	272
	LR (%)	81	79	81	57	33	76	53	28

Bold: indicator / normal: intermediate calculations

3.5. Discussion and perspectives

3.5.1. A relevant framework to assess relationships between agrosystem characteristics and performances

This first application of the framework to a range of theoretical agrosystems revealed some expected advantages of the sets of indicators. The main positive feature of the indicators is the possibility of quantifying several notions used to analyze mixed farming systems (Figure 3.5). For instance, Figure 5.A and 5.B shows the relationship between the structure and functioning indicators. The *organization* (AMI/H_r) indicator is discriminant when linked with the functioning (here *internal circulation rate*, Figure 5B). Three groups of agrosystems may be distinguished according to the degree of crop-livestock farming integration and the distances between each group may be assessed. Those two sets of indicators enable a summary characterization of various agrosystems according to their diversification (number of activities) and complexification (organization of nutrient or energy exchanges between activities). Potential links between the agrosystem structure and functioning characteristics can then be analyzed along with their performances from a nutrient or energy cycle perspective. As expected from our modelling hypotheses, the N use *efficiency* improved when the *internal circulation rate* rose (Figure 5C), in relation with the better use of unusable outputs, leading to a decrease in inputs for the same quantity of usable outputs. However, caution is needed in the graph interpretation. It seems that agrosystems with more diversity (number of activities = 3) are more efficient than more specialized agrosystems ($n=1$ or 2). In fact, it is the partial efficiency of each activity and the combined size of each activity that led to those results in our application. As sugarcane was more efficient than banana in this particular case, agrosystems with 3 activities were always more efficient than agrosystems with only banana as crop activity. This is consistent with the results of Sneeseens *et al.* (2015), who simulated mixed sheep and crop farming systems. They showed that the size and combination of crop activities (diversification) had a marked impact on the performances of mixed systems.

The complexification of the agrosystems (more flows between activities) is nevertheless a driver for increasing the efficiency, as shown in our application, thus confirming the results of Sneessens *et al.* (2015). Finally, the relationships between the different agrosystem performance dimensions were analyzed. In our application, the efficiency increased as resilience increased (Figure 5D). It is known that the capacity of a farming system to cope with hazards comes to a cost, especially the passive robustness (ten Napel *et al.*, 2011), with over-capacities such as a low stocking rate (Lurette *et al.*, 2013). For instance, Sabatier *et al.*, (2015), used simulations to quantify the tradeoff between production and robustness for grazing livestock systems. The framework we propose is a way to further explore issues of synergism or tradeoff between agrosystem performances. Our application showed that it is possible to jointly enhance the efficiency and resilience through better manure and crop residue recycling. However, economic constraints are not taken in account in our framework. In the Caribbean context we modelled, although better manure management seemed to be a relevant way to produce the same quantity of products with better nitrogen use and enhanced resilience, the increased workload related to this management has not been evaluated.

Instead of performing bi-variate analyses as done here, multivariate analyses could be an interesting way to more generally explore relationships between structure, functioning and performances and tradeoffs and synergy between performances, for a wider range of agrosystems than in our application.

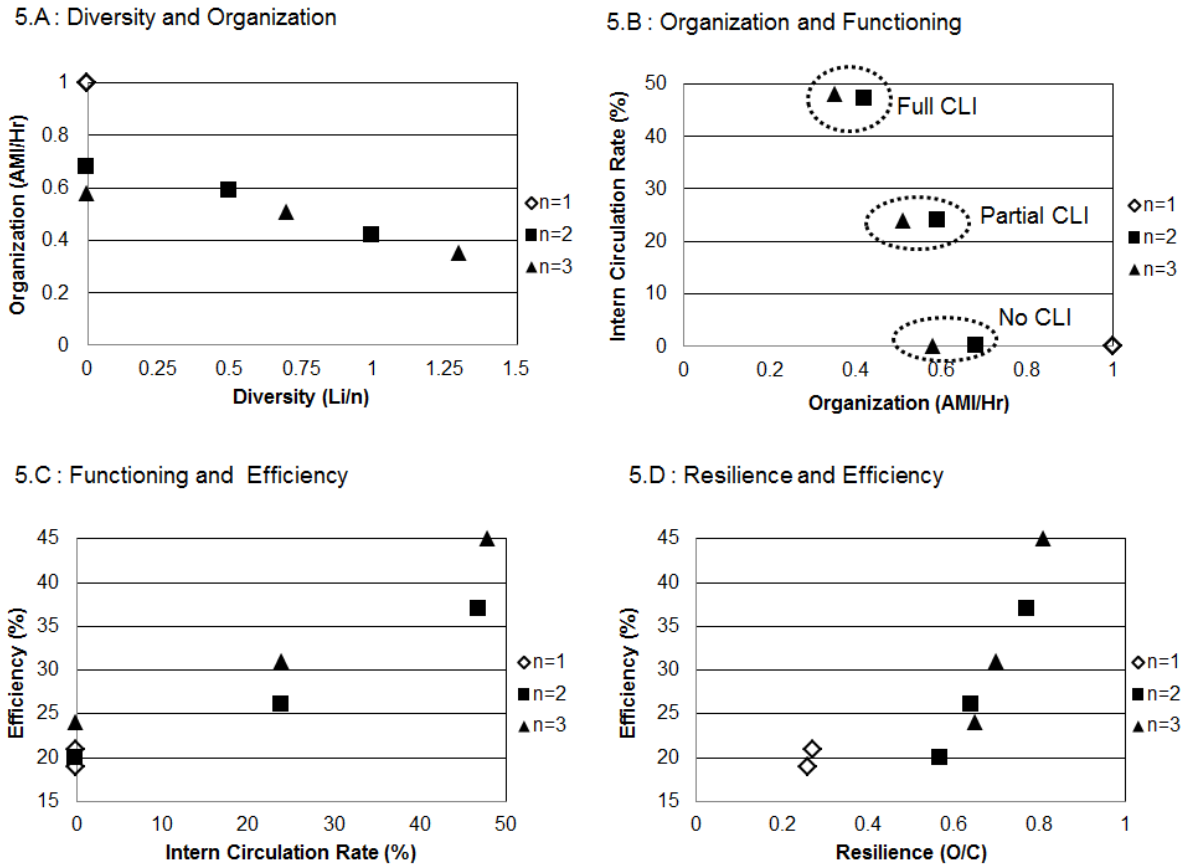


Figure 3.5: Correlation between some indicators applied for the eight case studies as a function of the number of compartments (n); Figure 5.A, correlation between diversity and organization; 5.B, correlation between organization and functioning; 5.C, correlation between functioning and efficiency; 5.D, correlation between resilience and efficiency.

3.5.2. A framework to combine with socioeconomic assessment

The first application of the framework we proposed here, based on nitrogen cycle analysis at the agrosystem level, has to be improved. Firstly, it is necessary to consider cycles of other nutrient, such as phosphorus or energy (Benagabou *et al.* 2015; Vigne *et al.*, 2013), which may be a major constraint for agrosystem sustainability. The matrix expressed in biomass is a key step, and it is easy to convert biomass into flows of various nutrients or energy. In the case of energy, some supplementary data are needed, such as the gross energy content, fossil fuel energy, labor energy or solar energy (see Vigne *et al.*, 2013, for a generic conceptual model of energy flows).

It would be interesting to combine those analyses to have a broader view on the biotechnical process and global performances according to biomass and nutrient cycles. However, as discussed above, socioeconomic issues also have to be addressed.

Technical-economic assessments could generate complementary information regarding the economic performance of agrosystems. As a result of converting nitrogen flows, we did not take the considerable difference in prices between meat and sugarcane into account, for example. To illustrate this argument, the animal efficiency to transform available inedible feedstuffs, e.g. byproducts, into human food is much lower than the ability of crops to transform nutrients in food for human consumption. Similarly, the cost of mineral fertilizer and animal complementation are not the same, even though the N content influences these product prices. It appears relatively easy to combine ENA with an economic analysis based on the same matrix converted into money, as illustrated by the study of Schaubroeck *et al.* (2012), in which ENA and life cycle analysis were used to take the overall impact of flows on the environment into consideration. But the workforce productivity is also a key driver of farming system patterns. Complementary data should be acquired on the work time needed for management of the various activities, including the time needed for practices allowing the connections between activities.

Environmental compartmentalization seems relevant for distinguishing impacts and agrosystem performances. For example, using manure from another agrosystem or not have the same meaning than using mineral fertilizers. Consequently, the notion of self-sufficiency could be qualified, depending on the nature and origin of the inputs, for a given purpose. Similarly, the distinction between emissions and non-use of organic matter is important, organic matter could be recycled by other agrosystems, whereas emissions cannot. In fact, the agrosystem optimization strategies would not be the same, i.e. organic matter recycling in one case, or reduced emissions in another. Moreover, the production destinations do not have the same social meaning or interpretation. Regarding the socioeconomic context, agrosystems could be geared towards family food crop farming, as reported by Rufino *et al.* (2009b), to supply domestic or export markets.

As ENA application to agrosystems is based on biotechnical processes, the agroecological performances highlighted in this study were related to and focused on this dimension. Therefore, the notions of efficiency, productivity, resilience and self-sufficiency, which are considered as emergent properties by Bonaudo *et al.* (2014), have a different meaning depending on the disciplines. Finally, resilience is related to more complex socioeconomic aspects, and is hardly measurable (Darnhofer *et al.*, 2010b). The indicators proposed in this study could enhance the assessment of these notions, while quantifying them in a common dimension.

3.5.3. Perspectives

The present application to a range of simple theoretical agrosystems shows the potential advantages of ENA metrics from agronomic perspectives. We foresee two pathways for further development.

Firstly, we plan to apply the framework to assess agrosystems in real farming conditions. We aim to compare various management options in terms of diversification and complexification of mixed crop-livestock farming systems in the tropics. The indicators are effective for highlighting differences in crop-livestock integration and performances in simplified theoretical agrosystems. We were able to interpret the variation of the indicator, based on the modelling assumptions, to build the range of case studies.

The accuracy of the metrics to compare real agrosystems should be compared relative to our capacities to interpret the results from a wider range of agrosystems, with much more diversity than the 8 types we modelled here. If the potential of the method is revealed under real farming conditions, various potential applications could be considered. Comparison of existing mixed systems is a way to have a comprehensive approach of agrosystems diversification and complexification influence on agrosystem performances. Building references on agrosystems from an agroecological perspective is also a relevant implication for extension.

Our modelling approach could also be further explored while developing computerized experiments. With a relevant range of simulated agrosystems, it would be possible to investigate issues regarding tradeoffs and synergy between agrosystem performances. Balances to achieve in terms of diversification and complexification could also be explored. Although diversity is beneficial for stabilizing ecosystems (Gliessman, 2005) or improving the robustness of farming systems, to what extent this diversity still positive for agrosystems? Too much diversification and complexification could also lead to lower performances, at least with regard to some performance dimensions. The modelling approach, combined with our assessment framework, is also a way to support the design of new agrosystems, or to help redesign agrosystems from existing situations in a participatory approach with stakeholders.

Chapitre 4: Analyse de l'intégration agriculture-élevage, à l'échelle d'une pratique et à l'échelle de l'exploitation.

Ce chapitre constitue la première partie des résultats, sous la forme d'un article scientifique soumis à *European Journal of Agronomy*.

En se basant sur le cadre d'analyse proposé dans le chapitre précédent, il s'agit d'analyser les pratiques d'intégration agriculture-élevage à l'échelle des exploitations agricoles et de voir dans quelle mesure elles contribuent aux performances des exploitations, d'un point de vue agroécologique et technico-économique. Nous appliquons ce cadre d'analyse à huit études de cas guadeloupéens qui diffèrent de par leur accès aux facteurs de production; à savoir des petites exploitations intensives en main d'œuvre (2), des exploitations moyennes extensives (4), et des exploitations moyennes intensives en capital (2).

Nous caractérisons tout d'abord l'IAE en termes de réseau de flux d'azote. Nous évaluons ensuite les performances agroécologiques de ces systèmes: la résilience, l'efficacité, la productivité et l'autosuffisance du système. Enfin, nous évaluons les performances technico-économiques des exploitations, à savoir la productivité du travail et la productivité de la terre.

Nos résultats montrent que l'IAE est mise en œuvre principalement entre certaines productions comme l'alimentation des porcins à partir de toute une gamme de résidus de culture, ou encore la fertilisation organique de systèmes vivriers et maraichers. L'IAE à l'échelle du SMAE reste faible. En effet, la nature des activités combinées à l'échelle du SMAE, les rend peu enclines à être intégrées. En conséquence, les performances, et plus particulièrement l'efficacité et la productivité, dépendent plus de la combinaison des activités que des pratiques d'IAE. Un écart persiste entre les travaux théoriques sur l'IAE et l'IAE en pratique à l'échelle des SMAE, même si l'IAE est plus complexe qu'un simple réseau de flux et que d'autres services et fonctions peuvent en découler.

Ce chapitre répond à la sous-question 1 et en partie à la sous-question 2, par l'analyse des pratiques d'IAE en tant que telles et en tant que réseau de flux, et par l'évaluation des performances agroécologiques de ces SMAE au regard des pratiques d'IAE et de la combinaison des activités.

Crop-Livestock Integration, from single practice to global functioning: Case studies in Guadeloupe

Stark Fabien^{a,b,c}, Fanchone Audrey^c, Semjen Ivan^d, Moulin Charles-Henri^e, Archimède Harry^c

^a CIRAD, UMR SELMET, Montpellier SupAgro, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, France

^b AgroParisTech, Centre de Montpellier, 648 Rue Jean François Breton, 34090 Montpellier, France

^c INRA, URZ, Centre Antilles-Guyane, Domaine Duclos, Prise d'Eau, 97170 Petit Bourg, Guadeloupe, France

^d ISTOM, 32 Boulevard du Port, 95000 Cergy, France

^e Montpellier SupAgro, UMR SELMET, Montpellier SupAgro, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, France

Corresponding Author:

Fabien Stark - fabien.stark@supagro.inra.fr

Highlights

- Importance of considering crop-livestock integration at whole system level
- Ecological network analysis of agrosystem structure, function and performance
- Crop-livestock integration is rare at the level of the whole farming system
- Crop-livestock integration applies primarily to certain production systems

Abstract

Agricultural systems will have to produce more and better in a changing world. Mixed crop livestock systems (MCLS) represent sound alternative ways to progressively achieve these goals through crop-livestock integration (CLI). CLI exploits the synergies between cropping and livestock systems, for example, through organic fertilization and the use of crop residues to feed livestock, and offers many opportunities to improve productivity, as well as to increase resource use efficiency and improve the resilience of the whole farming system. In the scientific literature, authors advocate the interest of MCLS and CLI, based on theoretical considerations, modelling and empirical evidence from local case studies. But these studies do not clearly identify the respective roles of diversity of activities and CLI management practices in improving performances at the level of the whole farming system. Our aim was thus to assess CLI at farm scale in a range of MCLS and to explain farm performances by analyzing the combination of activities and the level of integration. We conducted our analyses in Guadeloupe, (French West Indies), where MCLS and CLI are complex but important challenges for local agricultural. In order to analyze CLI in a holistic and systemic way, we applied a method traditionally used in ecology, ecological network analysis, to study the structure, functioning and performance of agrosystems. To this end, we selected a range of MCLS to characterize CLI as practices, and as a network of nitrogen flows at system level. We then assessed the land and labor productivity of MCLS, as well as resilience, efficiency, productivity and self-sufficiency of the flows network. Our results show that CLI only applies to certain types of production, including feeding pigs with a wide range of crop residues or organic fertilization of small market gardens and plots used to grow tubers. But at whole system level, CLI remains rare and mainly depends on the combination of farming activities implemented. Consequently, performance and especially efficiency and productivity, depend more on the nature of the activity than on CLI management practices. There is still a gap between theoretical studies and CLI in practice, even though CLI is more complicated than simple flows and provides other services and functions.

Key words: Mixed crop-livestock systems; diversity; complexity; network analysis; agro-ecology; sustainability

4.1. Introduction

Agricultural systems will have to produce more and better in a changing world (Griffon, 2006). This will require adaptation to the increasing scarcity of natural resources while responding to the demands of an increasing global population. Designing local sustainable agricultural systems is a necessarily converging task (Dumont *et al.*, 2012; Herrero *et al.*, 2010). Such agricultural systems should be simultaneously efficient, productive, resilient and self-sufficient, as proposed by agro-ecology (Altieri *et al.*, 2012; Bonaudo *et al.*, 2014; Gliessman, 2005).

Mixed crop-livestock systems (MCLS) are sound alternative ways to progressively achieve these goals (Altieri, 2008; Gonzalez-García *et al.*, 2012). As stressed by Herrero *et al.* (2010), the synergies between cropping and livestock husbandry offer many opportunities to achieve sustainable agriculture, by increasing productivity in parallel with resource use efficiency. These synergies refer to the use of biomass from crops to feed animals, of manure to maintain soil fertility, of animal traction for cropping and transportation (Lawrence and Pearson, 2002). The complex resource and energy exchanges between crop and livestock productions (Sumberg *et al.*, 2003) correspond to crop-livestock integration (CLI).

Many analytical studies are reported in the literature. Their aim is to identify technical levers to improve CLI, such as evaluation of the feed value of unconventional feed resources (Renaudeau *et al.*, 2014; Xande *et al.*, 2009) or ways of managing manure to enhance organic matter content of soils and increase crop yields (Sierra *et al.*, 2013). But none of these studies consider CLI practices at the level of the whole farming system. At farm or regional levels, many authors advocate the interest of MCLS and CLI, based on theoretical considerations or modelling and empirical evidence from local case studies (Devendra and Thomas, 2002; Moraine *et al.*, 2014; Thornton and Herrero, 2001). But the respective roles of diversity (mixing activities) and CLI management have not yet been clearly explained, although. Recent studies are progressing in this direction. For instance, using a modelling approach to a crop and sheep farming system, Sneessens *et al.* (2014) demonstrate the importance of the respective weight of the two activities in the efficiency of the system. To assess the impact of CLI and diversity on food self-sufficiency at farm scale, Rufino *et al.* (2009a) proposed a method called 'ecological network analysis' (ENA) to measure the level of integration.

The aim of the present study was to assess the level of CLI at farm scale in a variety of MCLS and to explain farm performances by the combination of activities and the level of integration.

In developing countries in intertropical areas, agriculture is frequently supported by MCLS, often in a context of smallholder agriculture (Steinfeld *et al.*, 2006; Udo *et al.*, 2011), with low external inputs (Schiere *et al.*, 2002). In developed countries in temperate areas, although modernization has resulted in specialized farming systems (crops versus livestock), in the context of high external inputs, MCLS are still on the agenda (Ryschawy *et al.*, 2014b). Here we characterize the variety of CLI practices implemented in Guadeloupe, to assess the level of CLI at farm scale and to evaluate the agroecological performances of whole MCLS. By agro-ecological performances, we mean the resilience, efficiency, productivity and self-sufficiency of farming systems (Altieri *et al.*, 2012; Bonaudo *et al.*, 2014).

To this end, we selected a range of MCLS according to access to production factors and combinations of activities. We then used ENA to characterize CLI as practices and to describe the network of nitrogen flows at the level of the system. Nitrogen has been identified as the main limiting nutrient both for livestock and crop production and also as a source of pollution for agrosystems (Giller *et al.*, 1997; Rufino *et al.*, 2009a). The nitrogen concentration in animal feed along with the nitrogen used for crop fertilization determine feed supplementation with concentrates and the cost of mineral fertilizer, both of which are imported into Guadeloupe and increasingly expensive. We then assess the land and labor productivity of MCLS, as well as the resilience, efficiency, productivity and self-sufficiency of the network of flows. Finally, we compare the results we obtained with the results of CLI in the literature, and discuss the implications of CLI for future Guadeloupian MCLS, and the prospects of using ENA to analyze CLI.

4.2. Material and method

4.2.1. Methodological approach

Characteristics of Guadeloupian agriculture

We conducted our analysis in Guadeloupe, a French Overseas Department, located in the Caribbean (latitude 16° 13' N, longitude 61° 34' W). Guadeloupian agriculture is oriented toward exports of highly subsidized agricultural products that require large quantities of external inputs, the main crops being sugarcane and banana, which cover respectively 14,000 ha and 2,500 of the 31,400 ha of agricultural land in the island (Agreste, 2015). Rearing small and large ruminants is also a widespread traditional practice in this area, and currently requires 10,000 ha of pasture. Food crop and small livestock systems are also present, less subsidized and oriented towards the local market. These include market gardening, orchards, tuber and fruit production, pig, poultry and rabbit breeding. Production oriented toward the local market does not meet local needs, and the agricultural trade balance shows a large deficit (Agreste, 2015). Moreover, both livestock and crop production depend to a great extent on imported and increasingly expensive feed concentrate and mineral fertilizer. Guadeloupe is thus an interesting context for our study because it combines a variety of farming systems, in a tropical context, but in the institutional context of the European Union. CLI represents complex issues but is an important stake for local agronomic research and development institutions in the new agro-ecological paradigm (Gonzalez-Garcia *et al.*, 2012; Ozier-Lafontaine *et al.*, 2011; Stark *et al.*, 2010a).

Sampling: Typology of MCLS in Guadeloupe and choice of case studies

An exploratory study was conducted in 2010 to identify MCLS that implement CLI practices, in a context of limited information. A sample of 111 farmers was selected, based on the non-probabilistic 'snowball' sampling method (Harper *et al.*, 2013), adjusted to cover geographical areas of the territory homogeneously. Structured interviews enabled the collection of two types of data on each farm: socio-economic components (land tenure, labor, household, equipment, sources of income), and a combination of crop and livestock activities (cropping pattern, number of animals, management practices). A typology of production systems was built. A production system was considered as a combination of production factors and production, shared by a set of farms (Brossier, 1987). Due to the wide range of crop and livestock activities, we chose to characterize the combination of types of production on each farm using the intensity of production per hectare.

The intensity was calculated as the sum of the standard gross margin (SGM) of each activity divided by the total area of the farm (Stark *et al.*, 2012). Estimations of SGM were not calculated but taken from regional economic references (CDA, 2007). We used access to land (a limiting factor for production on this small island) and the intensity of production to distinguish three types of production systems, through a graphic analysis (Bertin, 1977).

We then analyzed access to other production factors in the three production systems: workforce, with the number of hectares cultivated per family labor unit, in order to include labor intensity, and the equipment and buildings (fixed capital), in a qualitative way with three modalities, from low to high access to fixed capital.

Among the 111 farms in the sample, we chose four case studies for a first in-depth analysis of farm operation and of their technical and economic results in 2014. We completed the survey in 2015 with a second sample of four farms to reach a total sample of eight case studies representing the three types of production system we identified, as well as the range of crop and livestock production in Guadeloupe.

Data collection: Comprehensive approach to farming systems

To characterize the functioning of MCLS and CLI practices on the eight farms, information was collected using a comprehensive approach to farming systems (Bonneviale *et al.*, 1989). Information at whole system level is needed to describe how a farming system is run, i.e. the coherent management of productive resources that are combined through activities (crop and livestock systems; Devienne and Wybrecht, 2002). This approach consists in iterative semi-structured interviews during which qualitative and quantitative data are collected on how the farming systems function. This information concerns the components of the farming system and any interactions between the components, i.e., the socio-ecological environment, the decision-making system, the allocation of the production factors, and the structure and functioning of crop and livestock systems. For the characterization of CLI, particular attention was paid to interactions between crop and livestock activities, so as to qualify these practices in terms of logic, objectives and constraints; and to quantify them in terms of the intensity and distribution of flows. Information concerning crop and livestock management practices including organic fertilization, crop products and by-products used as animal feed was recorded.

Data processing: socio-economic analysis of MCLS

To assess the socio-economic performances of farming systems, we use added value (AV) which measures the richness generated by the production system. AV is equal to the difference between the value of the goods that are produced (gross product) and the value of goods and services that are consumed during the production process (intermediate consumption). The AV of the farming system is the sum of the AV of each cropping and livestock activity. Land productivity (AV/agricultural area) and labor productivity (AV/working day) were obtained by dividing the AV by the units of production factor (land or work) used in the production process. Land productivity assesses the result of the intensification of production process, while labor productivity is related to the economic efficacy of labor incorporated in the production process (Cochet, 2012). Because the majority of subsidies are linked to production, we also considered the sum of the AV and the subsidies related to specific activities at farm scale.

Biotechnical analysis of MCLS

To assess the agro-ecological performances of MCLS, we used ecological network analysis (ENA), previously adapted to farming system analysis by Rufino *et al.* (2009a). ENA comprises a systemic and holistic analysis of interrelated species in an ecosystem (Ulanowicz, 2004). We propose to characterize the structure, functioning and performance of farming systems using a set of indicators derived from ENA. Structure and functioning analysis makes it possible to characterize CLI practices at system level while performances analysis makes it possible to assess the agro-ecological performances of MCLS (table 4.1).

The first step of ENA consists in implementing a network model of flows to represent all compartments and their interactions (Fath *et al.*, 2007), plus the interactions between the compartments and their environment. After all the ecological compartments and interactions have been identified, all the flows in the network have to be quantified in a single appropriate unit. The second step of ENA corresponds to the calculation of the structure, functioning and performance indicators. Structural analysis was performed to characterize the organization of the system, which depends on the diversity of flows that make up the network and on the size of the flows. Functional analysis was performed to evaluate the activity of the system, which is related to all the agricultural practices used in the management of the productions concerned. In the conceptual framework of agro-ecology, performance analysis is linked to four dimensions: resilience, productivity, self-sufficiency and efficiency (Bonaudo *et al.*, 2014; Ulanowicz *et al.*, 2009).

Tableau 4.1: Indicators of structure, functioning and performances for agrosystem analysis based on appropriate ENA indicators

Indicators	Mathematical formula	
Structural analysis		
Number of links within the network	Fi	
Diversity of flows	Number of compartments	n
	Density of internal links	Fi/n
Average Mutual Information	$AMI = k \sum_{i=1}^{n+2} \sum_{j=0}^n \frac{T_{ij}}{T_{..}} \log_2 \frac{T_{ij} T_{..}}{T_i T_j}$	
Organization of flows	Statistical Uncertainty	$H_r = - \sum_{j=0}^n \frac{T_{.j}}{T_{..}} \log_2 \frac{T_{.j}}{T_{..}}$
	Realized Uncertainty	AMI/H_r

Functioning analysis		
Intensity of flows	Total System Throughflows	$TST = \sum_{i=1}^n T_i$
Circulation of flows	Total Internal Throughflows	$TT = \sum_{i=1}^{j=n} f_{ij}$
	Internal Circulation Rate	$ICR = TT/TST$
Cycling of flows	Finn's Cycling Index	$FCI = \frac{TST_c}{TST}$
Performance analysis		
Resilience	Development capacity	$C = - \sum_{i,j} T_{ij} \log\left(\frac{T_{ij}}{T_{..}}\right)$
	Ascendancy	$A = \sum_{i,j} T_{ij} \log\left(\frac{T_{ij}T_{..}}{T_{i.}T_{.j}}\right)$
	Overhead	$\Phi = - \sum_{i,j} T_{ij} \log\left(\frac{T_{ij}^2}{T_{i.}T_{.j}}\right)$
Productivity (P)	Outflows / Total System Throughflows	$P = \frac{1}{TST} \sum_{i=1}^n Y_{oi}$
Self-sufficiency (SS)	(TST – Inflows) / Total System Throughflows	$SS = \left(TST - \sum_{i=1}^n Z_{oi}\right) / TST$
Efficiency (Eff)	Outflows / Inflows	$Eff = \frac{P}{SS}$
k	Constant scalar in the AMI equation	
$T_{i.}$	Total inflow for compartment i	
$T_{.j}$	Total outflow for compartment j	
$f_{ij} \cdot T_{ij}$	Flow from compartment j to compartment i	
$T_{..}$	Total System Throughput (sum of the network links)	
$T_i = \sum_{j=1}^n f_{ij} + Z_{i0} - (\dot{x}_i)_-$	Compartmental throughflow	
$(\dot{x}_i)_-$	Negative state derivative for compartment i	
$f_{ij} \cdot T_{ij}$	Flow from compartment j to compartment i	
Z_{i0}, Z_{j0}	Flow into compartment i or j from outside the network	
TST_c	Total system cycled throughflow	
Y_{oi}, Y_{oj}	Outflows (usable flows) from the network for compartment i or j	

4.2.2. Choices for the implementation of ecological network analysis (ENA)

System conceptualization

The case studies were conceptualized using the same conceptual model to facilitate their comparison (figure 4.1). Each case study was conceptualized based on the same level of aggregation because the results of analysis partly depend on the diversity of compartments. On the other hand, the objective is to characterize the diversity of CLI practices at system level. To achieve this objective, it is important to consider not only one livestock and one crop compartment but several compartments, *de facto* smoothing the diversity of practices.

Figure 4.1 shows the compartments of the conceptual model, i.e., the main farming activities according to their agronomic features (crop cycle, species, storage, etc.) and their aim (animal feed, human food, fertilization, export, etc.) The crop compartments we used were sugarcane, banana, other fruit, agroforestry, market garden crops and tubers. The livestock compartments were cattle grazing, pigs, poultry and rabbits. The storage compartments were manure storage and forage storage. The cropping compartments do not strictly correspond to the definition of cropping systems, as our study is static, the compartments and flows are accounted for on an annual average basis. Multiannual cropping systems (perennial crops, crop rotations) were taken into account through the normalization of all flows in the production cycle on an annual basis. Concerning livestock systems, demographic dynamics were also normalized on an annual basis. Sugarcane and banana for export were considered as aside compartments, based on their importance in the agricultural economy of Guadeloupe (Agreste, 2015). Pasture and cattle were put in the same compartment because the two components are strongly interconnected and their results depend on the management practices themselves. However, some indicators were calculated considering pasture as a separate compartment in order to assess the importance of grazing pasture in the functioning of MCLS. The manure storage compartment and the forage storage compartment were included to evaluate manure processing and forage conservation.

The flows selected were those that correspond to flows of material between compartments, and between compartments and the socio-ecological environment. Integration flows correspond to (1) flows of fertilizer from the livestock and manure storage compartments to the crop compartments and (2) flows of animal feed from the crop and forage storage compartments to the livestock compartments. Inflows corresponds to flows of fertilizer (mineral fertilizer or manure from another farm, for example), flows of animal feed (concentrates, supplements, forage originating outside the farm, crop residues, cereals, for example), and living plant material, live animals for fattening, or animals to be used for reproduction). Outflows correspond to usable exported live animals, meat, crops, forage, crop residues or manure used by other actors). Losses correspond to source of pollution as unused, emissions from livestock manure (building, storage and grazing) and from crops (manure and mineral fertilizer applications). Crop residues are not considered as losses, as they are returned to the soil and are thus a potential source of nutrients for the same compartment (self-flows were not take into account in ENA calculations).

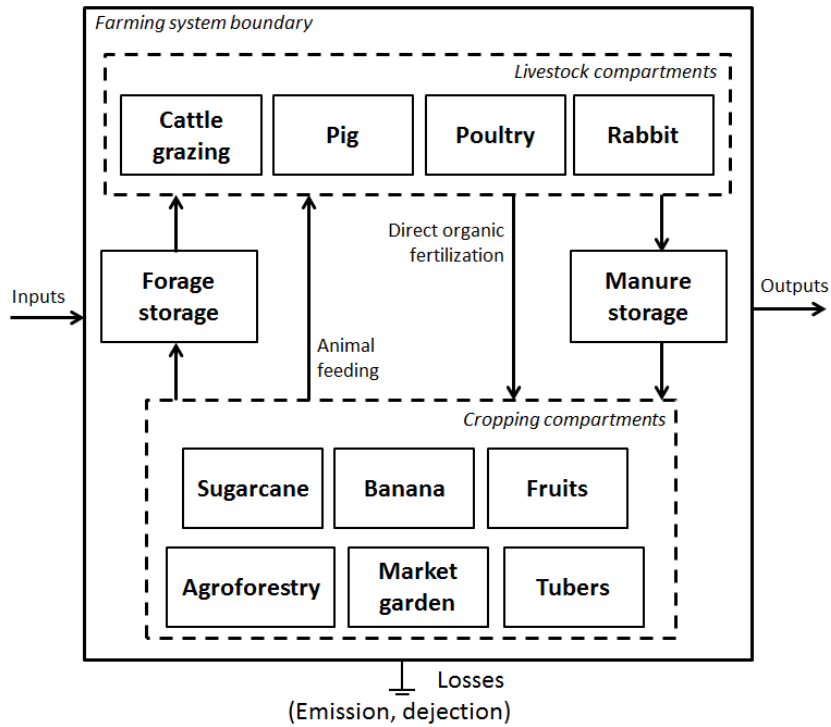


Figure 4.1 : Conceptual model selected for the analysis of case studies in Guadeloupe according to the aim and agronomic features of the different agricultural activities.

System modelling

Network of flows resulting from system conceptualization is expressed as N in this study. Several methods were used to quantify flows. Firstly, available data were collected from farmers in iterative interviews. These data concerned the quantity of animal feed and of fertilizer, the composition of feed concentrates, the composition of mineral fertilizer, crop and livestock production, organic fertilization, the distribution of crop residues, etc. Missing information was replaced using estimations in the literature. Missing livestock data, such as emission, dejection, and pasture were estimated using ingestion equations as a function of management practices and species (Peyraud *et al.*, 2012). Livestock and crop products or by-products were estimated based on the literature on the N composition of each product considered. Based on collected and estimated data, a matrix was drawn for each case study, with the origin of the flows (inflows from exterior and compartments) and in row destination of flows (compartments, outflows and losses). Based on the flow matrix, indicators were calculated using algorithms developed by Rufino *et al.* (2009a) and by the authors using a spreadsheet (table 4.1).

4.3. Results

4.3.1. Diversity of Mixed Farming Systems

Typology of MCLS

We distinguished three types of MCLS in the sample of 111 farms (table 4.2). *Small labor intensive farms (SIL)* represent 46% of the sample. They farm less than 8 ha (average 4.4 ha) and have a significant SGM per hectare (7,501€/ha on average). This high land productivity is the result of high family labor investment (0.25 unit/ha), rather than investment in equipment. *Farms with moderate capital investment (MCI)* represent 21% of the sample. They farm more than 8 ha (average 14.1 ha) and also have a significant SGM per hectare (7,840 €/ha). In this case, the high intensity of production is related to moderate to high access to fixed capital, rather than to the use of family labor (0.1 family labor unit/ha). *Medium Extensive farms (ME)* represent 33% of the sample. They exploit the same average area as the previous group, but have a low SGM per hectare (3,070 €/ha), related to a low level of family labor and variable access to fixed capital.

Tableau 4.2: Characteristics of the three types of farms as a function of access to production factors and land productivity

	Small Labor intensive (SIL)	Medium Extensive (ME)	Medium Capital intensive (MCI)
N	51	37	23
Intensity			
Standard gross margin/ha (€)	7,501 (6,466)	3,070 (983)	7,840 (2,331)
Land			
Area (ha)	4.4 (2.0)	14.0 (5.5)	14.1 (8.3)
Capital			
Farms with low access to capital (%)	41	24	9
Farms with medium access to capital (%)	53	41	57
Farms with high access to capital (%)	6	35	35
Labor			
Family labor (n)	1.1 (0.5)	1.4 (0.5)	1.4 (0.5)
Farms with outside employees (%)	43	43	43
Family labor/ha (n)	0.25	0.10	0.10
Livestock rate			
Percentage of standard gross margin accounted for livestock	46 (27)	39 (26)	31 (24)

xx: mean or proportion; (xx): standard deviation

Characteristics of the case studies

Table 4.3 lists the characteristics of the eight farms selected for further analysis. SIL1 and SIL2 are *Small Labor Intensive* farms. VH grows high-value crops (market garden crops) using twice as much labor as SIL2 which breeds intensive small livestock (rabbits, pigs, and poultry). MCI1 and MCI2 represent *Medium Capital intensive* farms. They produce sugarcane and high-value crops (market garden and tuber crops). MCI1 owns grazing cattle, with a high livestock density (5 TLU per ha), while MCI2 practices intensive pig and poultry production (23.5 TLU) and high-value production of pineapple (5 ha). Finally, four cases represent the *Medium Extensive* farms. Three correspond to traditional Guadeloupian systems (sugarcane and grazing cows), farm a small area (less than 1 ha) and produce complementary high-value products (market garden or tuber crops). The stocking rate of ME1 and ME2 was intermediate (1.6 and 2.9 TLU per ha of forage area) and that of ME3 very high (9.4 TLU/ha). The last farm, ME4, is specialized in producing bananas for export, which is very labor intensive (1 335 man/day per year), associated with small-scale pig production (2.4 TLU).

Tableau 4.3: General characteristics of case studies

	SIL1	SIL2	MCI1	MCI2	ME1	ME2	ME3	ME4
Production factors								
<i>Area (ha)</i>	2.7	2.5	16.6	13.0	10.0	12.9	14.6	13.0
<i>Herds (TLU)</i>	6.0	27.5	26.8	23.5	9.2	17.6	32.8	2.4
<i>Family labor (labor unit)</i>	1	1	2	1	1	1.5	1	2
<i>Labor (HJ)</i>	288	156	301	284	145	137	382	1,335
Crop-livestock mixing								
<i>% of labor to livestock activities</i>	12	72	38	17	56	57	25	7
Forage crops								
<i>Forage area (% of total area)</i>	0.0	59.5	24.1	0.0	30.0	46.5	24.0	0.0
Food crops (ha)								
<i>Banana (for export)</i>	-	-	-	-	-	-	-	9.0
<i>Sugarcane (fruit export)</i>	-	-	9.0	6.0	6.0	6.8	10.0	-
<i>Fruit crops</i>	0.5	-	0.1	5.0	-	-	0.1	-
<i>Forestry-Arbiculture</i>	0.2	1.0	-	-	-	-	-	-
<i>Market gardens</i>	2.0	-	1.0	0.5	1.0	-	0.5	-
<i>Tuber crops</i>	-	0.2	2.5	1.5	-	0.1	0.5	-
Livestock systems (TLU)								
<i>Polygastrics (cattle)</i>	-	2.4	20.0	-	4.8	17.6	32.8	-
<i>Monogastrics (pigs, poultry, rabbits)</i>	6.0	24.4	6.8	23.5	-	-	-	2.4

4.3.2. Crop-Livestock Integration practices

Description of CLI practices

Feeding animals with crop residues mainly concerns pig production (table 4.4). Whatever the nature of the residues (sugarcane, banana, tubers, arboriculture, market garden crops), the N provided by crop residues on the six farms that bred pigs ranged from 13% to 45 % of the total N supplied. To a lesser extent, farms that raise poultry and rabbits also feed them with crop residues, but this only represents between 1% and 10% of the total N supplied. Crop residues are used as complementary feed for cattle much less frequently, i.e. on only two out of the five farms that raise cattle, representing less than 1% of total N intake.

Organic fertilization based on the use of livestock manure only concerned market garden crops and tubers. Pig, poultry, rabbit or cattle manure is used by six of the seven farms that cultivated market garden crops or tubers to fertilize them. Organic fertilization ranged between 2 kg N/ha (MCI1) and 73 Kg N/ha (MCI2). The proportion of N supplied by manure varied from 1% to the total amount of N applied to fertilize these crops. This variability depended on the fertilization practices, as mineral fertilization was zero in some cases (ME1) but could reach 580 Kg N/ha for others (ME3).

When cattle were present (five case studies), N flows linked to grazing predominated, in both directions, i.e. from cattle to pasture (dejection) and from pasture to cattle (grass intake). Indeed, these flows represented from 88% to the total amount of N distributed to the cattle and a large proportion of pasture fertilization (from 29% to the total amount of N applied).

Tableau 4.4: Crop-livestock integration in relation to animal feeding and organic fertilization practices

	Animal feeding practices¹	Organic fertilization practices¹
SIL1	Market garden crops and arboriculture residues used to feed pigs (16%) and poultry (1%)	Poultry manure used to fertilize market gardens (24%)
SIL2	Fruit and agroforestry residues used to feed pigs (13%) and rabbits (3%)	Rabbit manure used to fertilize tubers (70%)
MCI1	Crop residues (banana, tubers, and market garden crops) and sugarcane used to feed pigs (13%)	Pig manure used to fertilize market gardens (1.2 %)
MCI2	Crop residues (banana, tubers, and market garden crops) and sugarcane used to feed pigs (18%) and poultry (10%)	Pig and poultry manure used to fertilize market gardens (55%)
ME1	Sugarcane and market garden crop residues used to feed pigs (45%)	Pig manure used to fertilize market gardens (100 %)
ME2	Sugarcane used to feed cattle (1%)	-
ME3	Fruit residues used to feed cattle (0.1%)	Cattle manure used to fertilize market gardens (7%)
ME4	Banana residues used to feed pigs (29%)	-

¹ The percentage expresses the rate of nitrogen supplied by CLI practices as a function of the total nitrogen supplied to the crop concerned.

Flow analysis of CLI

The number of compartments ranged from two to seven (table 4.5), corresponding to the range of crop and livestock activities observed in the exploratory survey, with an average of 4.3 activities. The number of throughflows ranged from one feed flow for ME2 and ME4 to seven feed and fertilization flows for MCI2. These numbers are rather low compared to the potential numbers of feed or fertilization flows. We observed a decrease in the number of potential throughflows with an increase in the number of activities. CLI practices concerned only certain activities in the mixed production systems. The organization of flows also varied with the type of MCLS. Flows were more homogenous on SIL farms with the highest organization values ($1-AMI/H_r$ of 0.35 and 0.45), and more heterogeneous on ME farms, with the lowest organization values ($1-AMI/H_r$ between 0.09 and 0.25). The values on MIC farms were intermediate ($1-AMI/H_r$ of 0.3 and 0.35).

The intensity of network flows including inflows was much lower on SIL farms than on medium ones. However, when applied to area, the values were comparable. Overall TST/ha values ranged from 128.3 Kg N/ha to 292.5 Kg N/ha, depending on the combination of different types of production and on agricultural management practices.

The internal circulation rate, which summarizes the quantity of N circulating in throughflows as a function of the total circulation of flows (TST) was very low, except in SIL1 (19.9%). The other farms had an ICR of only 0.7% to 3.5% of N coming from throughflows.

Cycling, measured by FCI, was null or quasi null (less than 1%) on all farms, even on SIL1, which had the highest intensity of throughflows. Four farms had a null value, which is explained by the fact that, in these cases, throughflows connect different compartments, with no possibility for nutrients to return to their compartment of origin.

Indicators were also calculated considering pasture as a separate compartment from cattle. Results showed that grazing pasture do play an important role in flows of resources. TST/ha increased from 10% on farms with a low proportion of cattle grazing (SIL2 and ME1) to 91 % on farms more specialized in cattle grazing (MCI1, ME2 and ME3). Similarly, ICR increased on these farms, making them more integrated systems in terms of the intensity of their internal flows. The farms that were most specialized in cattle grazing became the most integrated, with respectively 41%, 39% and 44.5% of flow activity originating from internal circulation. Concerning cycling, FCI, which was zero or close to zero on these farms, increased considerably, up to 30.7% on ME3. In the same way as flows from cattle to pasture (dejection), and complementary flows from pasture to cattle (grass), cycling is made possible by the strong intrinsic relationships between these two complementary compartments.

Tableau 4.5: Steps in the calculation of indicators for the structural and functional properties of CLI used to characterize CLI in the eight case studies in Guadeloupe

		SIL1	SIL2	MCI1	MCI2	ME1	ME2	ME3	ME4
Set 1. Structural indicators									
	N	5	7	7	7	5	3	6	2
Diversity	Fi	5	4	6	7	4	1	3	1
	Fi/n	1.0	0.6	0.9	1.0	0.8	0.3	0.5	0.5
Organization	AMI	1.28	1.04	1.16	0.81	0.89	1.12	1.2	0.67
	Hr	1.96	1.89	1.66	1.24	1.18	1.32	1.53	0.74
	1-AMI/Hr	0.35	0.45	0.30	0.35	0.25	0.15	0.22	0.09
Set 2. Functional indicators									
Intensity	TST (Kg N/year)	346.3	447.4	2,684.0	3,419.0	1,376.7	2,242.9	3,274.1	3,802.1
	TST/ha	128.3	177.5	161.7	263.0	137.7	173.9	224.3	292.5
Internal circulation	TT (Kg N/year)	65.5	15.5	19.2	69.0	11.1	16.8	43.1	44.8
	ICR (%)	18.9	3.5	0.7	2.0	0.8	0.7	1.3	1.2
Cycling	FCI (%)	0.55	0.00	0.01	0.47	0.11	0.00	0.00	0.00
Indicators including pasture grazing	TST/ha	128.3	211.3	280.8	263.0	151.5	325.2	428.2	292.5
	ICR (%)	18.9	17.5	41.0	2.0	9.9	39.0	44.5	1.2
	FCI (%)	0.5	13.3	23.9	0.5	7.6	23.2	30.7	0.0

4.3.3. Performances of MCLS

Agro-ecological performances

The resilience of the flow network was higher on SIL and MIC farms, with ϕ/C between 0.58 and 0.70 (Table 4.6). These results correspond to the most diversified and the most organized flow network, respectively. The more connected the flow network, the greater the ability of the network to adapt.

N productivity ranged from 13.5% to 38.3% across MCLS types. These results are mainly a function of the N productivity of each activity combined in a given production systems. The low productivity of ME4 is linked to the low N productivity of banana production (13% of N exported). The low productivity of SIL2, MCI2 and ME2 is due to the lower productivity of livestock productions. The higher productivity of SIL1, MCI1, ME1 and ME3 (38.2, 34.8, 31.2, and 31.0% respectively) is due to the higher productivity of certain crops (market garden, tubers, pineapple and sugarcane), which are the main crops produced in these systems.

N self-sufficiency was low in all cases, representing less than 20% of total activity. The N self-sufficiency of SIL2, MCI1, ME1 and ME4 (between 1.2 and 7.7%) was very low due to the high dependence on feed supplements in the case of SIL2, and high mineral fertilization of crops (pineapple, banana, and sugarcane) in the other cases. N self-sufficiency of SIL1, ME2 and ME3 was higher (between 16.1 and 20.7%), because fewer inputs were needed for cattle thanks to grazing (ME3 and ME2), or less mineral fertilization for market garden (SIL1).

Considering the efficiency of the use of N, logically, the less productive and self-sufficient systems were the least efficient (SIL2, MCI2 and ME4 with an efficiency of 23.2, 20.1 and 13.5%, respectively). Conversely, the most productive and self-sufficient were the most efficient (SIL1 and ME3 with efficiency of 48.3 and 38.0%, respectively). Intermediate systems in terms of efficiency were due to either low productivity through higher self-sufficiency (ME2), or low productivity through higher self-sufficiency (MCI1 and ME1).

Tableau 4.6: Steps in the calculation of agro-ecological performance indicators to assess resilience, productivity, self-sufficiency and efficiency in the eight case-studies in Guadeloupe.

		SIL1	SIL2	MCI1	MCI2	ME1	ME2	ME3	ME4
Resilience	A (Kg N/year)	775	890	4,847	3,513	1,589	3,325	4,713	2,962
	ϕ (Kg N/year)	1,079	1,693	7,524	8,258	1,490	1,506	6,808	1,386
	C (Kg N/year)	1,855	2,583	12,366	11,771	3,080	4,831	12,522	4,348
	ϕ/C	0.58	0.66	0.61	0.70	0.48	0.31	0.54	0.32
Productivity	Outflows (Kg N/year)	132.7	96.3	932.6	672.5	429.8	488.5	1,011.9	512.6
	P (%)	38.3	21.5	34.8	19.7	31.2	21.8	30.9	13.5
Self-Sufficiency	Inflows (Kg N/year)	274	414	2,477	3,350	1,292	1,881	2,665	3,757
	SS (%)	20.7	7.3	7.7	2.0	6.1	16.1	18.6	1.2
Efficiency	Eff (%)	48.3	23.2	37.6	20.1	33.3	26.0	38.0	13.6

Socio-economic performances

Small labor intensive farms had the highest land productivity, > 10,000 € / ha. Due to the small amount of land used for production (limiting factor), and consequently a proportionally higher level of labor / ha, labor productivity was low, under 200 € / work day (Figure 4.2). Land productivity of SIL1 was twice that of SIL2, which can be explained by the higher added value of the market garden crops cultivated by SIL1 than that of small intensive livestock breeding by SIL2.

The land productivity of *Medium Capital intensive* farms (MCI1 and MCI2) was, between 7,000 € and 10,000 € per hectare while labor productivity, was higher, over 400 euros per work day. Thanks to considerable fixed capital investment (the right kind of barn, tractors), and high added value crops (pineapple for MCI2, tubers and garden crops for MCI1), MCI was able to cultivate an intermediate area and produce a good yield without a lot of labor. Consequently, land productivity was good and labor productivity was particularly high.

The land productivity of *Medium Extensive* farms (ME1, ME2, ME3 and ME4) was low (between 1,300 € and 3,800 € / ha), and labor productivity was also low (between 13 € and 228 € per work day, due to the low added value of the main agricultural activities (sugarcane, banana and cattle raising) of these systems. The work load was similar, because the medium amount of land to cultivate, without much mechanization, implies a high work load. The case of ME4 is different, with a very high level of labor (1,335 man/day per year), relative to the area, due to banana production. Moreover, the added value of banana is low, mainly due to high cost of intermediaries. Consequently, land and labor productivity are very low (AV/ha of 1,306 € and AV/work day of 13 €).

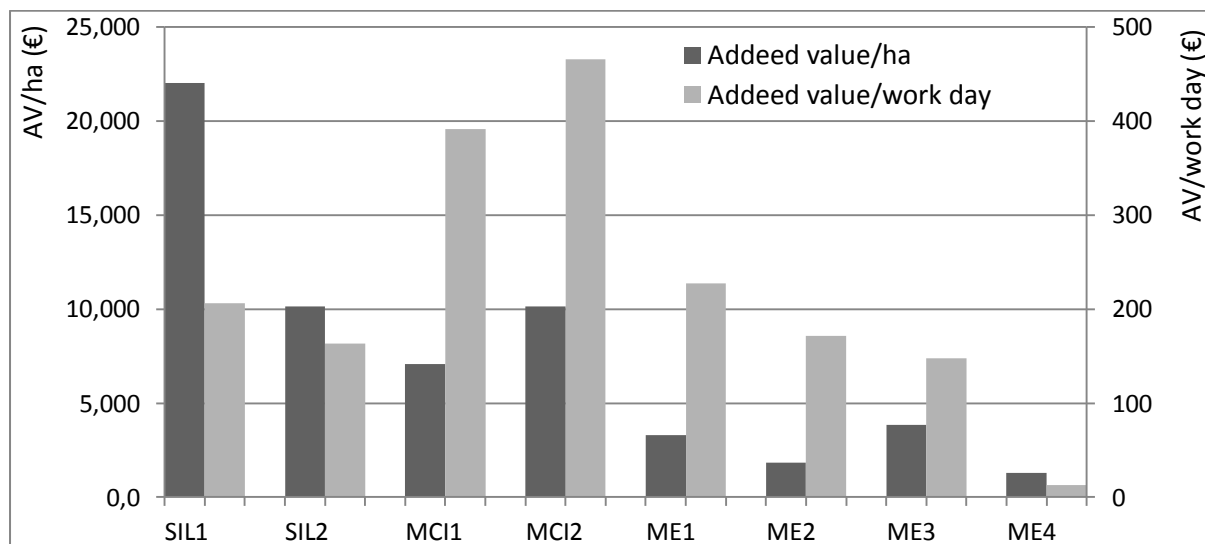


Figure 4.2: Comparison of land and labor productivity in the eight case studies in Guadeloupe

On the other hand, subsidies paid for some activities reduced the differences between farms (figure 4.3). SIL farms receive no subsidies and because they are small, created wealth was sometimes low (less than 20,000 euros for one family worker on the SIL2 farm, due to the importance of livestock activities, which account for 72% of added value). The SIL1 farm created more wealth thanks to the cultivation of high added value crops. In all the other cases, sugarcane, banana or cattle entitle the farm subsidies, thereby increasing perceived wealth. For instance, the low land and work productivity of ME4 are largely compensated and total perceived wealth is the same as on Medium Capital Intensive farms.

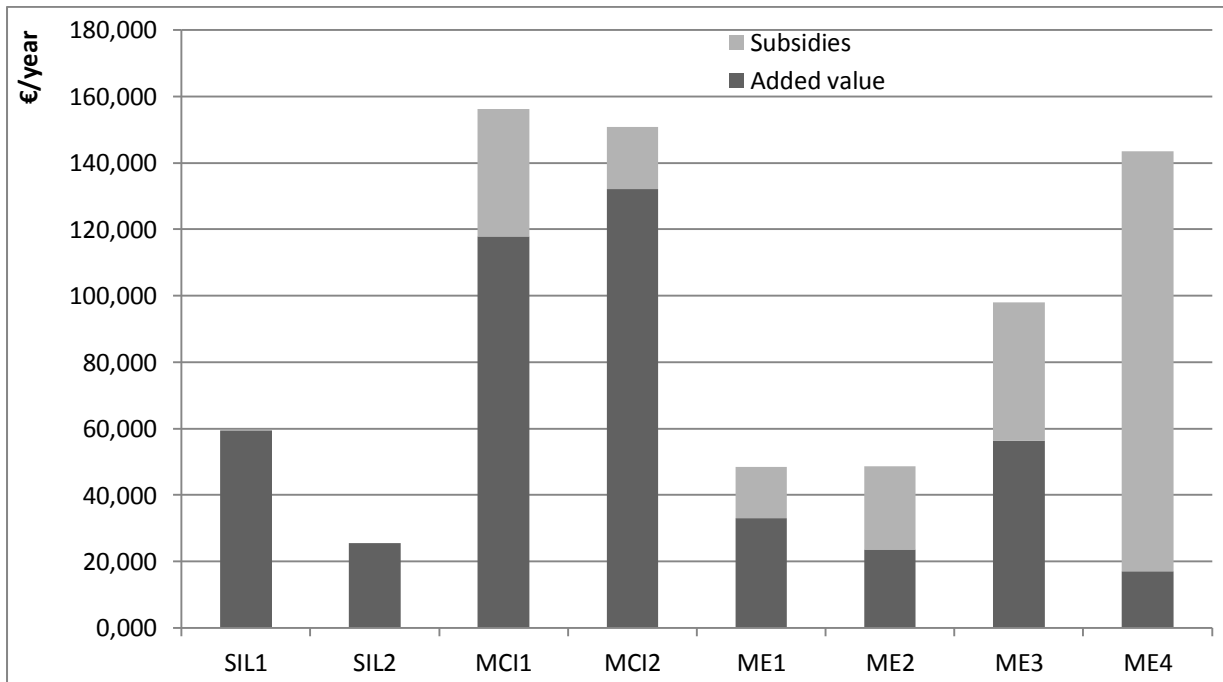


Figure 4.3: Contribution of subsidies received to added value in the eight case studies in Guadeloupe.

4.4. Discussion

As demonstrated in more analytical studies (Archimède *et al.*, 2012; Blanchard *et al.*, 2013; Renaudeau *et al.*, 2014; Tiltonel *et al.*, 2007), CLI is of real interest, as it leads to complementary livestock feeding and fertilization of certain crops, as our results demonstrate for pig feeding and fertilization of market garden crops and tubers. But, at level of the whole system, with the exception of the SIL1 farm, CLI is still rare. Consequently, even if the most integrated MCLS, (SIL1), appears to be the best in terms of agroecological performances, it is important to recall that its performances are linked to CLI attributes. Agro-ecological performances depend primarily on the nature and the management practices of crops and livestock combined at system level, as well as socio-economic performances which are correlated with farm type, and are a function of access to production factors. However, in reality, CLI is more complicated than simple flows, and whole system analyses such as ENA enable us to better understand the driving role of CLI when designing agro-ecological farming systems for the future.

4.4.1. CLI reality in MCLS

CLI, as a practice

CLI practices between two specific activities may be frequent, as we have seen for feeding pigs and organic fertilization of market garden crops and tubers. These practices correspond to farming traditions and to local knowledge in Guadeloupe (Zebus *et al.*, 2004). Small pig systems are very widespread, and breeding is multi-functional, producing manure to fertilize home garden, making use of crop residues and fruits during the production season, and providing meat for traditional events. The traditional creole garden represents a complex cropping system linking market garden crops, tubers, fruits, and trees, organic manure is used on small areas. Moreover, these crops are considered to be robust, and respond well to organic fertilization.

Previous analytical studies that focused on a specific CLI practice confirmed their interest. Archimède *et al.* (2012) simulated ruminants fed on banana by-products in Guadeloupe; Renaudeau *et al.* (2014) evaluated digestive efficiency, growth performance and feeding behavior of pigs fed banana meal; Tiltonel *et al.* (2007), analyzed nutrient use efficiencies and crop responses to manure application on maize and soybean in Zimbabwe; Blanchard *et al.* (2013) analyzed the efficiency of organic fertilizer for production in southern Mali.

CLI as a whole

Despite the fact that CLI appears to be widespread at the level of the practices, our results revealed low levels of CLI in terms of N flows. These intensities are comparable with those reported by other authors who used ENA to analyze MCLS (Alvarez *et al.*, 2013; Rufino *et al.*, 2009b). Similar values were obtained for FCI, ranging from 0 to 0.55% in our case, from 2.5 to 4.4% by Alvarez *et al.* (2013), and from 0.9 to 11% by Rufino *et al.* (2009b), which, despite some variations, are low in all cases. Concerning the organization of flows (AMI/H_r), our farms were less diversified, and less organized than those analyzed by Alvarez *et al.* (2013) and Rufino *et al.* (2009b).

The ICR indicator we used in our study has no equivalent in other studies. The ICR indicator takes into account flows circulating in the system rather than the TST_c used in other studies, which corresponds to the N cycled, i.e., N returning to the same compartment.

Concerning the specific case of Guadeloupe, farmers are not encouraged to combine export crops, such as sugarcane and banana, with livestock. The system of subsidies based on provisions to buy inputs and standardized technical operations, does not encourage farmers to review their fertilization practices. Consequently, when we consider CLI at the level of the whole farming system, CLI is still rare. Crops are mainly managed through mineral fertilization whereas livestock systems are managed by purchasing feed concentrate, or through pasture grazing for ruminants. In addition, the agricultural economy is organized according to sector, which does not encourage transversal management practices like CLI.

There are also technical limitations to CLI. The high cost of labor, equipment that is not optimal for the size of the farms concerned and the lack of specialized equipment to exploit crop residues and manure, does not encourage the adoption of CLI despite references concerning the nutritive value of a wide range of tropical crop products and by-products, for example in the Feedipedia database (Sauvant *et al.*, 2013).

Other CLI dimensions

By considering CLI in terms of nutrient flows between crop and livestock activities, we were able to analyze CLI at the farming system level. However, considering N flows on an annual basis masks certain functions related to nutrient flows that were not explicitly taken into account in our study but which are nevertheless important. Flows are also linked to other nutrients, which would lead to contrasted results.

Indeed, the organic matter content of manure is much higher than the N content, compared to mineral fertilizer, and is also essential for long-term sustainability of the soil, amongst others (Feller *et al.*, 2012). The energy content of crop residues for example, is also of interest for feeding animals, and crop residues expressed in these units could nuance results.

The crop residue fraction could be exploited differently depending on the type of livestock, ruminants valorize fiber-rich feed better, while monogastric livestock valorize carbohydrate-rich feed better (Archimède *et al.*, 2014).

Temporal dimension of CLI is important too, even if CLI flows appear to be low (Giller *et al.*, 2006; Sumberg *et al.*, 2003). ME2 represents a low level of CLI, only using sugarcane to feed cattle, but this happens at the critical dry period, allowing the farmer to feed his herd with resources available at this time of the year. The availability of feed during critical periods is a major challenge in animal production, as it affects productivity, reproduction and animal health.

CLI also concerns other functions that were not taken into account in our analysis of nutrient flows. CLI also concerns environmental, social and economic features (Gonzalez-Garcia *et al.*, 2012; Tipraqsa *et al.*, 2007). CLI is also a way to preserve soil quality and organic matter content, to limit erosion and reduce soil salinity (Bell *et al.*, 2013), improve water productivity (Descheemaeker *and al.*, 2010) or limit pollution (Schiere *et al.*, 2002). CLI also plays an important role in crop, livestock, and human health, through weed control (Owoeye *et al.*, 2007; Townsend *et al.*, 2011), by limiting emerging infectious diseases (Herrero *et al.*, 2010) and improving animal health (Archimède *et al.*, 2014).

Different sources of biomass available on the farm can also have other uses than simply as a source of nutrients, as discussed recently by Erenstein *et al.* (2015) in the editorial of a special issue of *Agricultural Systems* (Agricultural Systems 134, 2015) on biomass use trade-offs in cereal cropping systems in the developing world. Like manure and other biomass, crop residues have multiple uses, e.g. as household fuel, construction, or to be sold for cash (Preston, 2009). As a result, the determinants of pressures on and trade-offs in the use of biomass resources will lead to contrasting CLI strategies (Naudin *et al.*, 2015; Tittone *et al.*, 2015; Valbuena *et al.*, 2015).

4.4.2. Methodological implications

Undeniable interest of agricultural systems analysis using Ecological Network Analysis (ENA)

The use of ENA allowed us to analyze CLI at the level of the whole farming system, independently of crop and livestock production, which has undoubted advantages when characterizing different CLI practices and MCLS performances.

The complex nature of MCLS requires suitable tools to analyze its holistic and systemic properties (Gonzalez-Garcia *et al.*, 2012). By representing the structure and functioning of the farming system in the same dimension, in our case as N flows network, we take a new view of CLI and on properties that are not visible through direct observation (Fath *et al.*, 2007).

The notion of the organization of flows makes it possible to investigate the connectivity of farming activities, resulting in varying degrees of restriction on system development, and as a consequence, opportunities to improve CLI (Kones *et al.*, 2009; Latham and Scully, 2002). In the same way, the internal circulation rate makes it possible to investigate the contribution of the flow network to the total activity of the system. This in turn, makes it possible to investigate to what extent CLI contributes to system activity and to what extent CLI could be improved, as a function of the function of the flows (feed, fertilization).

Another important research challenge is the multidimensional assessment of farming systems (Bockstaller *et al.*, 2009; Lichtfouse *et al.*, 2009; Loiseau *et al.*, 2012). Applying ENA to agrosystems in a biotechnical approach, makes it possible to assess and compare the agro-ecological properties of farming systems in the same dimension (Bonaudo *et al.*, 2014).

Existing trade-offs between efficiency, productivity, resilience and self-sufficiency should thus be analyzed to rank expected performances according to scale and context (Darnhofer *et al.*, 2010b; Dumont *et al.*, 2014; Homann-Kee Tui *et al.*, 2015; Sabatier *et al.*, 2015).

Importance of conceptualization

The choice of conceptualization and the combination of activities influence the results and their interpretation. As discussed in section 2.2 on ENA implementation, we conceptualized MCLS according to our problematic (CLI) and Guadeloupian reality. In this sense, we chose not to represent all the flows of resources, as cattle grazing flows throws light on CLI flows. On the other hand, Tiftonell *et al.* (2015) analyze tradeoffs around crop residues biomass rightly as a function of a choice of feeding opportunities between crop residues, free range grazing and cultivated forage.

Nonetheless, given the different conceptual models used, comparison across studies is challenging. In this study, the compartments were conceptualized as a function of their agronomic features (cultivation cycle, species, storage, etc.) and their aim (animal feed, human food, fertilization, exports, etc.) unlike Rufino *et al.* (2009b), who conceptualized compartments as a function of cropping systems, i.e. barley and irrigated barley, or Alvarez *et al.* (2013) who conceptualized compartments as a function of farm activities, i.e. sweet potatoes, potatoes. In these studies, household is considered as a compartment in the analysis of smallholder food self-sufficiency, whereas we did not consider the household as a compartment: farms in Guadeloupe produce with the aim of selling their products on local and export markets.

Consequently, indicators will differ as a function of assumptions, making the comparison of studies risky. These concerns are important as conceptualization varies with the agricultural activities in the study area. For example, the challenge of CLI in West Africa, (Vall *et al.*, 2006) where community pasture plays a key role in animal feeding, concerns resource allocation among farmers. In Australia (Bell and Moore, 2012), the integration of crops and livestock is apparently linked to land use change, individual management practices and farmers' multiple objectives.

Future outlook

Each agricultural activity involves different biological processes, resulting in different levels of ecological efficiency (van Ittersum *et al.*, 2013). Consequently, performances and especially efficiency and productivity, depend more on the nature of the activity than on management practices. However, this does mean the functioning of the whole system cannot be improved through CLI, by enhancing performances, as a function of a given set of activities.

Comparing MCLS with similar combinations of activities could be a way to analyze the contribution of CLI to MCLS performance. Even though MCLS in Guadeloupe are very diverse, some combinations of activities prevail. This is the case of sugarcane-cattle grazing systems, which are diversified to varying degrees, or small labor intensive systems, which appear to be the most integrated. It would be interesting to investigate CLI practices within specific combinations of activities to assess their contribution to improving MCLS as a whole.

In our sample of Guadeloupian farms, although CLI of two specific activities could be high, in terms of N flows intensity, CLI remains weak at farming system level. Consequently, the contribution of CLI to the performance of MCLS is not obvious. It is difficult to dissociate the effect of a set of agricultural practices from the overall functioning of a combination of activities.

As illustrated in figure 4.4, all activities could be connected (SIL1), leading to more easily visible influences of CLI on MCLS functioning, rather than in other cases (ME2), in which CLI plays a marginal role in the functioning of the activities concerned. One possible approach would be to analyze CLI across MCLS with similar combinations of activities to evaluate to what extent CLI improves MCLS performances.

Another possibility, based on ENA, would be simulating CLI improvement in typical cases that are representative of crop-livestock combinations of interest (Thornton and Herrero, 2001; Vayssieres *et al.*, 2009). This was part of the work done by Alvarez *et al.* (2013), who intensified the CLI practices identified in their case studies, and assessed the improvement in performance, based on a given combination of activities. Other approaches consist in modelling specialized systems and integrated systems to assess the advantages of MCLS and CLI (Archimède *et al.*, 2012).

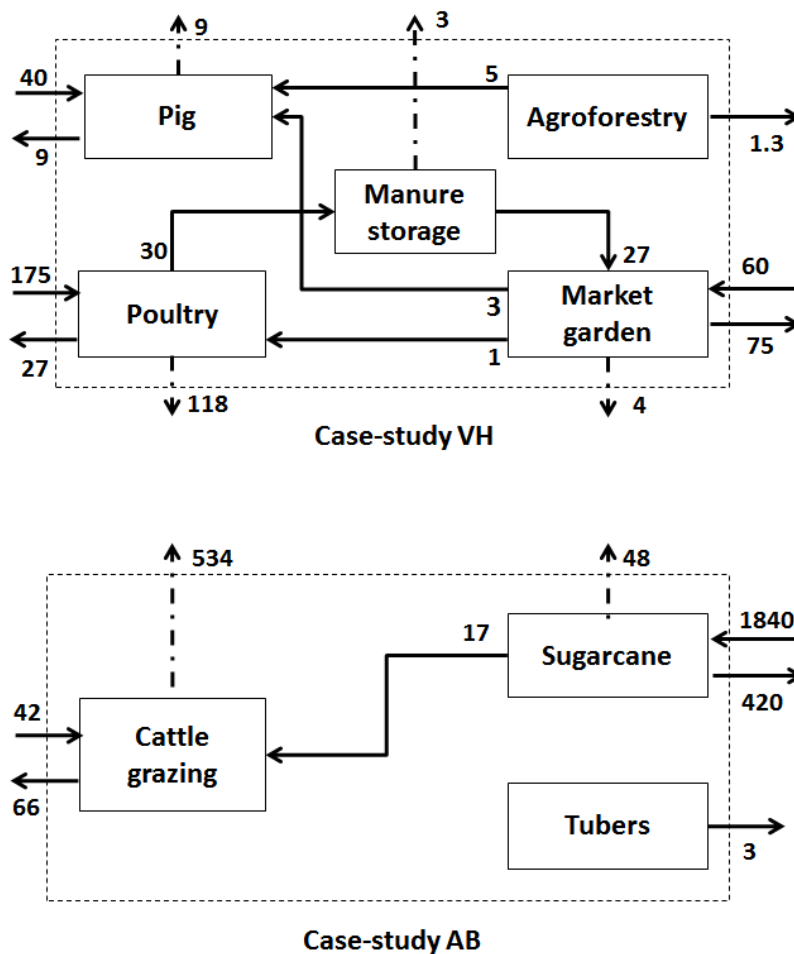


Figure 4.4: Flow diagrams of two contrasted case studies in terms of intensity and organization of flows

Values are expressed in N Kg/year

Arrows correspond to N flows (inflows, outflows and throughflows), dashed arrows correspond to loss flows.

Chapitre 5: Impact des pratiques d'intégration agriculture-élevage sur les performances agroécologiques des systèmes mixtes en milieu tropical.

Ce chapitre constitue la deuxième partie des résultats, sous la forme d'un article scientifique pour une soumission à *Agronomy for Sustainable Development*.

Après avoir appliqué le cadre d'analyse proposé à des études de cas en Guadeloupe (Chapitre 4), nous proposons de l'appliquer à une gamme plus contrastée de situations. Notre objectif reste en effet d'apprécier l'impact des pratiques d'IAE sur les performances des SMAE. Les cas étudiés en Guadeloupe n'ont finalement révélé qu'un faible niveau d'IAE à l'échelle de l'exploitation, contrairement à l'importance de ces pratiques d'IAE prises une à une.

Nous avons ainsi appliqué notre cadre d'analyse à un échantillon de dix-sept exploitations dans des territoires contrastés (Guadeloupe, Amazonie brésilienne, Cuba) présentant une gamme de situation d'IAE très diversifiées.

Nos résultats montrent que l'IAE à l'échelle des exploitations peut être appréciée au travers de deux critères : l'organisation du réseau de flux et l'intensité de la circulation d'azote entre les activités de l'exploitation. Des tendances se dégagent de l'analyse des liens entre IAE et performances : les exploitations peu intégrées sont peu efficaces et peu résilientes ou peu productives et fortement résilientes. En revanche, des exploitations fortement intégrées combinent un niveau élevé de productivité, d'efficacité et un niveau intermédiaire de résilience. Nous montrons ainsi l'intérêt de l'ENA pour l'analyse du fonctionnement et l'évaluation des performances agroécologiques des agrosystèmes, dans une dimension commune, même si ces performances ne dépendent pas uniquement des pratiques d'IAE.

Ce chapitre nous permet ainsi de répondre à la sous-question 2, en analysant dans quelle mesure les formes d'IAE identifiées sont corrélées aux performances agroécologiques de chaque SMAE.

Impacts of crop-livestock integration on the agroecological performances of mixed crop-livestock systems in the humid tropics

Stark F.^{a,b,c}, González-García E.^d, Navegantes L.^e, Miranda T.^f, Pocard-Chapuis R.^g, Archimède H.^c, Moulin C.H.^h

^a CIRAD, UMR SELMET, Montpellier SupAgro, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, France

^b AgroParisTech, Centre de Montpellier, 648 Rue Jean François Breton, 34090 Montpellier, France

^c INRA, URZ, Centre INRA Antilles Guyane, Prise d'Eau, 97170 Petit Bourg, Guadeloupe, France

^d INRA, UMR SELMET, Montpellier SupAgro, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, France

^e Núcleo de Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural, Universidade Federal do Pará (UFPA), Belém do Pará - PA, Brasil

^f Estación Experimental de Pastos y Forrajes "Indio Hatuey", Central España Republicana, CP 44280, Matanzas, Cuba

^g CIRAD, UMR SELMET, Embrapa Amazonia Oriental, Paragominas - PA, Brasil

^h Montpellier SupAgro, UMR SELMET, Montpellier SupAgro, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, France

Corresponding Author:

Fabien Stark - fabien.stark@supagro.inra.fr

Highlights:

- Ecological network analysis as an accurate way to assess the properties of farming systems
- Intensity and organization of flows, new dimensions of crop-livestock integration
- Aspects of crop-livestock integration and its contribution to farming system performance
- Agroecological functioning and performance as a function of local socioeconomic contexts

Abstract

Agricultural systems face the challenge of producing more and better in a fast-changing world. In this context, mixed crop-livestock systems (MCLS) could provide sound alternatives to support these goals. Mixed farming systems (MFS) account for almost half of current world food production and are found all around the world, especially in the humid tropics in the context of subsistence and smallholder agriculture. From an agroecological perspective, MCLS can be characterized according to two main properties: i) diversity of production as a structural property and, ii) crop-livestock integration (CLI) as a functional property of the farming system. These properties can also be viewed from an ecological perspective, leading to more efficiency and resilience throughout the system. The aim of the study is to assess the agroecological performances of a range of CLI configurations at system level. We conducted this analysis on three contrasting socioeconomic territories in the humid tropics: Guadeloupe, Brazilian Amazonia and Cuba, so as to focus on various forms of CLI. In order to analyze CLI in a holistic way, we used ecological network analysis (ENA), to study the flow networks of nutrients. We applied ENA to a sample of seventeen mixed farms, modelled as a network of nitrogen flows. We then characterized CLI in terms of intensity and organization of flows, and examined the agroecological performance in terms of the efficiency, resilience, productivity and self-sufficiency of flow networks. We then conducted multivariate analysis to evaluate the relationships between these dimensions and identify possible profiles of CLI and their associated performances. Finally, our results were discussed, compared and contrasted with those in the international literature, while the implications of CLI for agroecological performances of MCLS were explored. The results show that both the intensity and organization of CLI flows are consistent in characterizing CLI in various situations, from low CLI intensity based on few flows to high CLI intensity based on complex flows. Some agroecological performances are related to socioeconomic contexts, for which resource endowment influences efficiency, depending on intensification level, with low external input agriculture in Brazil, high external input agriculture in Guadeloupe and agroecological MCLS in some Cuban cases. Whereas CLI contributes partially to the productivity of MCLS it is especially effective in promoting resilience, viewed as the stability provided by the distribution of flow networks among compartments. This study proposes a suitable framework to analyze complex farming systems and support the agroecological transition of agriculture.

Keywords

Network analysis; resilience; nitrogen flows; efficiency; Amazon; Caribbean

5.1. Introduction

Agricultural systems face the challenge of producing more and better in a fast-changing world (Garnett *et al.*, 2013). Future farming systems must become more productive if they are to feed a growing population, and more efficient at using the available resources (Tilman *et al.*, 2002) more resilient and self-sufficient, and thus less vulnerable to unpredictable hazards (Darnhofer *et al.*, 2010a). In this context, the conceptual framework of agroecology seems relevant in meeting these goals (Altieri, 2002) through “the application of ecological concepts and principles to the design and management of sustainable agroecosystems” (Gliessman, 2005). Mixed crop-livestock systems (MCLS) could provide sound alternatives to progressively achieve these goals (Altieri *et al.*, 2012; Gonzalez-García *et al.*, 2012). MFS account for almost the half of current world food production (Herrero *et al.*, 2010) and are present in all edaphoclimatic areas (Keulen and Schiere, 2004). Especially in the humid tropics, agriculture is supported by MCLS, often in a context of subsistence and smallholder agriculture (Steinfeld *et al.*, 2006; Udo *et al.*, 2011). Several authors highlight the benefits of CLI, in terms of sustainable food production (Bell *et al.*, 2013), livelihood improvement (Herrero *et al.*, 2010), resource use efficiency (Thorne and Tanner, 2002) and research and development (Devendra, 2002; Gonzalez-García *et al.*, 2012). Other authors consider CLI at a practical level to improve resource use (Rufino *et al.*, 2006), animal feeding (Archimède *et al.*, 2015), manure management (Tittonell *et al.*, 2009), or crop residue use (Diarisso *et al.*, 2015; Tittonell, 2015).

From an agroecological perspective, MCLS can be characterized according to two main properties: i) diversity of production as a structural property and; ii) crop-livestock integration (CLI) as a functional property (Schiere and Kater, 2001) of the farming system. CLI involves complex resource exchanges between crop and livestock productions and can play an essential role in MCLS performance (Sumberg, 2003).

Few studies characterize CLI as a whole process of resource exchanges at system level, and enable the true assessment of associated performances (Gonzalez-García *et al.*, 2012). The studies which most closely meet this objective analyze CLI based on nutrient flow networks (Alvarez *et al.*, 2013; Rufino *et al.*, 2009b). Using ecological network analysis (ENA), these studies explore MSF performance in terms of resource endowments and CLI configurations. ENA is an approach used in ecology which models ecosystems in flow networks to assess their properties (Fath *et al.*, 2007). However, these studies do not analyze CLI from an agroecological perspective. Bonaudo *et al.* (2014) suggest four emergent properties related to the ecological and management principles of mixed farming systems: resilience, productivity, efficiency and self-sufficiency. These properties are viewed in this study as anticipated agroecological performances of MCLS. It is therefore necessary to understand the performance enhancement of MCLS according to CLI as a whole process.

The aim of the present study is thus to assess the agroecological performances of a range of CLI configurations at system level. In order to compare various forms of CLI, we conducted this analysis on three contrasting socioeconomic territories in the humid tropics. These three territories represent a range of access to production factors for which MCLS combinations and CLI practices differ. CLI configurations and agroecological performances are then analyzed through ENA, according to the structure, functioning and performances of the flow networks of nutrients.

5.2. Materials and methods

5.2.1. Study sites

Agroclimatic and socioeconomic conditions tend to determine the combination of crop and livestock components and their specific interactions (Iiyama *et al.*, 2007). Various studies show that intensification, population density and globalization strongly affect CLI (Erenstein and Thorpes, 2009, McIntire et Pingali, 1992). In order to work on a range of CLI configurations, we carried out this analysis on three contrasting socioeconomic territories of the humid tropics: Guadeloupe (French West Indies), Cuba (Province of Matanzas) and Brazilian Amazonia (municipality of Paragominas, state of Pará), where CLI principally occurs at farming system level, and where a diversity of crops and livestock are combined at system level (de Moraes *et al.*, 2013; Wright *et al.*, 2012). The hypothesis concerning these three territories is that a shortage of land and/or capital would constrain the implementation of CLI practices, in contrast to labor availability which encourages the implementation of such practices.

Guadeloupe is a small insular archipelago of 170,000 ha with an agriculture characterized by low access to land (31,400 ha of agricultural area) and a high population density (405,739 inhabitants); limited access to labor due to its high cost and a tertiary economy; and significant access to capital in comparison with other Caribbean countries (i.e. because it is a French department and receives important subsidies – French or European – for its agricultural sector). Guadeloupian farms are mainly MCLS (80% of farms) and small in size (average of 4.1 ha).

In Brazilian Amazonia, agriculture is characterized by a contrast between family agriculture and “fazenda” or big farms. We focus on family agriculture situations because they implement MFS, whereas big farms are more specialized (Alexandre *et al.*, 2013; Macedo, 2009). This is a context of agricultural frontiers as dynamic environments characterized by the conversion of native habitats to agriculture (Schiesari *et al.*, 2013). These systems are characterized by relative accessibility to land with agricultural areas between 20 and 100 ha (e.g. compared to Guadeloupe) and low population density; moderate access to labor and capital which are limited to family labor and agricultural income; and enhanced by the remoteness of farms and low resource endowment.

Cuba is a large insular region of 10,988,400 ha. As a result of its history, the country’s agriculture shifted from big state farms during the Soviet period to land redistribution to small farmers during the ‘special period’ (Febles-González *et al.*, 2011). Nowadays, changes continue to occur, leading to a shift to agroecological agriculture (Funes-Monzote *et al.*, 2009b). Small farms can be characterized by moderate access to land, significant access to labor due to the limited number of other job opportunities and limited access to capital, but also by the leveraging of old equipment and local resources, strongly supported by an organized system of research, education and development.

5.2.2. Farm case characteristics

Based on this initial level of differentiation at regional level, we identified and selected MCLS implementing several forms of CLI in each region. The MCLS studied were selected according to previous exploratory studies carried out in Guadeloupe (Stark *et al.*, 2010b) and Brazil (Alexandre *et al.*, 2013), and according to current research projects in Cuba. The studied farms were selected in order to represent a wide range of CLI practices, whatever the combination of crop and livestock activities. The sampling criterion was to select MCLS with various CLI practices, according to the form of MCLS in each region. A total of seventeen cases were finally retained and analyzed (table 5.1). Eight correspond to Guadeloupian cases (from G1 to G8), four to Brazilian cases (from B1 to B4) and five to Cuban cases (C1 to C5). More cases came from Guadeloupe, due to the ongoing research project on MCLS which enabled the sample to be expanded (Stark *et al.*, 2010a).

The overall characteristics of the farms involved in this study appear in table 5.1. The cases correspond broadly to the production factors combining the characteristics of each territory. In terms of land area, the small farms were in Guadeloupe, the medium-sized farms mostly in Cuba and the biggest farms in Brazil. In terms of access to capital, the Guadeloupian cases had access to motorization and inputs, the Brazilian cases had no access to motorization and limited access to inputs (excepted for B4), and the Cuban cases had access to old equipment and less access to inputs, except for local inputs. In terms of access to labor, the majority of Guadeloupian cases had limited access (except G8), the Brazilian cases had greater access and the Cuban cases had the greatest access.

All the farms were MCLS, from the least diversified situation for G8 to highly diversified systems for C5. Most Guadeloupian farms produce sugarcane except the smaller ones (G1 and G2) and G8 which produce bananas for exportation. Most farms produce food crops for market (Guadeloupe and Cuba) or for self-consumption (e.g. Brazilian Amazonia). Most Guadeloupian and Cuban cases produce market gardening cash crops. Most MCLS produce fruits, as secondary cropping systems or intensively for market (G8, B4, and C4). The great majority of farms produce cattle (13 cases) for milk (Cuba and Brazilian Amazonia) or meat (Guadeloupe). Most of them also produce pigs (12 cases), from small to large herd size (3.2 to 40 TLU). Poultry and rabbit production is also a factor, mainly as secondary production (from 0.2 to 6.2 TLU for poultry production and from 0.7 to 5.4 TLU for rabbit production). Forage areas (pasture plus forage crops) represent up to 96.8% of the cultivated areas for MCLS oriented to cattle systems. Note that Guadeloupian and Brazilian Amazonia MCLS (except B4 case) do not produce forage crops, unlike the Cuban cases.

Tableau 5.1 : General characteristics of the seventeen farms involved in the study, in terms of access to production factors, feed crops, cash crops and livestock systems.

	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	B1	B2	B3	B4	C1	C2	C3	C4	C5
Production factors																	
<i>Area (ha)</i>	2.5	2.7	10.0	12.9	14.6	16.6	13.0	13.0	20.5	50.5	22.0	100.0	43.1	33.3	28.9	64.0	13.8
<i>Family labor (number)</i>	1	1	1	1.5	1	2	1	2	2	2	2	3	3	2	2	5	4
<i>Herds (TLU¹)</i>	27.5	6.0	9.2	17.6	32.8	26.8	23.5	2.4	24.0	32.2	11.4	86.4	29.5	61.2	58.4	7.0	64.3
Feed crops (ha)																	
Pasture	1.5	-	3.0	6.0	3.5	4.0	-	-	18.0	43.0	20.0	80.0	40.2	30.0	20.9	2.0	5.5
Forage crops	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.0	1.5	0.8	2.0	3.8	2.5
Cash crops (ha)																	
Sugarcane	-	-	6.0	6.8	10.0	9.0	6.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fruit crops	1.0	0.7	-	-	0.1	0.1	5.0	9.0	-	0.5	-	14.0	-	1.0	-	16.7	3.5
Market gardening	-	2.0	1.0	-	0.5	1.0	0.5	-	-	-	-	-	-	0.3	2.0	14.5	2.1
Food crops	0.1	-	-	0.1	0.5	2.5	1.5	-	2.5	7.0	2.0	2.0	1.4	1.2	4.0	27.0	0.2
Livestock systems (TLU¹)																	
Cattle	2.4	-	4.8	17.6	32.8	20.0	-	-	18.4	17.6	11.2	86.4	17.1	56.0	42.4	-	18.4
Pig	22.0	4.2	4.4	-	-	6.8	22.0	2.4	2.6	8.4	-	-	6.0	3.2	16.0	-	40.0
Poultry	2.4	1.8	-	-	-	-	1.5	-	3.0	6.2	0.2	-	1.0	2.0	-	4.0	0.5
Rabbit	0.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5.4	-	-	2.0	5.4
Sheep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	-

¹Tropical Livestock Unit

5.2.3. Ecological Network Analysis

Principle

To characterize the CLI and agro-ecological performance of MCLS, we used ecological network analysis (ENA), previously adapted to farming system analyses by Rufino *et al.* (2009a). ENA is a quantitative technique for studying the interdependencies between various components in a system and the holistic properties undetected by direct observation (Fath *et al.*, 2007). It consists of conceptualizing the system studied in a network of flows, quantifying it and creating a matrix calculation of indices related to the functioning of the network. In this way, the CLI can be characterized according to the diversity and intensity of flows between activities, whereas agroecological performances can be assessed according to four agroecological properties: efficiency, resilience, productivity and dependency (Altieri *et al.*, 2012; Bonaudo *et al.*, 2014).

Data collection

The information was collected using a comprehensive approach for farming systems (Bonneviale *et al.*, 1989) consisting of iterative semi-structured interviews, based on 3 to 4 interviews with each farmer. Qualitative and quantitative data were collected, e.g. on resource endowment, land use, crop and livestock activities, and management practices, in order to assess the operation of the whole system and conduct ENA.

System conceptualization

We built a common conceptual model in order to compare the studied farms on an equal basis and to maintain the objective of analyzing CLI both at system level and as accurately as possible at practice level (figure 5.1).

The crops were aggregated into five cropping compartments according to their goal and agronomic features: forage crops for animal feeding, sugarcane, fruit crops, market gardening and staple food crops for human feeding. Sugarcane is considered an independent compartment, due to its specific role in Guadeloupe (used for export and highly subsidized) and does not correspond strictly to a food production crop (sugar and rum production). Livestock compartments correspond to the main farm species of our sample, i.e. grazing cattle, pigs, poultry, rabbits and sheep. Ruminant and spontaneously grazed pastures are considered as a single category. Indeed, these two components are strongly interconnected and associated flows of grazing and returning direct excreta to pasture would mask other CLI flows at the system level. Two storage compartments are represented to render practices such as manure and forage conservation evident.

As our objective is to specifically analyze CLI practices, we focus on nutrient flows between compartments, and between compartments and the socio-ecological environment. Therefore, throughflows (CLI flows) correspond to (1) fertilizer flows from the livestock and manure storage compartments to the crop compartments and (2) animal feed flows from the crop and forage storage compartments to the livestock compartments.

Inputs (from the exterior) correspond to fertilizer flows (i.e. mineral fertilizer or manure from another farm...), flows of animal feedstuffs (i.e. concentrates, supplements, forage from outside the farm ...), and living plant material, live animals for fattening, or reproduction. Outputs (to the exterior) correspond to usable exported animal products (live animals, meat, eggs, milk), cropping products (vegetables, grain, fruits, forage, etc.), and by-products exported and used by other actors (crop residues, compost, etc.). Losses correspond to sources of pollution, emissions and non-used manure from livestock (building, storage and grazing) and emissions from crops (manure and mineral fertilizer applications). Crop residues are not considered as losses, as they are returned to the soil and are thus a potential source of nutrients for the same compartment. Therefore they were not taken into account in our ENA calculations.

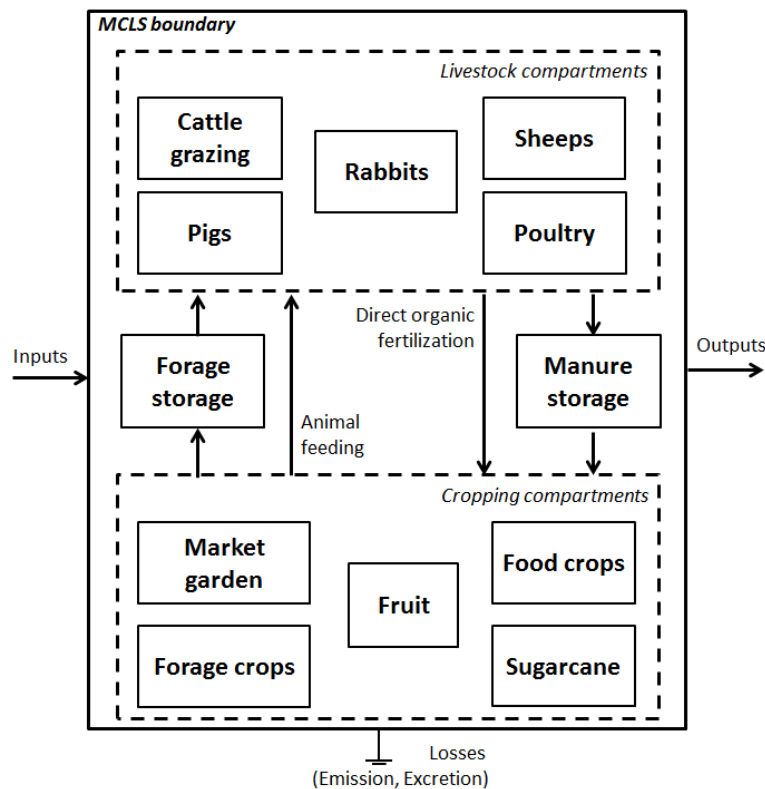


Figure 5.1: Generic conceptual model selected for the analysis of case studies based on the objective and agronomic features of the different farm activities. Five cropping compartments, five livestock compartments and two storage compartments characterize the conceptual model; the flows to and from the environment of the MCLS are related to inputs, outputs and losses, and flows between compartments (throughflows) are related to animal feeding and organic fertilization.

System modelling

After all the compartments and interactions are identified, all the flows in the network must be quantified and normalized on a common basis. Flows and compartments are normalized on an annual basis to quantify and estimate each flow coherently. The flows of multiannual cropping systems (perennial crops, crop rotations) were estimated by assessing the flows of the whole production cycle in an average year.

A similar approach was applied to the livestock systems, considering on an annual basis, the animal flows for each species according to the physiological stages (growth, lactation) and/or other breeding periods (e.g. fattening).

We made the choice to convert all flows in terms of nitrogen (N) per year, as this nutrient appears an appropriate currency to analyze CLI at system level (Rufino *et al.*, 2009a). The N content in both animal feed and crop fertilizer is a key nutrient and often a limiting factor of production, but also an important source of pollution (Billen *et al.*, 2014). Moreover, the price of commercial concentrates and mineral fertilizers is highly correlated to N content (Lassaletta *et al.*, 2014). Furthermore, references are available to convert a wide range of resources to N (Sauvant *et al.*, 2013), which were used for the totality of the annual physical flows in each system.

Clearly not all flows can be quantified by direct observation, field surveys or interviews; only a certain number were therefore estimated. This concern e.g. grass intake by grazing ruminants and excretion, other livestock excretions and emissions linked to manure or chemical fertilization. To estimate grass intake by grazing ruminants and direct excretion to pasture, a balance procedure at compartment level was carried out. Based on known outputs (milk, eggs, meat, live animals, etc.) and known inputs (live animals, concentrate, etc.), the intake from grazing was estimated via coefficients devised by Jarrige (1988) and Peyraud *et al.* (2012). The overall amount of excretion was estimated on the following basis (total intake = retained + excreted), and distributed according to the time in the stall or during grazing. The excretion of other livestock was estimated as the difference between inputs (feed, live animals) and outputs (animal products). To estimate N manure emissions, the coefficients of N emissions from the literature (Peyraud *et al.*, 2012) were used, according to husbandry management (pasture, confinement), the source of manure (swine, cattle, poultry dung, etc.) and the manure process steps (livestock building, storage, application, etc.). As N emissions from fertilization are highly variable, according to climate and soil, type of fertilizer, conditions of application, crop, we assumed an emission coefficient of 2.6% of N applied to all situations (Reay *et al.*, 2012).

A matrix was thus drawn up for each case. In the columns the flows of origin (inputs from exterior and compartments) and in the rows the flows of destination (compartments, outputs and losses), were considered as the matrix structure (Appendix 5: characteristics of each studied farm).

Indicators of ecological network analysis

Based on the matrix of flows, a set of key indicators was calculated using a combined set of algorithms developed by Rufino *et al.* (2009a) and by ourselves with the help of a spreadsheet (table 5.2). Four CLI indicators are calculated i.e. 1) diversity of flows; 2) organization of flows; 3) intensity of throughflows; and 4) cycling of flows. The diversity of flows is calculated through the density of internal links ($F_{i/n}$), qualifying the links within the network according to the number of compartments. The organization of flows is calculated through the realized uncertainty (AMI/H_T), quantifying the actual pattern of flow in terms of the potential distribution of flows divided equally among all compartments (Rutledge *et al.*, 1976; Ulanowicz and Norden 1990). The intensity of CLI is based on total internal throughflows (TT), which quantify the amount of matter circulating among compartments. In terms of the total activity of the system (TST), it corresponds to the internal circulation rate (ICR) which measures the contribution of CLI activity to the total activity of the system. In terms of land units, charts is the intensity of CLI per unit of land production factor.

The cycling of flows is estimated by Finn’s cycling index (FCI), which corresponds to the probability that a fraction of the flow through a compartment returns, directly or indirectly, to that compartment (Finn, 1980; Patten *et al.*, 1976).

The indicators of agroecological performances correspond to the four agroecological properties of agrosystems proposed by Bonaudo *et al.* (2014) 1) resilience, 2) productivity, 3) dependency and 4) efficiency. Flow resilience (ϕ/C) is considered as the reserve capacity of the network of flows in terms of the maximum potential capacity of the system (Ulanowicz; 1997; 2004; Ulanowicz and Norden, 1990). Productivity corresponds to the sum of the totality of outputs whereas dependency corresponds to the sum of the inputs. Finally, efficiency is associated with the ratio between outputs and inputs.

Tableau 5.2 : Indicators of CLI characteristics and agroecological performances for agrosystem analysis based on appropriate ENA indicators

	Indicators	Mathematical formula
CLI characteristics		
	Number of links within the network	Fi
Diversity of flows	Number of compartments	n
	Density of internal links	Fi/n
	Average Mutual Information	$AMI = k \sum_{i=1}^{n+2} \sum_{j=0}^n \frac{T_{ij}}{T_{..}} \log_2 \frac{T_{ij} T_{..}}{T_i \cdot T_j}$
Organization of flows	Statistical Uncertainty	$H_r = - \sum_{j=0}^n \frac{T_j}{T_{..}} \log_2 \frac{T_j}{T_{..}}$
	Realized Uncertainty	AMI/H_r
System activity	Total System Throughflows	$TST = \sum_{i=1}^n T_i$
CLI intensity	Total Internal Throughflows	$TT = \sum_{i=1}^{j=n} f_{ij}$
	Internal Circulation Rate	$ICR = TT/TST$
Cycling of flows	Finn’s Cycling Index	$FCI = \frac{TST_c}{TST}$

Agroecological performance analysis

Resilience	Development capacity	$C = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij}}{T_{..}} \right)$
	Ascendancy	$A = \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij} T_{..}}{T_{i.} T_{.j}} \right)$
	Overhead	$\Phi = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij}^2}{T_{i.} T_{.j}} \right)$
	Resilience	Φ / C
Productivity	Outputs	$P = \sum_{i=1}^n Y_{Oi}$
Dependency	Inputs	$D = \sum_{i=1}^n Z_{i0}$
Efficiency (Eff)	Outputs/Inputs	$Eff = \frac{P}{D}$

- k Constant scalar in the AMI equation
 $T_{i.}$ Total inflow for compartment i
 $T_{.j}$ Total outflow for compartment j
 $f_{ij} \cdot T_{ij}$ Flow from compartment j to compartment i
 $T_{..}$ Total system throughput (sum of the network links)
 $T_{i.} = \sum_{j=1}^n f_{ij} + Z_{i0} - (\dot{x}_i)_-$ Compartmental throughflow
 $(\dot{x}_i)_-$ Negative state derivative for compartment i
 $f_{ij} \cdot T_{ij}$ Flow from compartment j to compartment i
 Z_{i0}, Z_{j0} Flow into compartment i or j from outside the network
 TST_c Total system cycled throughflow
 Y_{0i}, Y_{0j} Outflows (usable flows) from the network for compartment i or j

Indicator analysis

A univariate descriptive analysis of each indicator was firstly conducted to assess their relevance for differentiating the studied farms. Then, in a second step, bivariate analyses were conducted between the selected indicators in order to test the correlation and relationships between them. Finally, multivariate analyses were performed on the remaining indicators for discriminating the studied farms, according to both CLI and agroecological performance features. Principal Component Analysis (PCA) was performed by using the R software (Lê *et al.*, 2008). The variables selected were the productivity (kg N output / ha) and the dependency (Kg N input / ha), resilience, CLI intensity (Kg N/ha), CLI organization (1-AMI/H_r) and system activity (TST, in Kg N). Efficiency was not included in this analysis due to the fact that this parameter corresponds to the ratio between productivity and dependency. Moreover, case C5 was removed from the PCA, as it was too distant from the sample and tended to smooth out the overall results.

5.3. Results

5.3.1. Characterization of CLI

The indicators of the diversity of flows and compartments give an initial idea of CLI practices implemented across MCLS (table 5.3). The number of compartments ranges from 2 for less diversified MCLS to 9 for more diversified examples and the number of throughflows (between compartments) ranges from 1 for less connected MCLS to 11 for more connected examples. The internal link density varies between 0.3 and 1.8, reflecting a variety of CLI practices between MCLS, such as feeding or fertilization flows, independent of the diversity of activities (compartments). Most Guadeloupian farms store manure to produce compost. No Brazilian Amazonia cases store and produce compost, even when they use manure (without processing). All Cuban cases store and process manure, using vermicomposting or biodigester to produce gas and to valorize liquid and solid forms. Only 3 cases store forage as silage (maize, sugarcane or king grass).

The indicators of flow organization take into account the organization offered by the structure of each flow network (number of compartments, pattern of flows and intensity of throughflows). Statistical uncertainty (H_T), corresponding to the potential for distributing flow patterns across compartments, ranges from 0.67 for less connected systems to 2.59 for more connected systems. The average mutual information (AMI), corresponding to the actual flow pattern, ranges from 1.65 for less connected systems to 0.26 for more connected systems, according to what can be achieved (H_T). Consequently, the indicators of organization of flows ($1-AMI/H_T$), range from 0.09 for more heterogeneous networks of flows to 0.61 for more homogeneous networks of flows.

The indicators of throughflow intensity are expressed in terms of system activity (ICR) to capture the contribution of CLI to the functioning of the system from an ecological point of view and in terms of land availability (TT/ha) to assess the intensity of CLI from a more classical technical and economic point of view. ICR ranges from 0.7% for MCLS for which CLI contributes very slightly to system activity to 49.2% for MCLS where CLI contributes strongly to system activity. In terms of TT/ha, the results are similar, with the intensity of throughflows ranging from less than 1 to 247 kg of N/ha, revealing heterogeneous CLI practices across MCLS at system level.

Nitrogen cycling, expressed by FCI, remains at a low level in all cases (zero when there is no possible return of N cycled to the same compartment or less than 1%), except for one well connected case (C2) despite a low throughflow intensity.

Tableau 5.3: Indicators calculated to characterize CLI in the seventeen studied farms, in terms of diversity of flows, organization of flows and intensity of flows (see table 5.2 for the definition of the indicators)

	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	B1	B2	B3	B4	C1	C2	C3	C4	C5
Diversity of compartments and flows																	
n compartments	6	5	5	3	6	7	7	2	4	5	4	5	7	7	7	8	9
n crops	2	2	2	2	4	4	4	1	1	2	2	3	2	3	3	4	4
n livestock	3	2	2	1	1	2	2	1	3	3	2	1	4	2	2	3	4
Forage storage ¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	s	-	s	s	-	-
Manure storage ²	c	c	c	-	c	c	c	-	-	-	-	-	c	b	c	c	b + c
Fi total	4	5	4	1	3	6	8	1	3	9	4	4	9	11	9	5	11
Fi feed	2	3	2	1	1	4	5	1	3	7	2	3	6	7	5	2	5
Fi fertilization	2	2	2	-	2	2	3	-	-	2	2	1	3	4	4	3	6
Fi/n	0.7	1.0	0.8	0.3	0.5	0.9	1.1	0.5	0.8	1.8	1.0	0.8	1.3	1.6	1.3	0.6	1.2
Organization of flows																	
AMI	1.04	1.28	0.89	1.12	1.2	1.16	0.81	0.67	0.43	0.81	0.26	1.65	1.15	0.42	1.18	1.15	1.57
Hr	1.89	1.96	1.18	1.32	1.53	1.66	1.24	0.74	1.11	2	0.67	2.01	2.12	0.85	2.24	2.2	2.59
1-AMI/Hr	0.45	0.35	0.25	0.15	0.22	0.30	0.35	0.09	0.61	0.60	0.61	0.18	0.46	0.51	0.47	0.48	0.39
Intensity of CLI flows³																	
TST (Kg N)	447.4	346.3	1376.7	2,243	3,274	2,684	3,419	3,802	634	1,118	714	4,626	2,844	3,064	5,496	7,054	6,922
TT (Kg N)	15.5	65.5	11.1	16.8	43.1	19.2	69.0	44.8	42.5	150.1	15.7	1,410.2	346.8	202.4	1,158.0	942.9	3,405.8
TT/ha (Kg/ha)	6.2	24.3	1.1	1.3	3.0	1.2	5.3	3.4	2.1	3.0	0.7	14.1	8.0	6.1	40.1	14.7	246.8
ICR (%)	3.5	18.9	0.8	0.7	1.3	0.7	2.0	1.2	6.7	13.4	2.2	30.5	12.2	6.6	21.1	13.4	49.2
Cycling of flows																	
FCI (%)	0.0	0.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.3	10.7	0.0	0.0	0.5

1 s corresponds to the presence of forage storage compartment

2 b corresponds to biodigester and compost compartments

3 N flows and indicators are calculated per year

A study of the correlation between indicators of CLI did not reveal linear correlations. However, some trends have been identified between the organization of flows and intensity of CLI (figure 5.2). The MCLS with low CLI intensity ($TT/ha < 3.4 \text{ kg N}$) were concentrated on few flows ($1-AMI/H_r < 0.3$), corresponding to most Guadeloupian cases, except three with higher CLI intensity and better organization (G1, G2, and G7). The MCLS with low CLI intensity ($TT/ha < 3 \text{ kg N}$) spreads homogeneously between flows ($1-AMI/H_r \geq 0.6$) corresponding to most Brazilian cases. The MCLS with high CLI intensity ($TT/ha > 8 \text{ kg N}$) were spread more or less homogeneously between flows ($0.3 \leq 1-AMI/H_r \leq 0.51$), corresponding to most Cuban cases and some Guadeloupian cases. One MCLS with high CLI intensity concentrated on few flows, corresponding to one Brazilian case (B4). And finally one case with very high CLI intensity was spread more or less homogeneously between flows (C5).

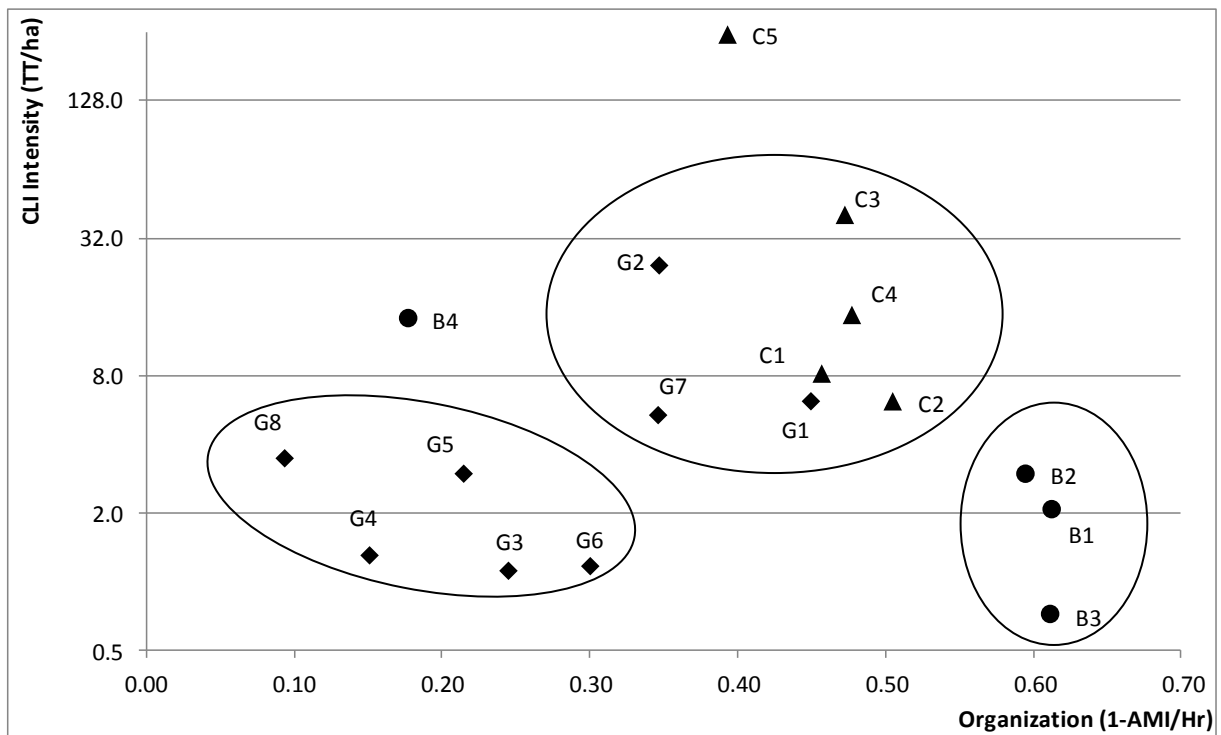


Figure 5.2: CLI intensity in terms of CLI organization for the seventeen case studies

5.3.2. Agroecological performances

The agroecological performance results are summarized in table 5.4.

System activity as expressed by TST/ha, is a measure of the N circulating at system level, translating the level of activity independently of the nature of crops and livestock on the farm. TST/ha ranges from 22 kg N/ha for less intensified systems to 502 kg N/ha for more intensified systems. The Brazilian cases have small TST/ha (ranging from 22 to 46 kg N/ha); the Guadeloupian cases have high TST/ha (ranging from 128 to 292 Kg N/ha); and the Cuban cases are more heterogeneous (TST/ha ranging from 66 to 502 Kg N/ha).

Productivity is expressed in output/ha, ranging from 13 to 72 Kg N/ha, and gives an idea of the differences among territories. The Brazilian cases showed the lowest productivity (between 12 and 26 Kg N/ha) while the Guadeloupien farms present intermediate productivity values (between 38 and 69 Kg N/ha) and the Cuban cases have both high productivity (3 cases between 68 and 78 Kg N/ha) and low productivity (2 cases with 22 and 39 Kg N/ha).

Dependency is expressed in terms of the total external inputs. The Guadeloupien cases have high input levels (from 101.7 to 289 Kg N/ha) while the Brazilian cases present low input levels (1 to 10 kg N/ha) while the result outputs are variable (from 2 to 152 Kg N/ha) in the case of the Cuban farms.

Resilience measured by ϕ/C and illustrating flow network stability, ranged from 0.31 for the less resilient systems to 0.82 for the more resilient. The more resilient systems (above 0.65) corresponded to two Guadeloupien cases, three Brazilian cases and three Cuban cases. The less resilient systems (below 0.5) corresponded to three Guadeloupien cases and one Brazilian case, the other cases presenting intermediate levels of resilience.

Tableau 5.4: Indicators of agroecological performances calculated for assessing the resilience, productivity, dependency and efficiency of the seventeen studied farms

	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	B1	B2	B3	B4	C1	C2	C3	C4	C5
Resilience*																	
A (Kg N)	890	775	1,590	3,326	4,714	4,843	3,514	2,962	274	1,019	187	8,389	4,258	1,311	8,148	12,037	12,205
ϕ (Kg N)	1,694	1,080	1,491	1,506	6,809	7,524	8,258	1,386	970	2,788	833	4,932	7,828	4,856	17,507	19,742	16,886
C (Kg N)	2,584	1,855	3,080	4,832	12,523	12,367	11,772	4,349	1,243	3,807	1,020	13,321	12,085	6,166	25,655	31,779	29,091
ϕ/C	0.66	0.58	0.48	0.31	0.54	0.61	0.70	0.32	0.78	0.73	0.82	0.37	0.65	0.79	0.68	0.62	0.58
Productivity*																	
P (Kg N)	96	133	430	489	1,012	933	673	513	476	674	571	2,219	953	1,290	1,963	4,984	994
P (Kg N/ha)	38	49	43	38	69	56	52	39	23	13	26	22	22	39	68	78	72
Dependency*																	
D (Kg N)	415	275	1,292	1,882	2,666	2,478	3,350	3,757	24	146	17	961	927	62	1,920	3,870	2,091
D (Kg N/ha)	165	102	129	146	183	149	258	289	1	3	1	10	22	2	66	60	152
Efficiency																	
Eff (%)	23.2	48.3	33.3	26.0	38.0	37.6	20.1	13.6	1,959.7	463.5	3,303.2	230.9	102.8	2,066.0	102.2	128.8	47.5

* N flows and indicators are calculated per year

In charting the relationships between productivity (Kg N/ha) in terms of the input level (Kg N/ha) and efficiency, the bisector (straight line) representing a level of efficiency of 100%, appears to be useful in identifying the performance profiles of our case studies (figure 5.3).

The cases above the line presented efficiency results higher than 100%, meaning that they export more N than they import. These situations correspond mainly to the Brazilian cases, which have low levels of output (between 13 and 26 Kg N/ha), but much lower levels of input (between 1 and 10 Kg N/ha), leading to very high levels of apparent N efficiency (between 231 and 3,303%).

The cases below the line have efficiency figures lower than 100%, meaning that they import more N than they export. These situations correspond to all the Guadeloupian cases which have high levels of input (between 102 and 289 Kg N/ha) and intermediate levels of output (between 38 and 69 Kg N/ha), and consequently, low levels of efficiency (14 to 48%). Note that two cases have very high levels of input (G7 and G8), without being particularly productive nevertheless, and generating the lowest level of efficiency.

The Cuban cases are intermediate. One case produces and consumes little (C2), with an efficiency of 2,066%, similar to the Brazilian cases. Two other cases (C3 and C4) have a high level of outputs and consume relatively little, leading to efficiency levels of between 102 and 129%, similar to the case C1 with low levels of inputs and outputs. One last case (C5), which has a high level of input with intermediate levels of output, corresponds to the most efficient case in Guadeloupe, with an efficiency of 48%.

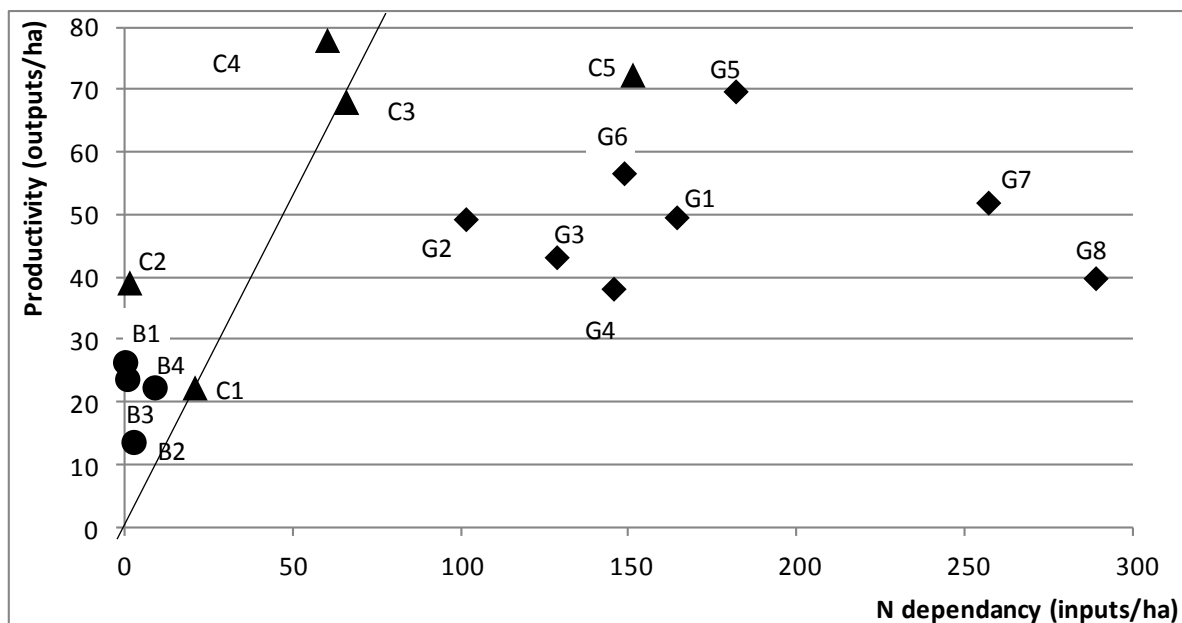


Figure 5.3: N productivity in function of N dependency of studied farms (Kg N/ha/year)

5.3.3. Multivariate analysis

The two first dimensions of the PCA account for 79% of the variability in results (figure 5.4). Variable results show that system activity and dependency are positively correlated, and negatively correlated to the organization and resilience of flows, which nevertheless correlate to each other. CLI intensity is non-correlated with dependency, and CLI organization is non-correlated with productivity (table 5.5).

Tableau 5.5: Correlation matrix between variables performed through PCA

	Flows organization	System activity	Intensity of CLI flows	Resilience	Productivity
System activity	-0.64	-			
Intensity of CLI flows	0.10	0.06	-		
Resilience	0.91	-0.43	0.11	-	
Productivity	-0.23	0.59	0.41	-0.09	-
Dependency	-0.68	0.94	-0.18	-0.49	0.42

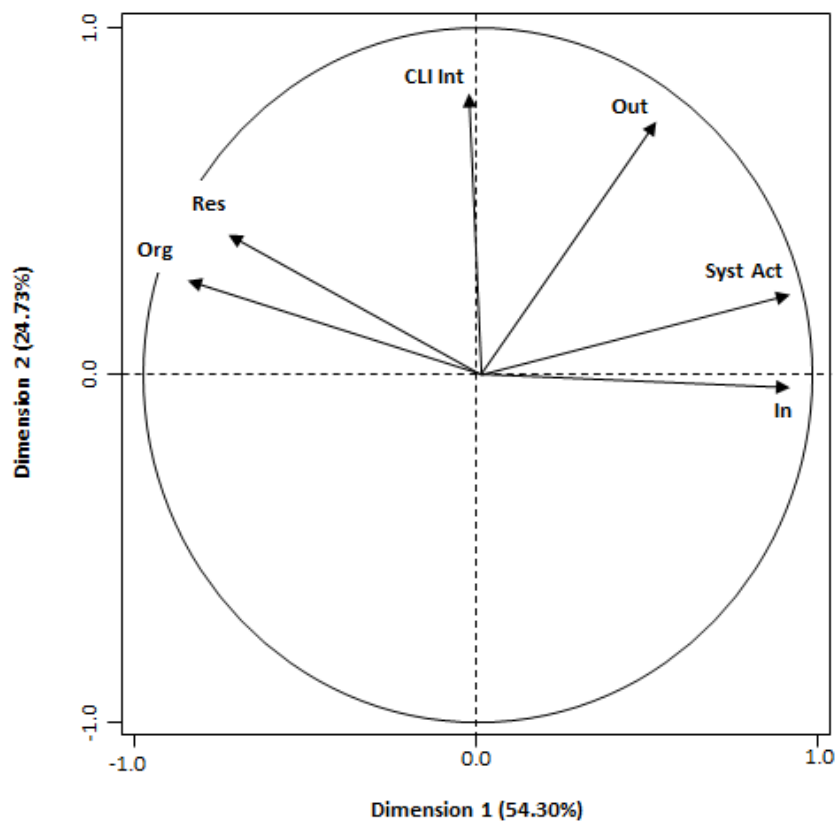


Figure 5.4: Distribution of indicators of CLI and agroecological performances according to the two first dimensions of PCA

Org: Flows organization ($1-AMI/H_r$) without dimension; Res: Resilience (Φ/C) without dimension; CLI int: Intensity of CLI flows (Kg N/ha); Out: Productivity (Kg N/ha); Syst Act: System activity (Kg N/ha); In: Dependency (Kg N/ha)

The individual results suggest four groups of MCLS, according to CLI characteristics and agroecological performance (figure 5.5). Three groups are distributed along dimension 1, all characterized by a low level of CLI intensity. The first group, with negative values on dimension 1, is characterized by homogeneous flow distribution, and is therefore resilient in terms of N flow networks, with low levels of system activity, input and output (i.e. the Amazonian and Cuban cases).

At the opposite end of the scale (positive values on dimension 1), the group is characterized by heterogeneous distribution of flows (disproportion between throughflows, inputs and outputs), and therefore with low resilience, high level of input and an intermediate level of output (3 Guadeloupian cases). An intermediate group, with more or less organized flows had a relative level of input, and an intermediate level of output.

A fourth group, located on the positive side of factor 2, is characterized by a high level of CLI intensity, with an intermediate to high level of output. Note that the case C5 which was removed for the PCA, corresponds to an extreme situation, with very high level of CLI, and high levels of output and input.

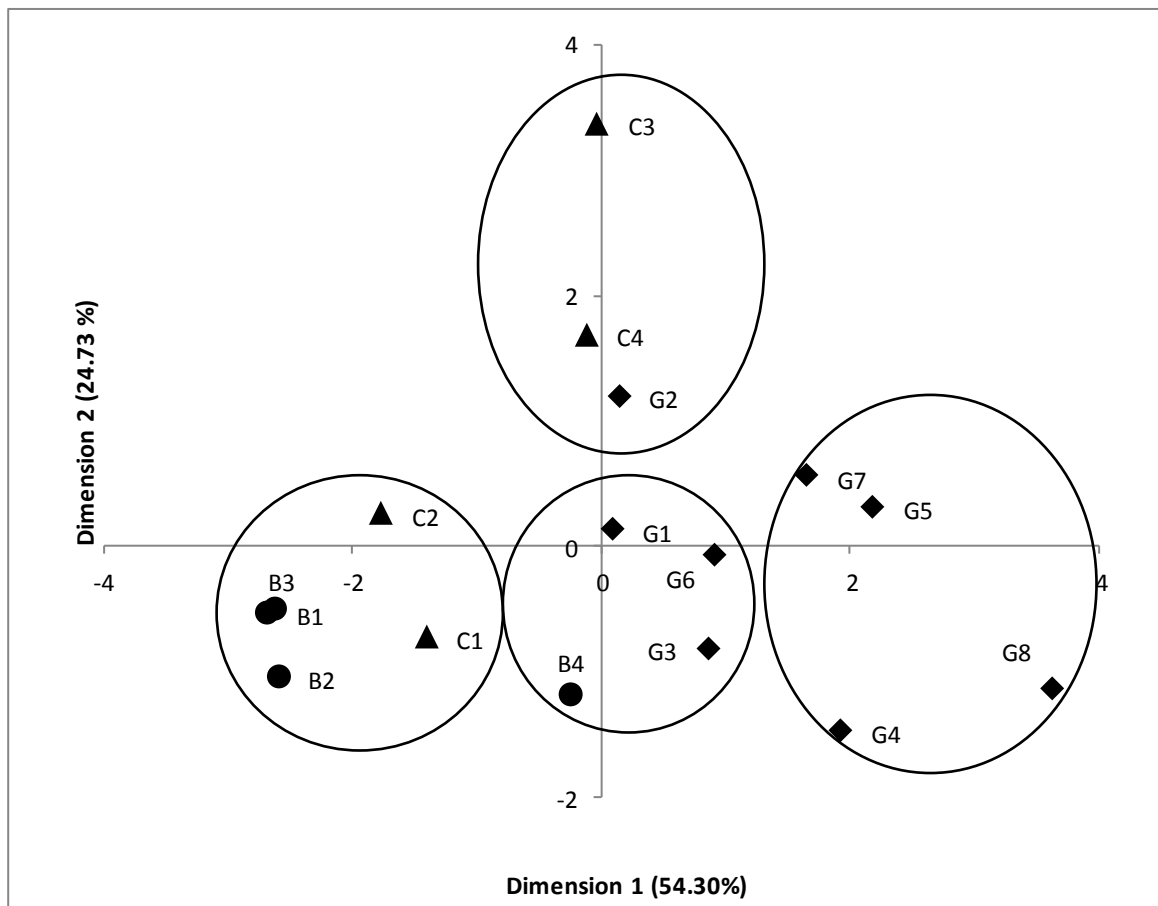


Figure 5.5: Distribution of farms studied according to the two first dimensions of PCA

5.4. Discussion

5.4.1. Agroecological performances according to crop-livestock integration characteristics

Real case study analyses based on a theoretical agroecological framework

An interesting parallel can be drawn between our results and the theoretical agroecological transition of MCLS proposed by Bonaudo *et al.* (2014). These authors illustrated trajectories from conventional intensification and ecologization to agroecological farming systems, in terms of inputs (Kg N/ha) and outputs (Kg N/ha). Our situations provide real examples which could be replaced on this theoretical framework (figure 5.6). Ecologization, which corresponds to low external input agriculture (LEIA) systems, could be assimilated to some of the Brazilian and Cuban cases (C2 and C1), with low levels of inputs and outputs; conventional intensification which corresponds to high external input agriculture (HEIA) systems, could be assimilated to the Guadeloupian cases and one Cuban case (C5), with high levels of input and output; and agroecological intensification (AEI) could be assimilated to two Cuban cases (C4 and C3), with low level of input and high level of output.

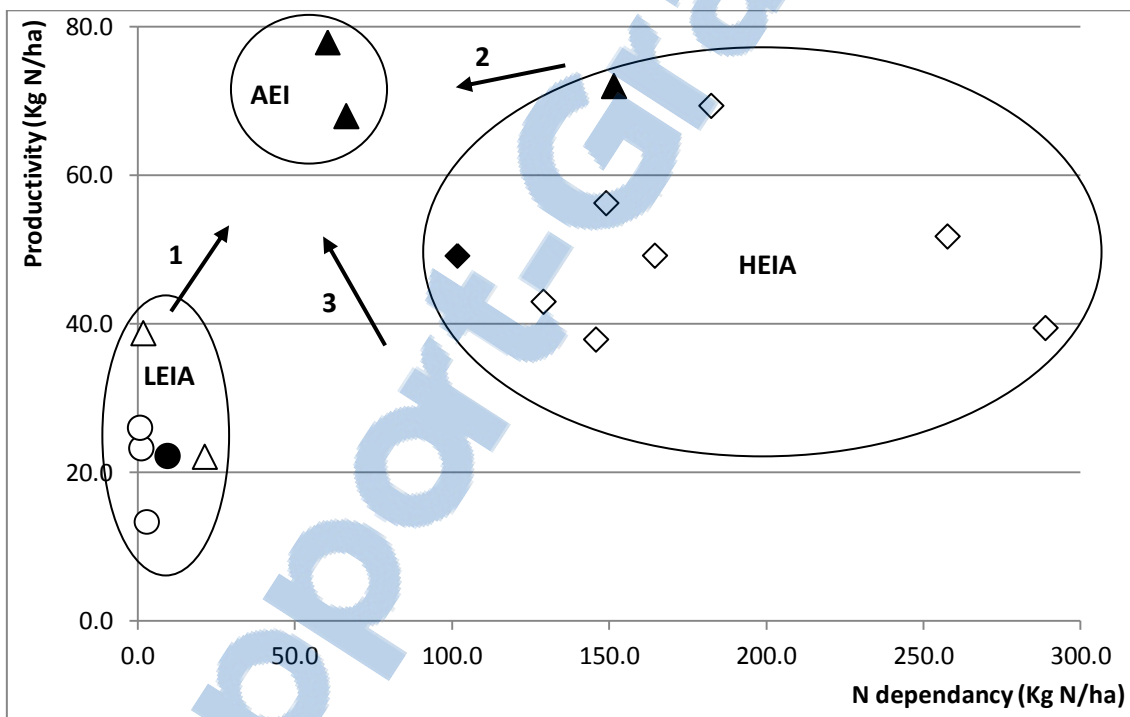


Figure 5.6 : Case study positioning according to a theoretical agroecological transition (from Bonaudo *et al.*, 2014)

LEIA: Low external input agriculture

HEIA: High external input agriculture

AEI: Agroecological intensification

Arrow 1: Ecologization transition to AEI by increasing inputs and outputs

Arrow 2: Conventional intensification transition to AEI by decreasing inputs and outputs

Arrow 3: Conventional intensification transition to AEI by decreasing inputs and increasing inputs

Black point: High level of CLI intensity (> 14 Kg N/ha); White point: Low level of CLI intensity (<= 8 Kg N/ha)

Diamond: Guadeloupian cases; Circle: Brazilian cases; Triangle: Cuban cases

However this theoretical framework does not account for all dimensions of agroecological performance and CLI, as demonstrated by our analysis. We showed that intensification, viewed in terms of input level, is consistent with productivity levels for extreme situations (LEIA and HEIA). But for situations where CLI is substantial, this framework does not work, as CLI contributes to building productivity without necessarily substituting for inputs. Moreover, in this theoretical framework, resilience does not take into account the essential dimension of the agroecological transition of farming systems.

Theoretical transition and local realities

The potential for agroecological transition varies according to the initial situations (figure 5.6). For LEIA cases, transition could consist of producing more (arrow 1): even if they are considered efficient, their productivity is actually very low. The challenge lies in increasing productivity without inputs, a possible perspective provided by CLI. For HEIA cases, transition consists of reducing the use of inputs without decreasing the level of output (arrow 2), but rather by increasing outputs (arrow 3). This concern will depend on the type of production implemented and their proper efficiency regarding the N dynamic (van Keulen *et al.*, 2000; Funez-Monzote *et al.*, 2009; van Keulen et Schiere, 2004), and on the management practices used.

We confirmed that the specific socioeconomic situation influences the forms adopted by the agricultural systems and provides useful elements to understand them. Of concern in family agricultural cases in Brazilian Amazonia is the family's food self-sufficiency, with commercialization of the surplus and of some high added value productions. Moreover, the Brazilian MCSL studied (except B4) have low resource endowment. Consequently, they have limited purchasing capacity for inputs coupled with limited labor availability, leading to low productivity values but enabling them to meet family food requirements. The challenge is to produce more based on the same resources. CLI could help to achieve these goals through the better use of manure, the introduction of legumes, or agroforestry systems based on natural vegetation (Altieri *et al.*, 2015; Wezel *et al.*, 2014). However, CLI practices require knowledge, labor and material which are not necessary available, particularly in family agriculture in these regions (Hostiou *et al.*, 2004).

The concerns of the Guadeloupian cases are different, even though these cases correspond to small farming systems compared to other specialized farms in the region. Certain specific types of production such as sugarcane, banana or cattle are highly subsidized. Consequently, Guadeloupian cases have important access to inputs and primarily tend to implement those types of production. However, this could be used to generate a large amount of biomass valuable to animal feeding (banana and sugar cane leaves) and manure for organic fertilization (Archimède *et al.*, 2012; 2014; Sierra *et al.*, 2013; Xande *et al.*, 2009). Due to the cost of manual labor, and the equipment required to manage a large amount of biomass, collaborative initiatives, driven by the banana, sugarcane or cattle sectors, could be a sound solution to improve CLI, and by consequence, the self-sufficiency of MCLS. The situation of G1 and G2 is rather different. They are very small (less than 3 ha) and do not have access to subsidies. Consequently, they do not engage in subsidized production but focus on production with higher added value for the domestic market (e.g. small animals, market garden, food crops). Consequently, their strategy for agroecological transition is different, because they implement more CLI practices than other cases in the same region.

Transition, in these cases, could consist of balancing more nutrients between crops and livestock, valorizing unused manure and implementing forage crops to feed their small livestock systems, in order to decrease inputs at system level and improve productivity.

The Cuban cases are also influenced by their particular socioeconomic context. Cuban agriculture is impacted by the U.S embargo and by local policies encouraging self-sufficiency. Consequently, input consumption (and dependency) is limited to local input (organic fertilizer, farm forage autonomy, on-farm animal concentrate processed locally, etc.) and production is mostly destined for the domestic market, often under government rules and control. However, the situations on the farms involved in this study are heterogeneous and different in terms of agroecological transition. Cuban agriculture is clearly engaged in an agroecological transition based partly on CLI practice, with a variety of initial starting points. The challenge would rather concern the capacity of the implemented system of research-education-development to maintain the same direction and to disseminate more widely to more farmers, with a view to opening up national markets (Funes-Monzote, 2008; Nelson *et al.*, 2008).

5.4.2. Opportunities offered by ecological network analysis

The limitations of our study and further perspectives

As we saw in section 2.4 relative to the steps of ENA, many assumptions have been made in order to transform complex systems into comprehensive indicators, at the risk of simplification. ENA is much more than a static methodology: it corresponds to an analytical framework offering many opportunities to analyze the systemic and holistic properties of systems from an agroecological and dynamic perspective (Bodini, 2012; Fath, 2012; Ulanowicz *et al.*, 2009).

System conceptualization requires us to simplify the system studied and, consequently, not take every kind of production and interaction into account. We made the choice of an intermediate level of aggregation (corresponding to community level in ecology) to cover a part of the diversity of production and interaction. However, we omitted some interactions such as crop-soil relationships (van Keulen *et al.*, 2000), crop rotation and association (Malezieux *et al.*, 2009), or N fixing by legumes, which also contribute to the functioning of farming systems. Similarly, by representing cattle and pasture as an unique compartment, we did not consider the interaction between them, which are important but do not correspond properly to CLI practices, but more to livestock management practices as discussed by Ryschawy *et al.* (2014b) and Tiftonell *et al.* (2015). In fact, we bring a macro perspective to CLI rather than looking at lower processes, in order to understand the systemic properties of CLI occurring at system level.

The system modelling was conducted by considering flows in terms of N. Obviously, other nutrients are key and impose limits on agriculture, as does energy use. For example, we did not take into account biogas produced by biodigester or fuel consumption. Phosphorus is also a limiting factor, particularly in the Amazonian context. We made this choice as a result of our main goal: the study of CLI, which mainly concerns animal feeding and crop fertilization, even if CLI provides other services (Tipraqsa *et al.*, 2007). Further developments would consist of conducting ENA with other currency or flows and comparing the results, leading to a qualification (Finn, 1980), or by converting flows into energy to take account of natural resources (Vigne *et al.*, 2013; de Barros *et al.*, 2009).

In the same way, we estimated some flows, due to the impossibility of directly quantifying all flows occurring at system level. Balance procedures exist in ecosystems (Fath *et al.*, 2007) and could also be a potential development path for agrosystems studies.

Selected indicators in conducting this study appear interesting in terms of both CLI and agroecological performances. Doubts remain concerning FCI, which contrary to ecosystems, produced very low values for agrosystems in our study or others (Rufino *et al.*, 2009b; Alvarez *et al.*, 2013). Indeed, the cycling capacity of an agrosystem remains low compared to the complex trophic relationships of ecosystems. Other holistic properties can be developed with ENA for the study of ecosystems, and it would be interesting to consider them for agrosystems, such as synergism, amplification or homogenization (Fath and Patten, 1999; Fath *et al.*, 2001), to assess the extent to which agrosystems are similar to ecosystems from an agroecological perspective (Doré *et al.*, 2011; Tiftonell, 2014).

Measures of flow organization and resilience are strongly correlated. In fact, the notion of resilience, as calculated here, is considered in terms of flow distribution (Ulanowicz *et al.*, 2009). Consequently, flow organization strongly impacts the resilience profile, given that indirect pathways are less efficient in terms of nutrient use, but provide adaptive capacity to the system as alternative pathways for flows. This resilience approach, which does not take social or economic dimensions into account (Darnhofer, 2010) allows to deal with properties of complex systems and resilience, which sometimes seems vague in the literature (Cabell et Oelofse, 2012).

Benefits of ENA as a methodological tool

Characterizing CLI is a scientific quest made possible by using the ENA approach. Indeed, there are numerous analytical studies on specific CLI practices which confirm the benefits of CLI. However, systemic approaches to analyzing CLI remain scarce and are necessary to understand complex interactions occurring among practices and flows in CLI, and to create optimal conditions for their improvement. By considering both structure through the organization of flows and functioning through the intensity of throughflows, CLI is characterized at whole system level as a key factor to take into account in whole system management (figure 5.7).

The metrics provided by ENA, coupled with more classical input-output analyses, offer a consistent set of tools with which to assess the agroecological properties of farming systems. Moreover, they enable the relationships between these performances to be analyzed and an appropriate equilibrium to be found between them, ultimately leading to improvements in future farming systems.

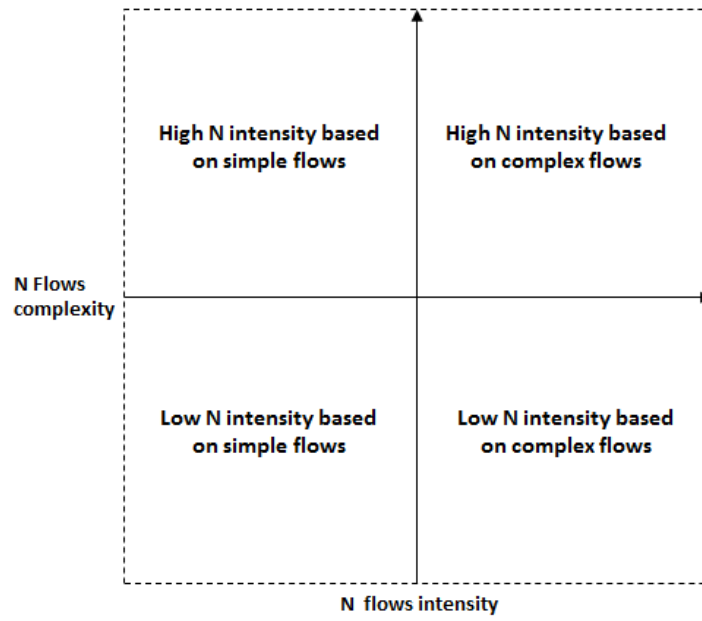


Figure 5.7: CLI characterization according to intensity and organization of flows

Chapitre 6: Discussion générale

L'ambition des travaux de recherche menés dans le cadre de ce doctorat était de répondre à la question de recherche suivante :

Dans quelles mesures, l'intégration agriculture-élevage, dans sa diversité et sa complexité, permet-elle aux systèmes mixtes agriculture-élevage de répondre aux enjeux de l'agriculture ?

Pour y répondre, deux sous-questions ont été proposées :

- L'intégration agriculture-élevage peut-elle être analysée comme un réseau de flux de matière et d'énergie à l'échelle de l'exploitation agricole, aux propriétés de structure et de fonctionnement similaires à celles des écosystèmes et aux processus écologiques qu'ils mobilisent ?
- Les systèmes mixtes les plus intégrés *i.e.* présentant les réseaux de flux de matière et d'énergie les plus diversifiés et les plus complexes, permettent-ils aux systèmes mixtes d'être agroécologiquement performants; à savoir productifs, autosuffisants, efficaces et résilients ?

La démarche de recherche mise en œuvre pour y répondre s'est finalement déroulée en trois temps :

- Nous avons tout d'abord proposé un cadre d'analyse basé sur l'analyse des réseaux écologiques (ENA) pour analyser les propriétés holistiques et systémiques des agrosystèmes, et plus particulièrement l'IAE (chapitre 3).
- Nous avons ensuite appliqué ce cadre d'analyse à l'étude d'un échantillon de SMAE présents en Guadeloupe, qui ont finalement révélé un faible niveau d'IAE à l'échelle du système, malgré l'importance de ces pratiques prises une à une. En conséquence, les performances agroécologiques mesurées dépendaient plus des caractéristiques de la combinaison des activités mises en œuvre que de l'IAE en tant que tel (chapitre 4).
- Puis nous avons appliqué ce cadre d'analyse à un échantillon plus contrasté de SMAE, issu de trois territoires différents et présentant une gamme plus large de situation d'IAE. Ceci nous a permis d'une part de caractériser l'IAE suivant des critères d'organisation et d'intensité issus de l'ENA, et d'autre part de positionner les SMAE suivant leurs combinaisons de performances agroécologiques. C'est ainsi que nous avons exploré les relations entre IAE et performances agroécologiques (chapitre 5).

Chacune de ces étapes a fait l'objet d'une discussion qui lui est propre. Dans la discussion générale que nous conduisons ici, nous considérons plutôt dans quelle mesure nous avons répondu à la question de recherche qui était posée, quelles sont les limites de nos travaux, et finalement quelles peuvent être les perspectives de recherche sur la base de ces travaux.

6.1 Quelle réponse à la problématique posée

6.1.1. Caractérisation de l'intégration agriculture-élevage

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 deux propriétés de ce réseau: l'intensité des flux et leur organisation.

Intensité des flux d'IAE

L'intensité des flux d'IAE renvoie à la quantité de ressource considérée qui est recyclée, 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 par rapport au facteur terre (TT/ha), soit par rapport à l'activité totale du système (TT/TST). Or elles n'ont pas le même sens ni le même intérêt suivant la finalité des analyses menées. L'unité de surface est un dénominateur classiquement utilisée en agronomie. Raisonner l'IAE, tout comme les inputs et les outputs par rapport à la surface, permet de comparer facilement des niveaux de dépendance, de productivité et d'IAE entre eux. L'activité totale du système (TST) correspond au total d'azote circulant dans les compartiments (Finn, 1980), *i.e.* les flux qui proviennent de l'extérieur (inputs) et ceux issus d'un autre compartiment (flux d'IAE). Ramené au TST, l'intensité de l'IAE (TT) évalue la contribution de l'IAE à l'activité totale du système. Dans le cas des exploitations guadeloupéennes, l'intensité de l'IAE mesurée en TT/TST nous est apparue intéressante pour comparer des situations présentant un niveau important d'inputs. Pour ce qui est de la comparaison de l'ensemble de nos cas, le TT/ha nous est apparu plus pertinent, compte tenu de niveaux d'inputs variables d'une situation à l'autre et des niveaux d'activité totale très différents.

En reprenant nos résultats sur l'intensité des flux, trois situations se dessinent. Dans le cas des systèmes à faible niveau d'input et d'output (c'est-à-dire la plupart des cas brésiliens et un cas cubain), les flux d'IAE sont faibles et le total des flux d'azote du système l'est également. Dans ce cas-ci, la possibilité d'augmenter le niveau d'IAE est limitée compte tenu de la faible quantité de nutriments disponible. En revanche dans la plupart des situations guadeloupéennes, l'intensité des flux d'IAE est certes faible, mais l'activité totale du système est importante, ce qui est principalement dû au niveau important d'inputs. Dans ce cas-là, la possibilité d'augmenter le niveau d'IAE est plus importante, liée à une plus grande quantité d'azote circulant à travers le système sans être recyclée. Enfin, dans les situations les plus intégrées, l'activité totale du système est importante, fonction d'une part des inputs mais aussi de l'azote recyclé à travers l'IAE.

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 flux. 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 importance relative. Cette notion d'organisation est présente dans les travaux sur les écosystèmes, mais aussi dans les recherches sur le métabolisme urbain et territorial (Zhang *et al.*, 2010).

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 (cas des exploitations brésiliennes à bas niveaux d'input), malgré le fait que l'intensité de ces flux reste très faible, étant donné la faible activité du système. A contrario, la majorité des cas guadeloupéens ont un très faible niveau d'intégration en termes d'intensité (TT/ha) et très peu de flux d'IAE. Enfin, pour les systèmes ayant une intensité d'IAE élevée, deux situations se distinguent : un cas brésilien pour lequel cette forte intensité est concentrée sur une pratique d'alimentation (culture de maïs pour la production d'ensilage destinée à l'alimentation des bovins), et les autres cas (Cuba principalement) pour lesquels plusieurs flux d'intensité conséquente relient les productions entre elles, en termes d'alimentation animale et de fertilisation.

L'indicateur AMI/H_r , qui évalue l'organisation des flux, présente toutefois certaines limites eu égard à la caractérisation spécifique de l'IAE. Cet indicateur permet en effet d'évaluer l'organisation du réseau de flux dans son ensemble, à savoir les flux d'IAE, mais aussi les flux entrants et sortants du système. Une piste intéressante, qui n'a pas été développée dans ces travaux, serait notamment de calculer un indicateur d'organisation qui ne prendrait en compte que l'architecture du réseau de flux internes. A la différence des écosystèmes, les flux externes ont plus d'importance dans le cas des agrosystèmes et peuvent avoir tendance à déséquilibrer l'organisation des flux.

En conclusion, il nous est possible de caractériser ces formes d'IAE (figure 6.1) suivant deux indicateurs (intensité de l'IAE et organisation du réseau de flux) et de répondre ainsi à la première sous-question en se basant sur notre échantillon de dix-sept exploitations qui présente bien une gamme contrastée de formes d'IAE.

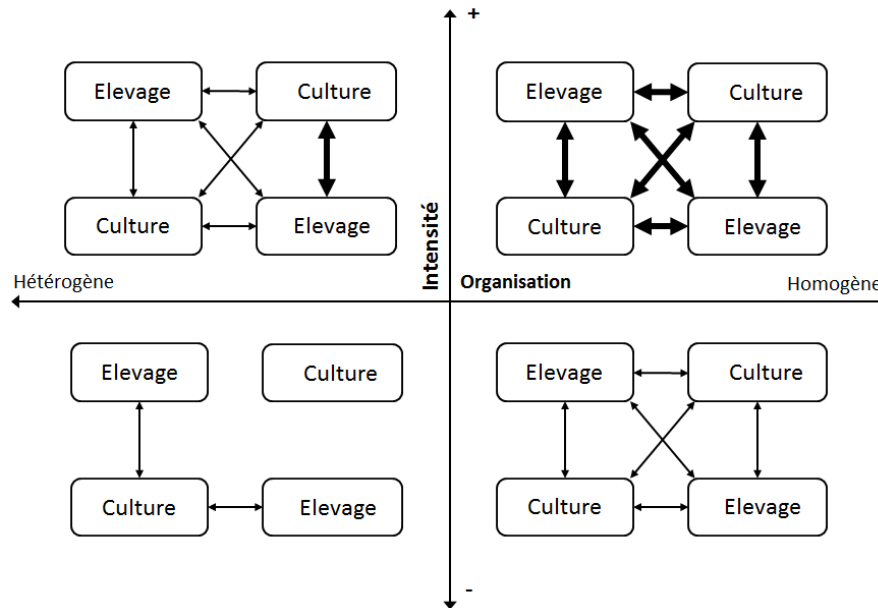


Figure 6.1: Représentation schématique de la caractérisation des formes d'IAE en fonction de l'intensité des flux d'IAE et de l'organisation du réseau de flux.

Autres propriétés

Dans ce travail de thèse, nous avons aussi testé d'autres indicateurs que nous n'avons finalement pas retenu pour caractériser l'IAE. Le premier est la densité des flux, le rapport entre nombre de flux d'IAE et nombre de compartiments. En effet, les travaux préliminaires qui nous ont conduits à sélectionner les exploitations avaient pour objectif d'identifier la présence ou l'absence de pratiques d'IAE, leur nature, et les productions concernées. L'analyse quantitative de ces flux (en termes d'intensité), montre qu'en fin de compte, la mesure de la diversité relative des flux qui est permise par l'indicateur de densité des flux est très éloignée du niveau d'IAE. Le nombre de compartiments présents dans une exploitation agricole, à l'échelle retenue, est beaucoup plus faible qu'au sein des écosystèmes, ce qui réduit considérablement la diversité des flux. Fath *et al.* (2007) citent par exemple des travaux portant sur des écosystèmes de 60 compartiments. De plus, le nombre de flux possible d'un point de vue théorique diffère de celui possible d'un point de vue agronomique. Il y a en effet des flux possibles entre compartiments animaux et végétaux présents (alimentation, fertilisation), entre certaines cultures (résidus de culture pour couverture, engrais vert), entre certains élevages (petit lait), mais pas de manière systématique. Des flux du compartiment stockage de fumier vers un compartiment animal n'existent pas dans la réalité, tout comme des flux d'un élevage porcin vers un élevage bovin par exemple.

Un autre indicateur classiquement utilisé pour caractériser l'intégration est l'indice de Finn. Cet indicateur est largement utilisé et discuté dans les travaux portant sur les écosystèmes (Allesina et Ulanowicz, 2004). L'ensemble des travaux portant sur les agrosystèmes et les exploitations agricoles le calculent aussi (Alvarez *et al.*, 2013; Rufino *et al.*, 2009a; 2009b). Dans notre échantillon, les valeurs de l'indice de Finn restent très faibles (0.8 % en moyenne, avec un écart-type de 2.6 %). Pour 8 exploitations agricoles sur 17, l'indice de Finn a une valeur nulle, alors que notre échantillon présente toute une gamme d'intensité et d'organisation d'IAE.

Ces résultats concordent avec ceux de Rufino *et al.* (2009b) et Alvarez *et al.* (2013), qui obtiennent eux aussi de faibles valeurs de FCI (compris entre 0.9 et 11 % pour Rufino *et al.*, 2009b; entre 2.5 % et 4.4 % pour Alvarez *et al.*, 2013). Nous nous posons donc la question de la pertinence de mobiliser cet indicateur pour étudier les exploitations agricoles, compte tenu du faible niveau de « cyclage » de ces systèmes, en comparaison des écosystèmes. Finn (1980) obtient par exemple un FCI de 75.8 % en mesurant le réseau de flux d'azote de l'écosystème d'Hubbard Brook et Allesina et Ulanowicz (2004) des valeurs comprises entre 0 et 40 % dans des travaux portant sur 23 écosystèmes. Le « cyclage », tel que mesuré par Finn, correspond à la quantité d'azote qui sort et entre à nouveau au sein d'un compartiment donné. Hors, dans les exploitations agricoles, le nombre de flux est moins important que dans les écosystèmes, et la possibilité que l'azote circule à nouveau au sein du même compartiment est très réduite. La figure 6.2. illustre cette notion de « cyclage ». Dans le cas de C2, l'architecture du réseau de flux permet à l'azote de circuler à nouveau dans le même compartiment via plusieurs chemins existants. Dans le cas de B1, les flux d'azote ne vont que dans un sens (ils rentrent dans un compartiment, mais ne ressortent pas vers un autre), ne permettant pas le « cyclage » de l'azote, et conduisant à une valeur nulle du FCI. L'indicateur d'intensité de l'IAE (TT), nous apparaît donc plus adapté pour appréhender le niveau de circulation de l'azote dans une exploitation.

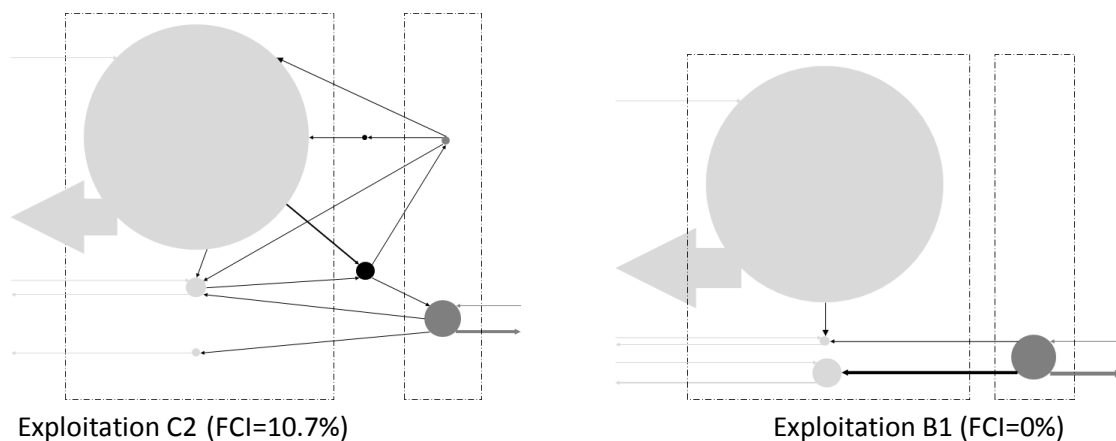


Figure 6.2: Diagramme de flux d'azote de deux exploitations (C2 et B1) présentant des niveaux de « cyclage » très différents.

En gris foncé, les compartiments végétaux ; en gris clair, les compartiments animaux ; en noir, les compartiments de stockage. La taille des compartiments et des flux est proportionnelle à la quantité totale de flux circulant totale de chaque exploitation.

6.1.2. Evaluation des performances

Indicateurs de performance

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 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 que nous proposons 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 effective 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 efficace 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'efficacité, 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 que nous avons 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 nous 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. Nous abordons l'efficacité dans nos 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, nous proposons 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, nous n'avons pas mobilisé cet indicateur 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, nous n'avons 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 » intensifs.

6.1.3. Performances agroécologiques et IAE

L'analyse multivariée des performances et de l'IAE de nos études de cas nous a permis de faire apparaître les types de systèmes suivants :

- Des systèmes à haut niveau d'intrant, peu résilients et peu efficaces malgré de bonnes productivités. Ces systèmes mettent en œuvre peu de pratiques d'IAE, de faible intensité.
- Des systèmes à bas niveaux d'intrants et à bas niveau de productivité, mais résilients. Ces systèmes mettent en œuvre toute une diversité de pratiques d'IAE, mais de faible intensité.
- Des systèmes qui sont efficaces, productifs grâce aux intrants et à l'intensité de l'IAE, et quand même résilients. Ils mettent en œuvre une diversité de pratiques d'IAE d'intensité conséquente.
- Des systèmes intermédiaires, se situant entre les systèmes à bas niveau d'intrant et à haut niveau d'intrant, avec un niveau de résilience moyen, et un faible niveau d'efficacité (consommation d'input et productivité moyenne), avec peu d'intégration.

L'analyse des études de cas théoriques (chapitre 3), montre de façon triviale, que le recyclage de résidus non valorisés, c'est-à-dire une plus grande intégration, permet de réduire les pertes, de diminuer les intrants et en conséquence d'améliorer l'efficacité. Or l'étude de cas réels (chapitre 4 et 5) ne permet pas de mettre en avant ces relations directes entre IAE et performances. En effet, l'efficacité globale du système dépend de la combinaison des efficacités relatives de chaque activité, elles-mêmes fonction des types de production et de leurs modes de conduite (Funes-Monzote *et al.*, 2009 ; van Keulen et Schiere, 2004). Dans notre échantillon, comparant des systèmes combinant des activités très diverses, il n'est pas possible de distinguer si le haut niveau d'efficacité est dû plutôt à la combinaison d'activité ou à un haut niveau d'IAE.

Résilience et organisation des flux sont plutôt négativement corrélées à l'activité globale du système (TST) et aux inputs. Le niveau d'activité globale du système est en effet fortement corrélé au niveau d'inputs puisque que compte tenu d'une intensité de l'IAE faible pour de nombreux cas, l'importance de l'activité des systèmes étudiés résulte principalement de ce niveau d'inputs. En conséquence, les systèmes avec un niveau d'activité important, le sont grâce à un niveau important d'inputs, qui se traduit par une répartition hétérogène des flux à l'échelle du système. Ceci induit un faible niveau de résilience.

Finalement, nous n'avons répondu que partiellement à la deuxième question de recherche, des tendances entre IAE et performances agroécologiques ayant été mises en avant, sans pouvoir réellement parler de relation de cause à effet. Ces limites sont liées aux choix méthodologiques qui ont été faits et au caractère systémique et complexe des phénomènes étudiés. Des pistes de recherche sont proposées pour pouvoir y répondre.

6.2 Limites des choix faits vis-à-vis de la problématique posée

6.2.1. Choix des études de cas

L'objectif du dispositif de recherche tel qu'il a été construit était de pouvoir comparer des SMAE présentant une gamme de pratiques d'IAE contrastées. Nous avons donc fait le choix d'étudier des SMAE dans différents contextes socioéconomiques présentant un accès aux facteurs de production contrastés. L'hypothèse qui est faite est que l'accès aux facteurs de production influence les pratiques agricoles, dont les pratiques d'IAE. Pour autant, le choix des exploitations étudiées peut poser question.

Comme nous l'avons vu dans la section précédente (6.1), les performances des systèmes étudiés sont grandement influencées par la combinaison des activités. Pour analyser les formes d'IAE, nous nous sommes appuyés sur une très grande diversité de SMAE. Ce choix en revanche, ne nous permet de répondre que partiellement à la question de l'intérêt de l'IAE pour améliorer les performances agro-écologiques des SMAE. En effet, les pratiques mises en œuvre sont sensibles à l'accès aux facteurs de production des exploitations étudiées. Toutefois, il aurait pût être plus pertinent de réduire la diversité des formes de SMAE au sein de chaque terrain, et de maximiser la diversité des pratiques d'IAE pour un type de SMAE au sein d'un terrain donné. Comme nous l'avons vu, les performances globales d'un système donné sont fonctions des pratiques mises en œuvre, et de la nature des ateliers conduits. La structure des SMAE se traduit en effet par la nature des activités combinées mais aussi par la proportion de chacune de ses activités. Ainsi, si deux EA combinent les mêmes activités mais dans des proportions très variables, l'efficacité d'utilisation globale de l'azote à l'échelle du système sera très sensible aux efficacités relatives d'utilisation de l'azote de chacune de ces activités.

De plus, il semble très compliqué, en l'absence de recensement précis des exploitations présentes sur un territoire donné, de repérer *a priori*, le niveau d'intégration, à l'échelle d'une pratique d'une part, et à l'échelle de l'exploitation d'autre part. Les exploitations guadeloupéennes illustrent bien cette difficulté (Chapitre 4). Des travaux typologiques menés au préalable nous ont permis d'identifier les SMAE à étudier en fonction de leur niveau d'IAE, d'un point de vue qualitatif (présence/absence de pratiques, types activités intégrés, poids relatif des activités). Néanmoins, l'analyse quantitative de cette IAE tel que réalisé dans le cadre de cette thèse, montre pourtant qu'à l'échelle du système, le niveau d'IAE reste faible pour la plupart des cas.

En réalité, la taille limitée de notre échantillon rend complexe la construction d'une gamme de situations qui soit à la fois suffisamment contrastée en termes d'IAE, et suffisamment homogène en termes de combinaison d'activités.

6.2.2. Conceptualisation des SMAE

Envisager les SMAE comme un réseau de flux est une représentation de la réalité, qui tient compte des phénomènes étudiés. De manière à analyser conjointement les formes d'IAE et les performances agroécologiques de nos SMAE, certains choix ont été faits, qui méritent d'être développés et discutés.

Agrégation des productions en compartiments

De manière à comparer les SMAE entre eux, les productions ont été agrégées en compartiments. Le niveau d'agrégation influence logiquement les résultats de l'ENA et plus particulièrement les valeurs des indicateurs décrivant le fonctionnement interne. Ceci n'est pas le cas pour les indicateurs de performances, exception faite de ceux permettant d'évaluer la résilience, qui sont calculés à partir des entrées-sorties du système. D'autres travaux de recherche procèdent par agrégation des productions. Ainsi Fath *et al.* (2013) analysent l'écosystème de Sylt-Rømø Bight en mobilisant l'ENA. Différents niveaux d'agrégation des espèces présentes (entre 8 et 59 compartiments pour l'analyse faite sur l'azote) sont testés. Ces auteurs montrent ainsi que certains indicateurs ne sont pas influencés par un changement de niveau d'agrégation, comme le TST, alors que d'autres le sont fortement (FCI, densité des liens).

L'agrégation des productions, au sein des systèmes étudiés, en un compartiment animal, un compartiment végétal, et en gardant les compartiments stocks, confirme la sensibilité de certains indicateurs (tableau 6.1) aux choix qui ont prévalu pour conduire les assemblages. L'impact du niveau d'agrégation sur les résultats est surtout fonction du type d'indicateur. Les indicateurs de type input/output ne sont pas sensibles au niveau d'agrégation des compartiments puisqu'ils ne tiennent compte que des flux en relation avec l'extérieur du système (inputs, outputs). Les indicateurs relatifs à la structure du système (organisation, résilience) sont eux sensibles au niveau d'agrégation, puisqu'ils prennent en compte la diversité des flux entre les compartiments.

Le AMI diminue du fait de la diminution du nombre de flux agrégés, tout comme le H_r , du fait de la diminution du nombre de compartiment et du nombre de flux. L'indicateur d'organisation des flux ($1 - AMI/H_r$) varie donc, à la hausse ou à la baisse, en fonction de l'ampleur de la diminution de AMI relativement à la diminution de H_r . L'indicateur de résilience ((ϕ/C)) ne varie pas dans les mêmes proportions que celui de l'organisation, mais il est aussi impacté par la variation de la configuration du réseau de flux. La résilience de la plupart des systèmes diminue, du fait des nombres plus faibles de flux redondants et de compartiments. Inversement, certains systèmes voient leur résilience augmenter, dans une faible proportion. Ce phénomène est dû cette fois à une plus grande connectivité permise par une diversité de flux entre des compartiments moins nombreux. L'indicateur qui évalue l'intensité des flux internes (TT) est impacté si le fait d'agréger les compartiments conduit à supprimer certains flux (qui deviennent alors des flux internes au compartiment). C'est le cas des exploitations B1, B2 et C2, pour lesquels des flux existent entre les compartiments d'élevage, lorsqu'on les agrège tous en un seul compartiment. Pour ce qui est du TST, cela dépend d'une part de l'évolution du TT, et d'autre part de l'évolution de la variation de stock des compartiments (différence entre la quantité de flux entrants et la quantité de flux sortants). La variation de stock des compartiments agrégés résulte en effet de la somme de variations de stock positives et négatives des compartiments initiaux. Dans nos cas, le TST varie de 0 à -11.9 % suite à l'agrégation des compartiments. Pour ce qui est de l'indicateur de cyclage (FCI), ce dernier augmente lorsque l'agrégation des compartiments permet de boucler les chemins de flux. Il reste nul pour les cas où les flux sont tels qu'il n'y a pas de bouclage de flux entre élevage et culture, malgré l'agrégation des compartiments. Le cas C2, qui avait le cyclage le plus élevé, voit son FCI diminuer, son nombre de boucles de flux étant réduit par l'agrégation des compartiments.

Tableau 6.1: Impact du niveau d'agrégation sur la valeur des indicateurs calculés par l'ENA. "Désagrégé" correspondant au niveau de conceptualization retenu, "agrégé" correspondant à la conceptualization des systems étudiés en 4 compartiments: animal, vegetal, stockage dejections et stockage alimentation.

		G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	B1	B2	B3	B4	C1	C2	C3	C4	C5
Organisation des flux (1-AMI/Hr)	Désagrégé	0.45	0.35	0.25	0.15	0.22	0.30	0.35	0.09	0.61	0.60	0.61	0.18	0.46	0.51	0.47	0.48	0.39
	Agrégé	0.11	0.31	0.17	0.15	0.18	0.18	0.22	0.09	0.51	0.40	0.66	0.18	0.23	0.44	0.39	0.29	0.40
	Variation	-74.6%	-12.0%	-28.9%	0.8%	-16.9%	-40.3%	-35.3%	-	-17.3%	-33.4%	7.9%	2.5%	-48.9%	-12.1%	-18.5%	-38.6%	1.6%
Activité du système (TST en Kg N/an)	Désagrégé	447.4	346.3	1376.7	2,243	3,274	2,684	3,419	3,802	634	1,118	714	4,626	2,844	3,064	5,496	7,054	6,922
	Agrégé	440.9	342.0	1303.5	2,440	3,265	2,682	3,419	3,802	612	1,101	709	4,115	2,843	3,046	5,331	6,557	6,101
	Variation	-1.5%	-1.3%	-5.3%	8.8%	-0.3%	-0.1%	0.0%	-	-3.6%	-1.5%	-0.8%	-11.1%	0.0%	-0.6%	-3.0%	-7.1%	-11.9%
Intensité IAE (TT en Kg N/an)	Désagrégé	15.5	65.5	11.1	17	43	19	69	45	43	150	16	1,410	347	202	1,158	943	3,406
	Agrégé	15.5	65.5	11.1	16.8	43.1	19.2	69.0	45	36.2	133.4	15.7	1410.2	346.8	196.9	1158.0	942.9	3405.8
	Variation	-	-	-	-	-	-	-	-	-14.9%	-11.1%	-	-	-	-2.7%	-	-	-
Cyclage (FCI)	Désagrégé	0.0%	0.5%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.5%	0.0%	0.0%	1.0%	0.0%	0.0%	0.3%	10.7%	0.0%	0.0%	0.5%
	Agrégé	0.8%	2.9%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	0.0%	0.0%	2.3%	0.4%	1.8%	5.9%	2.1%	6.3%	4.4%	28.0%
Résilience (φ/C)	Désagrégé	0.66	0.58	0.48	0.31	0.54	0.61	0.70	0.32	0.78	0.73	0.82	0.37	0.65	0.79	0.68	0.62	0.58
	Agrégé	0.37	0.55	0.46	0.31	0.45	0.47	0.48	0.32	0.75	0.68	0.86	0.39	0.57	0.80	0.65	0.52	0.62
	Variation	-43.9%	-4.7%	-5.6%	-1.0%	-16.4%	-23.3%	-31.6%	-	-3.6%	-7.7%	4.9%	5.0%	-11.6%	1.3%	-5.0%	-15.9%	6.7%

Compartiments « stockage »

Dans ces travaux, nous avons fait des choix de représenter les processus de stockage et de transformations des déjections (bio-digesteur, compostage) et de cultures (ensilage) pour faciliter la distinction entre les pratiques d'IAE. Nous avons par exemple distingué la distribution directe de résidus de culture (écart de triage de banane pour l'alimentation des porcs) et les processus de production d'ensilage de maïs ou de canne à sucre pour l'alimentation des bovins à travers un compartiment « stock culture ». Outre l'intérêt de cette représentation pour distinguer au mieux les pratiques d'IAE, ce choix influence les résultats. En effet, le flux d'azote relatif à ce processus de stockage (ou de transformation) est alors compté en entrée et en sortie de ce compartiment stockage dans la matrice, ce qui a tendance à augmenter l'intensité et la diversité des flux d'IAE.

Cas de l'élevage au pâturage et questions de définition

Pour ce qui est des systèmes d'élevage bovins au pâturage, le choix a été fait de regrouper en un unique compartiment les bovins et les pâturages naturels associés. En effet, les flux d'alimentation et de restitution au pâturage ont tendance à masquer les autres flux d'IAE. De plus, ces surfaces sont affectées uniquement à la conduite des bovins sur des temps longs (pas de successions, rotations).

Ce choix pose par ailleurs la question de la définition même de l'IAE et des SMAE. Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1, Ryschawy *et al.* (2014b), dans leur revue sur les exploitations polyculture-élevage, rappellent que certains auteurs considèrent les systèmes de type bovins laitiers produisant leur propre alimentation animale comme des SMAE, comme les travaux de Coquil *et al.* (2013) par exemple. Ces systèmes correspondent de notre point de vue à des systèmes d'élevage spécialisés, pour lesquels l'ensemble des cultures est destinée à l'alimentation animale (avec vente éventuelle de surplus). Selon la définition que nous avons retenue, il ne s'agit pas de SMAE puisque les surfaces végétales sont exclusivement destinées à l'alimentation animale et qu'il n'y a finalement exportation que de produits animaux. Tittonell *et al.* (2015) analysent les compromis d'usage des résidus de culture vis-à-vis de l'alimentation animale et proposent de classer les interactions agriculture-élevage vis-à-vis de l'importance relative des sources d'alimentation (végétation spontanée, résidus de culture, cultures fourragères et pâturage améliorés) suivant un gradient d'intensification des activités. Ils considèrent ainsi comme interactions agriculture-élevage, où IAE dans notre situation, les pratiques d'alimentation animale qui, dans leur majorité, valorisent les résidus de culture, et non les cultures fourragères ou le pâturage de végétation spontanée comme source exclusive d'alimentation. Nous considérons en premier lieu l'IAE comme la valorisation des résidus, couplée dans une moindre mesure à la production de fourrages cultivés pour l'alimentation animale. S'agissant de systèmes complexes, pour lesquelles toute une gamme de ressources végétales sont mobilisées pour l'alimentation des animaux, ces limites sont à nuancer, la réalité des situations se situant tout au long d'un continuum entre animaux conduits exclusivement au pâturage naturel, et animaux nourris exclusivement à partir de cultures fourragères (Moritz, 2009).

De fait, et au regard de la définition des SMAE et de l'IAE que nous avons retenu, les pâturages naturels dédiés uniquement à la conduite d'une espèce, les bovins dans notre cas, ont été regroupés dans un compartiment « bovins au pâturage ».

En conséquence, les flux entre élevage et pâturage n'ont pas été pris en considération (herbe ingérée et déjections au pâturage). Ce choix influence bien entendu les résultats obtenus, puisque ces flux peuvent être conséquents à l'échelle du système, mais cela permet de ne pas masquer le poids relatif des autres pratiques d'IAE, qui constituent notre objet de recherche.

Compartiments végétaux et systèmes de culture

Compte tenu de la diversité des systèmes rencontrés, il nous apparaissait plus pertinent de raisonner les compartiments végétaux suivant les usages de ces productions et la durée des cycles cultureux, pour mieux cerner les pratiques d'IAE. Par conséquent, les flux de biomasse inhérents aux précédents cultureux n'ont pas été pris en compte, ainsi que la fertilité des sols à moyen terme. De ce fait, les compartiments végétaux incluent le compartiment sol, support des productions implantées. Dans cette configuration, les flux internes de nutriments entre sol et plantes, et entre successions culturelles n'ont pas été considérés comme des échanges entre les compartiments, mais comme des flux internes au sein des compartiments. Ces derniers ne sont pas pris en compte dans les calculs inhérents à l'ENA.

Une alternative aurait été de raisonner les compartiments végétaux par rapport aux systèmes de culture (Sebillote, 1990). Nous n'avons pas fait ce choix compte tenu du fait que les successions culturelles, dans les systèmes étudiés, ne sont que partiellement connus. Certaines s'établissent sur des temps très longs. Tel est le cas de l'agriculture pionnière des exploitations familiales brésiliennes, qui suivent une logique d'abatis brulis, d'implantation de cultures vivrières, de pâturage puis d'ouverture de nouveaux espaces (Hostiou *et al.*, 2004). Nous avons aussi éprouvé des difficultés à identifier certaines successions, notamment dans le cas des exploitations guadeloupéennes produisant du maraichage et des tubercules.

Ces choix, et les limites qui en découlent, sont aussi le fait de la méthode de collecte des données retenue. Compte tenu de la diversité des terrains et du nombre, même réduit, d'études de cas, il n'était pas possible sur le temps imparti de réaliser des mesures de variables agronomiques sur un temps long. Le choix de raisonner nos modèles en statique sur une année moyenne est aussi le résultat de ces contraintes de temps et de moyens. Nous avons donc préféré agréger les compartiments comme le sol et les cultures pour ne pas avoir à représenter certains processus et certains flux que nous n'étions pas en mesure d'estimer de manière précise. Les flux d'azote entre culture et sol, tout comme la dynamique de l'azote dans les sols, dépendent en effet de nombreux facteurs comme les conditions pédoclimatiques, les précédents cultureux, les modes de conduites, insuffisamment caractérisés dans notre cas pour les prendre en considération (Gaba *et al.*, 2015 ; Malézieux *et al.*, 2009).

6.2.3. Modélisation des SMAE

Equilibre du modèle et flux manquants

D'autres flux n'ont pas été considérés, comme la fixation de l'azote atmosphérique, ou encore le devenir de l'azote dans les sols et les émissions indirectes. Il s'agissait en effet d'analyser l'IAE en termes de flux d'azote résultant de pratiques agricoles, et non de reconstituer le cycle de l'azote ou d'analyser l'impact de l'IAE sur ce cycle.

De ce fait toutes les étapes du cycle de l'azote ne sont pas prises en compte dans nos modèles, tout comme certaines interactions (flux internes, émissions, fixations). Nous avons toutefois estimé certains flux relatifs aux déjections non utilisées et aux émissions pour calculer l'indicateur de perte, que nous n'avons finalement pas retenu dans notre analyse. Il s'agit de la quantité de déjections (estimée en fonction de la quantité d'azote retenue), des émissions liées à la gestion des déjections animales (bâtiment, stockage, application), et des émissions liées à la fertilisation organique et minérale. L'état d'équilibre du système (somme des entrées = somme des sorties) est une des hypothèses relative à la mise en œuvre de l'ENA, mais qui ne concerne pas le calcul des indicateurs que nous avons retenu (Finn, 1980). Nos systèmes sont excédentaires dans le cas des exploitations guadeloupéennes et déficitaires dans le cas des exploitations brésiliennes, et cubaines.

Analyse d'incertitude et de sensibilité

Les flux physiques ont été estimés à dire d'agriculteurs et peuvent présenter des incertitudes. Pour autant, la méthode de collecte qui repose sur l'AGEA (Bonneviale *et al.*, 1989), permet de contrôler l'information collectée par des entretiens itératifs, de manière à vérifier la cohérence interne de fonctionnement du système étudié. Ces données ont aussi été comparées à des références techniques locales pour en vérifier la validité.

Les paramètres de teneur en azote des produits animaux et végétaux que nous avons utilisés sont issus de la littérature scientifique et sont les mêmes pour les trois terrains même si dans la réalité, des différences de composition de ces produits existent entre chaque exploitation. Concernant la composition en azote des fourrages, des données locales ont été utilisées quand celles-ci étaient disponibles. Pour ce qui est des facteurs d'émission, nous nous sommes appuyés principalement sur les travaux de Peyraud *et al.* (2012), qui synthétisent les flux d'azote liés à l'élevage (Annexe 2). Ce choix est contestable compte tenu du fait qu'il s'agisse d'estimations concernant des élevages en condition tempérées. Les références relatives aux émissions et aux excréctions en milieu tropical ne sont pas très nombreuses et sont très hétérogènes. Rufino *et al.* (2009a) utilisent par exemple des coefficients présentant de telles variabilités (entre 5% et 95% pour la fraction de N retenu dans les excréctions, avec une moyenne retenue de 50%) que les valeurs moyennes retenues ne présentent finalement que peu d'intérêt. Pour autant, les estimations de ces auteurs (Peyraud *et al.*, 2012) nous ont paru suffisantes pour estimer les déjections et les émissions liées aux déjections, puisqu'elles prennent en compte *a minima* les émissions en fonction des espèces animales et du mode de conduite.

La dernière limite de nos travaux concerne l'analyse de sensibilité. Nous n'avons pas réalisé d'analyse de sensibilité à proprement parler, même si le travail sur les niveaux d'agrégation du modèle nous a permis d'apprécier l'évolution des indicateurs suivant différentes configurations et d'en comprendre le sens.

6.3 Perspectives de recherche

Pour ce travail de thèse, nous avons adapté la méthode de l'ENA à l'analyse des agrosystèmes, pour caractériser les liens existants entre l'IAE et les performances agroécologiques par l'identification et l'évaluation des flux d'azote. Nous n'avons pourtant exploré qu'une partie des possibilités offertes par cette approche. Quelques pistes sont proposées.

6.3.1. Modélisation et analyse de réseau

Il ressort de ce travail de thèse que la combinaison des activités est déterminante vis-à-vis des performances des exploitations agricoles, plus que ne l'est l'IAE, lorsqu'on adopte une démarche comparative sur des situations agricoles très variées. De fait, le choix de comparer des SMAE présentant des combinaisons d'activités très diverses limite notre capacité à analyser l'impact de l'intégration sur les performances globales des exploitations. En s'appuyant sur ces résultats, plusieurs pistes de recherche seraient à explorer pour mieux apprécier et isoler la place de l'IAE dans la construction des performances des SMAE.

Ainsi, il pourrait être intéressant d'analyser l'IAE au sein d'un échantillon de SMAE présentant des combinaisons d'activités similaires, dans une même situation géographique, mais où ces combinaisons sont plus ou moins intégrées. Cela pourrait être le cas, par exemple en Guadeloupe, en travaillant sur des SMAE associant principalement canne à sucre et élevage bovin, de manière à évaluer l'intérêt des différentes modalités de pratiques d'IAE liées à ces deux ateliers dominants.

Une autre démarche, de type expérimentation système, consiste à concevoir et conduire un système de type polyculture-élevage, pour lequel le fonctionnement intégratif est optimisé, de manière à en évaluer la durabilité. Des travaux de ce type sont conduits en Guadeloupe sur un système polyculture-élevage intégrant bovin, porcin, canne à sucre, banane et culture vivrière (Stark et Fanchone, 2014) ou encore à Mirecourt sur un système polyculture-élevage laitiers biologiques (Coquil *et al.*, 2009). Le problème de ce type d'approches est qu'elles nécessitent des moyens conséquents sur une longue période, et que peu de modalités d'intégration peuvent être testées en même temps.

Comme nous l'a montré l'analyse de l'IAE sur une gamme plus large de SMAE, et malgré différentes combinaisons d'activités, les SMAE les plus intégrés présentent tout de même de meilleures performances agroécologiques. Conduire ce type d'analyse sur une gamme plus large de situations, dans d'autres contextes socioéconomiques, permettrait dès lors d'affiner la compréhension du rôle de l'IAE dans le fonctionnement des SMAE, en fonction d'un ensemble d'atouts et de contraintes propres à chaque contexte. Des travaux sont en cours pour tester ce modèle d'analyse au sein de l'UMR SELMET, sur différents terrains où des travaux de recherche sur les SMAE ont été conduits.

La dernière approche qui nous semblerait pertinente à conduire est de type exploratoire. Elle concerne la modélisation d'études de cas suivant des scénarios visant à optimiser l'IAE, et les performances qui peuvent en découler (de Groot *et al.*, 2009 ; 2012; Sempore *et al.*, 2016).

Il peut être envisageable par exemple d'évaluer les gains permis par une plus grande IAE, qui valorisent la biomasse non utilisée (résidus de culture, déjections) ou en introduisant des productions complémentaires de celles présentes. Alvarez *et al.* (2013), sur des SMAE à Madagascar, testent par exemple des scénarios d'intensification, basés soit sur l'augmentation des inputs, soit sur une meilleure gestion des déjections, soit sur une combinaison de ces pratiques. L'amélioration des performances est possible dans certains scénarios et en fonction des situations initiales, tant en termes de marge brute, d'autosuffisance alimentaire que de productivité. Ryschawy *et al.* (2014a), à travers l'évaluation participative, testent des scénarios innovants d'autonomie (introduction d'interculture fourragère) et de diversification (atelier de finition de génisse). Ils en évaluent l'impact sur la marge brute globale et le surplus annuel d'azote. Pour les SMAE étudiés en Guadeloupe dans ce travail de thèse, une modélisation de ce type est en cours, avec comme objectif d'optimiser le recyclage des résidus de culture et des déjections animales, de manière à évaluer l'impact sur les performances agroécologiques des systèmes étudiés.

6.3.2. Analyse multivariée et changement d'échelle

Nous avons fait le choix de raisonner les réseaux de flux en termes d'azote, mais il est bien entendu possible d'appliquer l'ENA pour d'autres flux de nutriments, voire pour des flux énergétiques. Ainsi il pourrait être intéressant de raisonner les modèles de flux en termes de carbone, plus à même de prendre en compte les enjeux liés au changement climatique, les émissions liées au CH₄ et au CO₂ ayant un rôle évident sur le réchauffement climatique (Lipper *et al.*, 2014). L'analyse des modalités de gestion de la fertilité, en termes de matière organique ou de phosphore peut être tout aussi intéressante. En effet les enjeux de renouvellement de ces nutriments dans le sol sont très importants, le phosphore étant particulièrement limitant pour les sols en milieu tropical (Oberson *et al.*, 2006). Analyser les flux énergétiques, comme le fait Bénagabou *et al.* (2013) sur des SMAE d'Afrique de l'Ouest, rend possible la prise en compte des consommations énergétiques (carburant), la production d'énergie que l'on retrouve notamment dans les cas cubains (production de biogaz), ou encore l'énergie qui peut être associée à la traction animale. Néanmoins, les travaux méthodologiques sur l'ENA montrent que les résultats diffèrent en fonction de la nature des éléments analysés. Finn (1980) a ainsi étudié l'écosystème d'Hubbard Brook en décrivant différents flux de nutriment (Ca, K, Na, N, S, P, Mg) et d'énergie. Les résultats d'analyse de flux montrent en effet que la dynamique de ces éléments diffère en fonction de la mobilité et du rôle biologique de ces éléments au sein de l'écosystème. Finalement l'analyse multivariée, de flux de différents nutriments, pourrait apporter une vision plus complète de la dynamique des nutriments permises par les pratiques d'IAE, pour favoriser certaines pratiques en fonction de la nature des nutriments.

Ces travaux ont été conduits à partir du fonctionnement moyen des exploitations sur une année. Le même type d'analyse est envisageable en dynamique inter et intra année, pour voir l'évolution des performances dans le temps, ou encore le rôle de l'IAE suivant les périodes de l'année. Dans les situations étudiées, l'IAE joue en effet un rôle important pour l'alimentation des animaux pendant les périodes de sécheresse. Il serait alors intéressant de voir dans quelle mesure les pratiques d'IAE sont mises en œuvre à certaines saisons, et dans quelle mesure elles permettent de maintenir l'activité du SMAE lors de périodes critiques, et apporter entre autre une dimension dynamique à notre évaluation de la résilience.

Il serait aussi pertinent d'analyser les flux d'IAE suivant la répartition spatiale des activités, à l'échelle de l'exploitation par exemple, et de voir dans quelle mesure la proximité des activités peut favoriser les pratiques d'IAE (Sumberg, 2003 ; Vall *et al.*, 2006 ; Watson *et al.*, 2005). De nombreux enjeux agricoles se posent aussi à l'échelle des territoires (Chopin, 2015) comme la dynamique des nutriments entre exploitations sur un territoire donné (Moraine, 2015), la gestion de la ressource en eau à l'échelle d'un bassin versant (Murgue *et al.*, 2015) ou encore la gestion de la biodiversité à l'échelle du paysage (Nassauer and Opdam, 2008). Les approches de type métabolisme territorial apparaissent de plus en plus importante pour répondre à ces enjeux, et des approches de type ENA, appliquées à ces échelles, pourraient en effet contribuer à l'évaluation de la durabilité de ces espaces (Loiseau *et al.*, 2012).

6.3.3. Couplage de méthodes

L'ENA étant une méthode de type input-output, il est possible de la coupler à d'autres méthodes pour une analyse multicritère des phénomènes étudiés.

Les performances agroécologiques ont été évaluées par rapport aux flux d'azote. C'est-à-dire que nous avons considéré l'efficacité, la productivité, la résilience et l'autosuffisance vis-à-vis de l'azote. Ces performances peuvent être vues différemment. Si nous avons analysé les systèmes d'un point de vue économique, ces quatre propriétés auraient pu être déclinées de manière différente, en s'intéressant plutôt à la dépendance économique du système, à la valeur ajoutée, au revenu agricole ou encore la reproductibilité du système de production (Ferranton et Touzard, 2009).

En réalité, il serait intéressant de conduire ce type d'évaluation socioéconomique en même temps qu'une évaluation technique, pour voir dans quelle mesure performances biotechniques et socioéconomiques répondent aux mêmes règles ou dépendent de facteurs différents. Nous avons évalué la productivité du travail et de la terre, mais uniquement pour les études de cas guadeloupéennes, dans le cadre du projet de recherche-formation-développement auquel cette thèse a contribué. Ces résultats montrent en effet que les performances biotechniques ne sont pas forcément corrélées aux performances socioéconomiques, et que d'autres facteurs comme les subventions (cas de l'exploitation bananière) modifient considérablement les performances économiques obtenues.

L'analyse du travail serait aussi intéressante, la main d'œuvre étant une contrainte forte souvent associée à la mise en œuvre de pratiques d'IAE et en même temps un élément clé de l'agroécologie, tant d'un point de vue quantitatif que qualitatif (Gonzalez-Garcia *et al.*, 2012 ; Timmermann et Felix, 2015). Les données relatives au travail ont été recueillies pour les cas guadeloupéens et brésiliens, mais n'ont pu être recueillies pour les cas cubains, faute de moyens. Il pourrait en effet être intéressant de finaliser ces résultats et d'analyser la productivité du travail, en fonction des activités et des pratiques, mais aussi les connaissances et savoir-faire des agriculteurs vis-à-vis de ces pratiques.

Une analyse de cycle de vie pourrait être couplée à l'ENA pour évaluer l'impact environnemental des systèmes étudiés. L'ACV est une méthode de type input-output qui présente l'intérêt de compartimenter l'environnement en fonction des impacts, temps amonts qu'aval.

Schaubroeck *et al.* (2012) ont par exemple proposé un cadre d'analyse basé sur l'ENA et l'ACV pour évaluer la durabilité environnemental d'un écosystème forestier.

Dans ces travaux de thèse, les pratiques d'IAE ont été analysées d'un point de vue biotechnique comme un réseau de flux d'azote à l'échelle du système. Ceci a permis de comprendre comment leur mobilisation contribue à la performance agroécologique des systèmes de production qui les mobilisent. Elles recouvrent d'autres fonctions qui n'ont pas été étudiées et qui présentent un intérêt face aux enjeux de l'agriculture. Ces pratiques fournissent en effet tout un ensemble de services écosystémiques. Bonaudo *et al.* (2014) identifient trois principales fonctions relatives à l'IAE (fonction métabolique, de régulation et de production) qui confèrent plusieurs services écosystémiques aux SMAE (contrôle des adventices, cycle de nutriments, production primaire et secondaire). D'autres services socioculturels et économiques peuvent aussi être associés à l'IAE et mériteraient d'être analysés (Gaba *et al.*, 2015 ; de Groot *et al.*, 2002).

6.3.4. Perspectives en termes d'intégration agriculture-élevage

La conception de systèmes optimisant les pratiques d'IAE pourrait être une perspective intéressante sur la base d'un ensemble de travaux (Alvarez *et al.*, 2013 ; Ryschawy *et al.* 2014a ; Moraine, 2015) auxquels seraient associés les résultats de cette thèse. Nous avons en effet vu que les pratiques d'IAE sont plus ou moins développées en fonction des cas étudiés, et que les caractéristiques de chaque territoire sont plus ou moins propices à l'IAE.

Cas de la Guadeloupe

Ce constat est très marqué dans le cas des systèmes étudiés en Guadeloupe, où la nature des activités combinées, couplée à leur mode de conduite, font que les pratiques d'IAE restent dans l'ensemble minoritaires. Pourtant, lorsque l'on prend ces pratiques d'IAE une à une, elles ne sont pas si marginales. L'élevage porcin des cas d'études guadeloupéens en est l'exemple. Ces élevages ont en effet une bonne propension à valoriser toute une gamme de ressources végétales (fruits, tubercules, résidus de maraichage, canne à sucre). Ceci est dû à leur métabolisme, mais aussi aux savoirs locaux et aux modes de conduites traditionnels de ce type d'élevage dans cette région (Zébus *et al.*, 2004). A contrario, la canne à sucre ne fait jamais l'objet d'une fertilisation organique, du fait, principalement, des itinéraires techniques établis qui reposent sur une fertilisation chimique fortement subventionnée. Il en est de même des cultures vivrières (tubercules) et maraichères fertilisées à partir de fumier et de compost (Barlagne, 2014). En effet, les faibles surfaces cultivées en facilite l'application, *a contrario* de cultures comme la canne à sucre implantées sur de plus grandes surfaces, et nécessitant dès lors du matériel adapté à l'épandage de fumier, non présent aujourd'hui dans l'équipement des exploitations.

Dans le contexte guadeloupéen, le coût de la main d'œuvre est en effet très limitant. L'une des pistes portée par les acteurs locaux pour favoriser les pratiques d'IAE réside dans la fourniture d'équipement adapté à ces pratiques d'une part, et à la taille de ces exploitations d'autre part. Un projet portant sur la micro-mécanisation, financé dans le cadre d'un plan national de réduction des produits phytosanitaires (Plan Ecophyto) est en cours, de manière à concevoir du matériel agricole qui soit adapté à ces usages (inter-rang, fauche de légumineuses, paillage des cultures).

Compte tenu de l'organisation par filière des activités agricoles, un autre enjeu relève des politiques publiques d'accompagnement. Il est en effet nécessaire de décloisonner les filières, surtout dans les territoires où les exploitations sont pour la plupart des SMAE. Une mesure agroenvironnementale territorialisée (MAET) a par exemple été mise en œuvre en 2012 pour subventionner le prélèvement de paille de canne après récolte pour l'alimentation des bovins en saison sèche. Enfin, il est nécessaire de proposer des références technico-économiques sur les pratiques d'IAE, de manière à accompagner les agriculteurs pour la mise en œuvre de telles pratiques.

Cas du Brésil

Au niveau des cas brésilien, le constat est différent, même si l'intensité de l'IAE reste faible également. Dans ces cas-ci, l'activité totale est faible, tant en termes d'inputs, d'outputs, que d'IAE, même si de nombreuses pratiques d'IAE sont mises en œuvre. L'enjeu principale de ces exploitations réside dans le maintien de la fertilité des surfaces cultivées (Bommel *et al.*, 2010).

L'agriculture des fronts pionniers est une agriculture de mobilité. Mais compte tenu des enjeux liés à la déforestation, ces agricultures ne pourront éternellement s'étendre sur de nouveaux territoires. Il est donc nécessaire de sécuriser l'accès à la terre et d'entretenir la fertilité et la qualité des sols. Plusieurs travaux autour de l'agroforesterie vont dans ce sens. Compte tenu du peu de ressources de ces agriculteurs, l'IAE présente réellement un intérêt pour répondre à ces enjeux, en favorisant la production de compost pour la fertilisation des cultures, et en améliorant la conduite qui est faite des animaux au pâturage. Les travaux portant sur l'intégration agriculture-élevage au Brésil sont en effet nombreux, mais le plus souvent déconnectés du fonctionnement des exploitations familiales et à destination des fazendas (Bendahan, 2015 ; de Moraes *et al.*, 2013).

Cas de Cuba

Les exploitations cubaines qui sont les plus intégrées, en termes d'intensité, correspondent à des SMAE qui transforment les déjections animales, à travers le vermicompostage pour les fumiers ou des biodigesteurs pour les lisiers. Dans ces cas-là, il ne s'agit pas simplement de valoriser des résidus, mais bien de les transformer pour en améliorer les qualités. Cette opération nécessite dès lors des infrastructures adaptées.

Il en est de même de la valorisation des cultures pour l'alimentation animale. Certaines pratiques d'alimentation le sont de manière marginale (inendus, résidus de culture), alors que d'autres ressources végétales sont mieux valorisées (écarts de triage de banane, disponibles régulièrement), pouvant aussi être transformées pour en faciliter l'utilisation (canne à sucre broyée) ou la conservation (ensilage de maïs, ensilage de fourrage).

L'expérience cubaine montre que pour que l'IAE puisse jouer un rôle conséquent à l'échelle de l'exploitation, cette dernière doit être considérée comme une pratique à part entière. Il ne s'agit pas uniquement de valoriser quelques résidus à la marge, mais de se doter réellement des moyens nécessaires pour en optimiser le fonctionnement. Les résidus prennent alors le statut de ressources et sont gérées en tant que tel.

6.3.5. Perspectives en termes d'analyse agroécologique des systèmes complexes

Propriétés émergentes des écosystèmes

Ces travaux ont mobilisé des approches de l'écologie pour l'analyse des agrosystèmes. Nous nous situons bien au cœur du concept de l'agroécologie, comme approche interdisciplinaire, à l'échelle des pratiques et des exploitations, pour en étudier le fonctionnement. Nous nous sommes focalisés sur une des dimensions de l'ENA, l'analyse de flux (throughflow analysis), qui correspondait au phénomène que nous souhaitions étudier, l'IAE. Pour autant, d'autres propriétés des écosystèmes peuvent être analysées par l'ENA. La question de « mimer » la nature reste en effet d'actualité (Malézieux, 2012 ; Tassin, 2012). Dans cette perspective, l'ENA peut s'avérer comme une méthode pertinente pour positionner les systèmes agricoles vis-à-vis de ces propriétés des écosystèmes et de discuter le sens de ces propriétés vis-à-vis du fonctionnement et des finalités des systèmes agricoles.

En s'appuyant sur les principes écologiques mis en avant par Odum (1969), Fath et Patten (1999 ; Fath, 2012) proposent d'analyser quatre propriétés primaires des écosystèmes à travers l'analyse de réseau : la dominance des effets indirects, l'amplification, l'homogénéisation et le synergisme.

La dominance des effets indirects signifie qu'un écosystème est plus influencé par les processus indirects que par les processus directs. Le fonctionnement des agrosystèmes est quant à lui orienté par les décisions prises par l'agriculteur(-trice), à travers les pratiques mises en œuvre directement. Dans cette perspective de mimer la nature, la question est de savoir dans quelle mesure il peut être intéressant de favoriser des processus indirects à travers des actions directes. Elle peut se poser par exemple vis-à-vis du niveau de fertilisation d'une culture, et de l'impact de cette fertilisation sur la culture actuelle, mais aussi sur celle qui suivra, ou sur la croissance des animaux nourris à partir de cette culture, voire sur la fertilisation organique permise par la fumure produite par cet animal. Il ne s'agit finalement plus de raisonner pratique par pratique, mais de considérer le système agricole comme un ensemble d'interactions et de rétroactions à raisonner de manière systémique sur le temps long.

La seconde propriété est l'amplification, c'est à dire que les composantes du système dans le réseau reçoivent plus qu'ils ne donnent, à travers tout un ensemble de rétroactions. Cette propriété, vue sous l'angle agronomique peut être vue comme un ensemble de pratiques de recyclage de la matière et de l'énergie, ou IAE, qui à l'échelle du système, contribue à amplifier sa production.

La troisième propriété est l'homogénéisation. Ceci signifie que l'écosystème tend vers une distribution uniforme des flux. Cette propriété renvoie à la notion de résilience telle qu'appréhendue dans ce travail de thèse, à savoir une répartition homogène des flux à l'échelle du système, à travers une diversité de flux, lui conférant une plus grande stabilité et la capacité à s'adapter face à des perturbations. Cela renvoie aussi à la notion d'équilibre qui peut être recherchée pour un système agricole afin d'être moins dépendant. Pour ce faire, les besoins d'une production se doivent d'être couverts au maximum par les sorties d'une autre production, permettant alors au système de subvenir à ses besoins et d'exporter les productions souhaitées. Cette propriété interroge en effet la proportion de chaque activité au sein d'une combinaison donnée, l'objectif étant d'optimiser les flux d'IAE possibles pour couvrir les besoins des activités présentes, à la condition que ces activités soient présentes dans les mêmes proportions.

Une exploitation ayant un petit élevage et une surface cultivée très importante, pourra couvrir les besoins de l'élevage mais ne produira pas assez de déjections pour fertiliser les cultures.

La dernière propriété est le synergisme, l'écosystème ayant tendance à développer des relations au sein du réseau qui soient structurellement positives. Traditionnellement, la question de l'allocation des ressources entre activités est vue comme un facteur d'antagonisme, l'élevage au détriment des cultures. Cette propriété nous amène justement à repenser la manière de conduire des systèmes d'élevage et de culture, en développant les synergies possibles (valorisation de résidus, fertilisation organique) tout en limitant la compétition des usages (Tiftonell *et al.*, 2015 ; Vall *et al.*, 2006).

Propriétés structurelles et fonctionnelles

En s'appuyant sur les travaux de Gliessman (2015), qui s'est inspiré des travaux d'Odum (1983), il nous apparait intéressant de conclure en positionnant les SMAE, suivant leur niveau d'IAE, vis-à-vis des agrosystèmes et des écosystèmes naturels (tableau 6.3).

Ce tableau permet de synthétiser les propriétés des SMAE, suivant la diversité des activités et l'IAE de ces activités, au regard des enjeux de l'agroécologie. Certaines propriétés sont plutôt associées à la diversité des activités (diversité des espèces, diversité génétique, contrôle humain, hétérogénéité de l'habitat), alors que d'autres relèvent plutôt de l'intégration entre ces activités (interactions trophiques, productivité, cycle de nutriment, résilience). Il est en effet important d'identifier les facteurs qui influencent les propriétés attendues des agrosystèmes de manière à les accompagner.

	Agrosystème spécialisé	Agrosystème mixte « juxtaposé »	Agrosystème mixte intégré	Ecosystème naturel
Productivité nette	Elevée	Moyenne/Elevée	Moyenne/Elevée	Moyenne
Interactions trophiques	Simple, linéaire	Simple	Complexe	Complexe
Diversité des espèces	Faible	Elevée	Elevée	Elevée
Diversité génétique	Faible	Elevée	Elevée	Elevée
Cycle de nutriment	Ouvert	ouvert	Ouvert/fermé	Fermé
Stabilité (résilience)	Faible	Moyenne	Moyenne/Elevée	Elevée
Contrôle humain	Dépendant	Dépendant	Dépendant	Indépendant
Stabilité dans le temps	Court	Court/Long	Long	Long
Hétérogénéité de l'habitat	Simple	Simple/Complexe	complexe	Complexe

Tableau 6.2: Principales différences entre propriétés structurelles et fonctionnelles des écosystèmes et des agrosystèmes plus ou moins diversifié et intégrés (Adapté de Gliessman, 2015 et Odum, 1983).

Conclusion générale

L'ambition des travaux de recherche menés dans le cadre de ce doctorat était de pouvoir répondre à la question de recherche suivante :

Dans quelles mesures, l'intégration agriculture-élevage, dans sa diversité et sa complexité, permet-elle aux systèmes mixtes agriculture-élevage de répondre aux enjeux de l'agriculture ?

Pour y répondre, deux sous-questions ont été proposées :

- L'intégration agriculture-élevage peut-elle être analysée comme un réseau de flux de matière et d'énergie à l'échelle de l'exploitation agricole, aux propriétés de structure et de fonctionnement similaires à celles des écosystèmes et aux processus écologiques qu'ils mobilisent ?
- Les systèmes mixtes les plus intégrés *i.e.* présentant les réseaux de flux de matière et d'énergie les plus diversifiés et les plus complexes, permettent-ils aux systèmes mixtes d'être agroécologiquement performants; à savoir productifs, autosuffisants, efficaces et résilients ?

Dans un premier temps, les résultats de l'étude de huit cas théoriques basée sur le cadre d'analyse proposé dans cette thèse (chapitre 3) montrent que celui-ci permet de discriminer les agrosystèmes en fonction de leur niveau de diversité et d'intégration. Ce cadre d'analyse intègre de manière systémique les relations existantes entre diversité, complexité et performances attendues des agrosystèmes. Il nous apparaît donc pertinent pour l'évaluation des performances agroécologiques que sont l'efficacité, la résilience, la productivité et l'autosuffisance.

L'application du cadre proposé à un échantillon de SMAE présents en Guadeloupe, a révélé un faible niveau d'IAE à l'échelle de l'exploitation, contrairement à l'importance de ces pratiques d'IAE prises une à une. Les performances agroécologiques mesurées dépendaient donc plus des caractéristiques de la combinaison des activités mises en œuvre que de l'IAE en tant que telle (chapitre 4). Nos résultats montrent ainsi que l'IAE est mise en œuvre principalement entre certaines productions comme l'alimentation des porcins à partir de toute une gamme de résidus de culture, ou encore la fertilisation organique de systèmes vivriers et maraichers. La nature des activités combinées ne facilite pas leur intégration à l'échelle des exploitations. De ce fait, l'IAE à l'échelle du SMAE reste faible. La comparaison de systèmes diversifiés dans des territoires contrastés, nous a aussi montré l'intérêt de l'ENA pour l'analyse du fonctionnement et des performances agroécologiques des agrosystèmes, dans une dimension commune, même si ces performances ne dépendent pas uniquement des pratiques d'IAE.

Dans un second temps, les résultats ont montré dans quelles mesures les formes d'IAE identifiées sont corrélées aux performances agroécologiques de chaque SMAE. En effet, à partir de l'analyse des études de cas guadeloupéens, nous avons observé que les performances, et plus particulièrement l'efficacité et la productivité, dépendent plus de la combinaison des activités que des pratiques d'IAE. L'application du cadre d'analyse à un échantillon plus contrasté (trois territoires) et présentant une gamme de situation d'IAE, nous a permis d'une part de caractériser l'IAE suivant des critères d'organisation et d'intensité issus de l'ENA, d'autre part de positionner les SMAE suivant leurs combinaisons de performances agroécologiques, et finalement d'explorer les relations entre IAE et performances agroécologiques (chapitre 5). Nos résultats montrent que l'IAE à l'échelle des exploitations peut être appréciée au travers de deux critères : l'organisation du réseau de flux et l'intensité de la circulation d'azote entre les activités de l'exploitation. Des tendances se dégagent de l'analyse des liens entre IAE et performances : les exploitations peu intégrées sont peu efficaces et peu résilientes ou peu productives et fortement résilientes. En revanche, des exploitations fortement intégrées combinent un niveau élevé de productivité, d'efficacité et un niveau intermédiaire de résilience.

Nous montrons ainsi l'intérêt de l'ENA pour l'analyse des performances agroécologiques des agrosystèmes, même si toutes les fonctions de l'IAE ne peuvent pas être analysées au travers des flux de nutriments. Les performances des exploitations dépendent très fortement de la combinaison des activités au sein d'un SMAE. La modélisation des pratiques d'intégration au sein d'un SMAE donné est une piste à développer pour mieux apprécier les conséquences de différentes modalités de l'IAE sur les performances du système.

Références bibliographiques

- Agnew, R. E., Yan, T., McCaughey, W. J., McEvoy, J. D., Patterson, D. C., Porter, M. G., & Steen, R. W. J., 2005. Relationships between urea dilution measurements and body weight and composition of lactating dairy cows. *Journal of dairy science*, 88(7), 2476-2486.
- Agreste, 2011. La banane, un pilier de l'agriculture des Antilles. *Agreste primeur*, n° 262. 4p.
- Agreste, 2014. De la canne à sucre dans la moitié des exploitations agricoles, n° 3, 6p.
- Agreste, 2015, *Mémento agricole*, 10 p.
- Agricultural Systems, Biomass use trade-offs in cereal cropping systems: Lessons and implications from the developing world, 2015, Volume 134, Pages 1-128.
- Alexandre, M.N., Navegantes, L. d. F. N. A., Ferreira, R. B., Almeida, C. C., de Melo Campos, J., Stark, F., 2013. Integração lavoura pecuária e silvicultura em áreas de assentamentos rurais na Amazônia Oriental: uma via para a transição agroecológica. *Cadernos de Agroecologia*, 2013, vol. 8, no 2, 1-5.
- Alhassan, W. S., Buchanan-Smith, J. G., Osborne, W. R., Smith, G. C., & Ashton, G. C., 1975. Predicting empty body composition of cattle from carcass weight and rib cut composition. *Canadian Journal of Animal Science*, 55(3), 369-376.
- Allesina, S., Bondavalli, C., 2004. WAND: an ecological network analysis user-friendly tool. *Environmental Modelling & Software* 19, 337–340.
- Allesina, S., Ulanowicz, R.E., 2004. Cycling in ecological networks: Finn's index revisited. *Computational Biology and Chemistry* 28, 227–233.
- Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74, 19–31.
- Altieri, M.A., 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93, 1–24.
- Altieri, M.A., 2008. Small farms as a planetary ecological asset: five key reasons why we should support the revitalisation of small farms in the global south, Penang, Malaysia: Third World Network.
- Altieri, M.A., Funes-Monzote, F.R., Petersen, P., 2012. Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: contributions to food sovereignty. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 1–13.
- Altieri, M.A., Letourneau, D.K., Davis, J.R., 1983. Developing sustainable agroecosystems. *BioScience* 33(1), 45-49.
- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2005. Agroecology and the search for a truly sustainable agriculture. United Nations Environmental Programme, Environmental Training Network for Latin America and the Caribbean, Mexico D.F., Mexico.
- Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2012. Agroecological Diversification Strategies to Enhance Biological Pest Regulation in Horticultural Systems. *Xxviii International Horticultural Congress on Science and Horticulture for People (ihc2010): International Symposium on Organic Horticulture: Productivity and Sustainability* 933, 35–41.
- 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., Rufino, M.C., Vayssières, J., Salgado, P., Tiftonell, P., Tillard, E., Bocquier, F., 2013. Whole-farm nitrogen cycling and intensification of crop-livestock systems in the highlands of Madagascar: An application of network analysis. *Agricultural Systems*.
- Andrew, S. M., Erdman, R. A., & Waldo, D. R., 1995. Prediction of body composition of dairy cows at three physiological stages from deuterium oxide and urea dilution. *Journal of dairy science*, 78(5), 1083-1095.

- Archimède H, Alexandre G, Petro D, Garcia GW, Fanchone A, Bambou JC, Marie Magdeleine C, Gourdine JL, Gonzalez E and Mandonnet M, 2014. Agro-ecological valorisation of resources for sustainable livestock farming systems in the humid tropics. H. Ozier-Lafontaine and M. Lesueur-Jannoyer (eds.), Sustainable Agriculture 303 Reviews 14: Agroecology and Global Change, Sustainable Agriculture Reviews 14, Springer International Publishing Switzerland 2014.
- Archimède, H., Gourdine, J.L., Fanchone, A., Tournebize, R., Bassien-Capsa, M., Gonzalez-Garcia, E., 2012. Integrating banana and ruminant production in the French West Indies. *Trop. Anim. Health Prod.* 44, 1289–1296.
- Archimède, H., Xande, X., Gourdine, J.-L., Fanchone, A., Alexandre, G., Boval, *et al.*, 2011. La canne à sucre et ses co-produits dans l'alimentation animale. <http://www6.inra.fr/ciag/Revue>.
- Audebert, C., 2012. Les Antilles françaises à la croisée des chemins: de nouveaux enjeux de développement pour des sociétés en crise. *Les Cahiers d'Outre-Mer*, (4), 523-549.
- Azzi G., 1956. *Agricultural ecology*, Constable and Company, London, 424 p.
- Badouin, 1987. L'analyse économique du système productif en agriculture. *Cahiers des Sciences Humaines* n° 23, 357-375.
- Baird, D., Fath, B.D., Ulanowicz, R.E., Asmus, H., Asmus, R., 2009. On the consequences of aggregation and balancing of networks on system properties derived from ecological network analysis. *Ecological Modelling* 220, 3465–3471.
- Baltenweck, I., Staal, S., Ibrahim, M. N. M., Hererro, M., Holman, F., Jabbar, M. A., ... & Waithaka, M., 2003. Crop-livestock intensification and interaction across three continents (No. 182882). International Livestock Research Institute.
- Barlagne, C., 2014. Approche intégrée de la qualité dans les filières agricoles: cas de la filière igname en Guadeloupe (Doctoral dissertation, Antilles-Guyane).
- de Barros, I., Blazy, J.M., Rodrigues, G.S., Tournebize, R., Cinna, J.P., 2009. Emergy evaluation and economic performance of banana cropping systems in Guadeloupe (French West Indies). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 437–449.
- Bell, L.W., Moore, A.D., 2012. Integrated crop–livestock systems in Australian agriculture: Trends, drivers and implications. *Agricultural Systems* 111, 1–12.
- Bell, L.W., Moore, A.D., Kirkegaard, J.A., 2013. Evolution in crop–livestock integration systems that improve farm productivity and environmental performance in Australia. *European Journal of Agronomy*, 57, 10-20.
- Bellande, A., Paul, J. L., Cabidoche, Y. M., 1994. Paysans, systèmes et crise. *Travaux sur l'agrire haïtien*, 3, SACD et FAMV.
- Bénagabou O. I., Blanchard M., Vayssières J., Vigne M., Vall E., Lecomte P., Bougouma V., Nacro H.B., 2015. Crop-Livestock Integration improves the Energy Use Efficiency of smallholder mixed farming systems - the case of western Burkina Faso. 5th International Symposium for Farming Systems Design 7-10 September 2015, Montpellier, France, abstract, 2 p.
- Bénagabou, O.I., Kanwé, A., Vall, E., Vigne, M., Blanchard, M., 2013. Intégration agriculture-élevage et efficience énergétique des exploitations mixtes d'agriculture-élevage du Burkina Faso. 20èmes Rencontres autour des recherches sur les ruminants, Paris, France, 4 et 5 décembre 2013.
- Bendahan B.A., 2015. Système Intégré Culture – Élevage – Arbre (SILPF) en l'État du Roraima, Amazonie Brésilienne, (Doctoral dissertation, AgroParisTech)
- Bensin B.M., 1928. Agroecological characteristics description and classification of the local corn varieties chorotypes. Book (Publisher unknown so far)
- Bertin, J., 1977. *La graphique et le traitement graphique de l'information*, No. 91 (084.21), Ed. Flammarion, Paris.
- Billen, G., Lassaletta, L., Garnier, J., 2014. A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security* 3, 209–219.

- Blanchard, M., Coulibaly, D., Ba, A., Sissoko, F., & Pocard-Chappuis, R. (2012). Contribution de l'intégration agriculture-élevage à l'intensification écologique des systèmes agrosylvopastoraux: le cas du Mali-Sud. In *Partenariat, modélisation, expérimentations: quelles leçons pour la conception de l'innovation et l'intensification écologique?*, pp. 12, Cirad.
- Blanchard, M., Vayssieres, J., Dugue, P., Vall, E., 2013. Local Technical Knowledge and Efficiency of Organic Fertilizer Production in South Mali: Diversity of Practices. *Agroecol. Sustain. Food Syst.* 37, 672–699.
- Blanco-Canqui, H., Hergert, G. W., & Nielsen, R. A., 2015. Cattle Manure Application Reduces Soil Compactibility and Increases Water Retention after 71 Years. *Soil Science Society of America Journal*, 79(1), 212-223.
- Bockstaller, C., Guichard, L., Keichinger, O., Girardin, P., Galan, M.-B., Gaillard, G., 2009. Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 29, 223–235.
- Bodini, A., 2012. Building a systemic environmental monitoring and indicators for sustainability: What has the ecological network approach to offer? *Ecol. Indic.* 15, 140–148.
- Bodini, A., Bondavalli, C., Allesina, S., 2012. Cities as ecosystems: Growth, development and implications for sustainability. *Ecological Modelling* 245, 185–198.
- Bohan, D.A., Raybould, A., Mulder, C., Woodward, G., Tamaddoni-Nezhad, A., Bluthgen, N., Pocock, M.J.O., Muggleton, S., Evans, D.M., Astegiano, J., Massol, F., Loeuille, N., Petit, S., Macfadyen, S., 2013. Networking Agroecology: Integrating the Diversity of Agroecosystem Interactions, in: Woodward, G., Bohan, D.A. (Eds.), *Advances in Ecological Research*, Vol 49: Ecological Networks in an Agricultural World. Elsevier Academic Press Inc, San Diego, pp. 1–67.
- Bommel, P., Bonaudo, T., Barbosa, T., da Veiga, J. B., Pak, M. V., & Tourrand, J. F., 2010. La relation complexe entre l'élevage et la forêt en Amazonie brésilienne: une approche par la modélisation multi-agents. *Cahiers Agricultures*, 19(2), 104-111.
- 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. *European Journal of Agronomy*, 57, 43-51.
- Bonneviale, J.-R., Jussiau, R., Marshall, É., 1989. Approche globale de l'exploitation agricole: comprendre le fonctionnement de l'exploitation agricole: une méthode pour la formation et le développement, Institut national de recherches pédagogiques.
- Bonny, S., 2011. L'agriculture écologiquement intensive: nature et défis. *Cahiers Agricultures* 20, 451–462.
- Borrett, S.R., Osidele, O.O., 2007. Environ indicator sensitivity to flux uncertainty in a phosphorus model of Lake Sidney Lanier, USA. *Ecol. Model.* 200, 371–383.
- Brossier, J., 1987. Système et système de production. *Cah. Sci. Hum* 23, 377–390.
- van Bruchem, J., Schiere, H., van Keulen, H., 1999. Dairy farming in the Netherlands in transition towards more efficient nutrient use. *Livestock Production Science* 61, 145–153.
- Cabell, J.F., Oelofse, M., 2012. An Indicator Framework for Assessing Agroecosystem Resilience. *Ecology and Society*, 17(1)
- Cabidoche, Y. M., Lesueur Jannoyer, M., ASTRO, U., Laurent, F., Mahieu, M., Archimède, H., ... & Chabrier, C., 2011. Pollution durable des sols par la chlordécone aux Antilles: comment la gérer?. *Innovations agronomiques*, 16, 117-133.
- Cangiano, C., 2015. Evaluation de l'intégration agriculture-élevage et des performances agro écologiques, rapport de stage de césure AgroSup Dijon, 63 p.
- Cassman, K. G., 1999. Ecological intensification of cereal production systems: yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(11), 5952-5959.
- CDA, Chambre Départementale d'agriculture de la Guadeloupe, 2007. Référentiel technico-économique, 77 p
- Chappell, M.J., LaValle, L.A., 2011. Food security and biodiversity: can we have both? An agroecological analysis. *Agric. Human Values* 28, 3–26.

- Chen, S., Chen, B., 2012. Network Environ Perspective for Urban Metabolism and Carbon Emissions: A Case Study of Vienna, Austria. *Environ. Sci. Technol.* 46, 4498–4506.
- Chopin, P., 2015. Prototypage de mosaïques de systèmes de culture répondant à des enjeux de développement durable des territoires : application à la Guadeloupe (Doctoral dissertation, Université Antilles Guyane).
- Ciqual, 2013. Composition nutritionnelle des aliments, ANSES. <https://pro.anses.fr/tableciqual/>
- Claessens, L., Antle, J.M., Stoorvogel, J.J., Valdivia, R.O., Thornton, P.K., Herrero, M., 2012. A method for evaluating climate change adaptation strategies for small-scale farmers using survey, experimental and modeled data. *Agricultural Systems* 111, 85–95.
- Cochet, H., 2012. The systeme agraire concept in francophone peasant studies. *Geoforum* 43, 128–136.
- Coquil, X., 2014. Transition des systèmes de polyculture elevate laitiers vers l'autonomie. Une approche par le développement des mondes professionnels. (Doctoral dissertation, ABIES-AgroParisTech), 228 p.
- Coquil X, Beguin P, Dedieu B, 2013. Transitions to self-sufficient mixed crop – dairy farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 29 : 195-205.
- Coquil, X., Fiorelli, J.-L., Mignolet, C., Blouet, A., Foissy, D., Trommenschlager, J.M., Bazard, C., Gaujour, E., Gouttenoire, L., Schrack, D., 2009. Assessing the agro-environmental sustainability of organic mixed-crop dairy systems on the basis of a multivariate approach. *Carrefours de l'Innovation Agronomique* 4, 239–247.
- Coutinho, A. C., Almeida, C., Venturieri, A., Esquerdo, J. C. D. M., & Silva, M., 2013. Uso e cobertura da terra nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal: TerraClass 2008. Brasília: Livros científicos (ALICE), 107.
- Dalgaard, T., Hutchings, N.J., Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 100, 39–51.
- Dalsgaard, J.P.T., Lightfoot, C., Christensen, V., 1995. Towards quantification of ecological sustainability in farming systems analysis. *Ecological Engineering* 4, 181–189.
- Dalsgaard, J.P.T., Oficial, R.T., 1997. A quantitative approach for assessing the productive performance and ecological contributions of smallholder farms. *Agricultural Systems* 55, 503–533.
- Darnhofer, I., 2010. Strategies of family farms to strengthen their resilience. *Environmental Policy and Governance* 20, 212–222.
- Darnhofer, I., Bellon, S., Dedieu, B., Milestad, R., 2010a. Adaptiveness to enhance the sustainability of farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(3), 545-555.
- Darnhofer, I., Fairweather, J., Moller, H., 2010b. Assessing a farm's sustainability: insights from resilience thinking. *International Journal of Agricultural Sustainability* 8, 186–198.
- Dedieu, B., Aubin, J., Duteurtre, G., Alexandre, G., Vayssieres, J., Bommel, P., Faye, B., Mahieu, M., Fanchone, A., Tourrand, J.-F., Ickowicz, A., 2011. Design and evaluation of sustainable livestock farming systems in warm regions. *Inra Prod. Anim.* 24, 113–128.
- Descheemaeker, K., Amede, T., Hailelassie, A., 2010. Improving water productivity in mixed crop–livestock farming systems of sub-Saharan Africa. *Agricultural Water Management* 97, 579–586.
- Desse, M., 2012. Guadeloupe, Martinique, LKP, crise de 2009, crise économique, déclin économique: de crises en crises: la Guadeloupe et la Martinique. *Études caribéennes*, (17).
- Devendra, C., Thomas, D., 2002. Crop–animal interactions in mixed farming systems in Asia. *Agricultural Systems* 71, 27–40.
- Devienne, S. and Wybrecht, B., 2002. Analyser le fonctionnement d'une exploitation. *Mémento de l'agronome*, 345-372
- Doré, T., Makowski, D., Malézieux, E., Munier-Jolain, N., Tchamitchian, M., Tiftonell, P., 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy* 34, 197–210.
- Dufumier, M. 2007. Agriculture comparée et développement agricole. Dans : *Revue Tiers Monde* n°191, 1 – 16.

- Dufumier, M., Bergeret, P. 2002. Analyser la diversité des exploitations agricoles. Mémento de l'agronome, 321-344.
- Dugué, P., Vall, E., Lecomte, P., Klein, H. D., Rollin, D., 2004. Evolution des relations entre l'agriculture et l'élevage dans les savanes d'Afrique de l'Ouest et du Centre. *Oléagineux, corps gras, lipides*, 11(4), 268-276.
- Dumont, B., Fortun-Lamothe, L., Jouven, M., Thomas, M., Tichit, M., 2012. Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7(06), 1028-1043.
- Dumont, B., González-García, E., Thomas, M., Fortun-Lamothe, L., Ducrot, C., Dourmad, J.Y., Tichit, M., 2014. Forty research issues for the redesign of animal production systems in the 21st century. *animal* 8, 1382–1393.
- Eguienta, Y.K., Martin, C., Lecomte, P., Husson, O., Castella, J.-C., 2002. Crop-livestock interactions in northern VietNam: Issues, diversity of farmers' responses, and alternatives for sustainable integration of animals in upland agricultural systems. *Doi Moi in the mountains: land use changes and farmers' livelihood strategies in Bac Kan province, Viet Nam*. Agricultural Publishing House, Hanoi, Vietnam, 221-247.
- Eloy, L., Tonneau, J. P., & Sidersky, P., 2009. Questions foncières et politiques de réforme agraire au Brésil. *Géococonfluences*.
- Erenstein, O., Gerard, B., Tittonell, P., 2015. Biomass use trade-offs in cereal cropping systems in the developing world: Overview. *Agric. Syst.* 134, 1–5.
- Erenstein, O., Thorpe, W., 2009. Crop–livestock interactions along agro-ecological gradients: a meso-level analysis in the Indo-Gangetic Plains, India. *Environment, Development and Sustainability* 12, 669–689.
- Fang, D., Fath, B.D., Chen, B., Scharler, U.M., 2014. Network environ analysis for socio-economic water system. *Ecol. Indic.* 47, 80–88.
- Fath, B.D., 2012. Analyzing Ecological Systems Using Network Analysis. *Ecological Questions* 16, 77–86.
- Fath, B.D., Patten, B.C., 1999. Review of the foundations of network environ analysis. *Ecosystems* 2, 167–179.
- Fath, B.D., Patten, B.C., Choi, J.S., 2001. Complementarity of Ecological Goal Functions. *Journal of Theoretical Biology* 208, 493–506.
- Fath, B.D., Scharler, U.M., Baird, D., 2013. Dependence of network metrics on model aggregation and throughflow calculations: Demonstration using the Sylt-Romo Bight Ecosystem. *Ecol. Model.* 252, 214–219.
- Fath, B.D., Scharler, U.M., Ulanowicz, R.E., Hannon, B., 2007. Ecological network analysis: network construction. *Ecological Modelling* 208, 49–55.
- Faverdin, P., 2015. How to solve the problem of scales to improve the efficiency in livestock production?. In 66. Annual Meeting of the European Federation of Animal Science (EAAP) (Vol. 21). Wageningen Academic Publishers.
- Febles-González, J.M., Tolón-Becerra, A., Lastra-Bravo, X., Acosta-Valdés, X., 2011. Cuban agricultural policy in the last 25 years. From conventional to organic agriculture. *Land Use Policy* 28, 723–735.
- Feller, C., Blanchart, E., Bernoux, M., Lal, R., Manlay, R., 2012. Soil fertility concepts over the past two centuries: the importance attributed to soil organic matter in developed and developing countries. *Arch. Agron. Soil Sci.* 58, S3–S21.
- Ferraton, N., Touzard, I., 2009. Comprendre l'agriculture familiale: diagnostic des systèmes de production. Éditions Quae.
- Finn, J.T., 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal of theoretical Biology* 56, 363–380.
- Finn, J.T., 1978. Cycling index: a general definition for cycling in compartment models. In: Adriano, D.C., Brisbin, I.L. (Eds.), *Environmental Chemistry and Cycling Processes*, DOE Proceedings 45, Conf. 760429. National Technical Information Service, Springfield, VA, pp. 138–165
- Finn, J.T., 1980. Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem. *Ecology* 562–571.

- Francis, C., Lieblein, G., Gliessman, S., Breland, T.A., Creamer, N., Harwood, R., Salomonsson, L., Helenius, J., Rickerl, D., Salvador, R., Wiedenhoef, M., Simmons, S., Allen, P., Altieri, M., Flora, C., Poincelot, R., 2003. Agroecology: The ecology of food systems. *J. Sustain. Agric.* 22, 99–118.
- Frutos, P., Mantecon, A. R., & Giráldez, F. J., 1997. Relationship of body condition score and live weight with body composition in mature Churra ewes. *Animal science*, 64(03), 447-452.
- Fultz, L. M., Moore-Kucera, J., Zobeck, T. M., Acosta-Martínez, V., Wester, D. B., Allen, V. G., 2013. Organic carbon dynamics and soil stability in five semiarid agroecosystems. *Agriculture, ecosystems and environment*, 181, 231-240.
- Funes -Monzote, F., 2008. Farming like we're here to stay: the mixed farming alternative for Cuba. (Doctoral dissertation, Wageningen Universiteit).
- Funes-Monzote, F.R., Bello, R., Alvarez, A., Hernandez, A., Lantinga, E.A., van Keulen, H., 2012. Identifying agroecological mixed farming strategies for local conditions in San Antonio de Los Banos, Cuba. *Int. J. Agric. Sustain.* 10, 208–229.
- Funes-Monzote, F., López-Ridaura, S., Tittonell, P., 2009a. Diversity and efficiency: The elements of ecologically intensive agriculture. *Leisa*, 25(1), 9.
- Funes-Monzote, F.R., Monzote, M., Lantinga, E.A., Keulen, H., 2009b. Conversion of specialised dairy farming systems into sustainable mixed farming systems in Cuba. *Environment, Development and Sustainability* 11, 765–783.
- Gaba, S., Lescourret, F., Boudsocq, S., Enjalbert, J., Hinsinger, P., Journet, E.-P., Navas, M.-L., Wery, J., Louarn, G., Malezieux, E., Pelzer, E., Prudent, M., Ozier-Lafontaine, H., 2015. Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 607–623.
- Garnett, T., Appleby, M.C., Balmford, A., Bateman, I.J., Benton, T.G., Bloomer, P., Burlingame, B., Dawkins, M., Dolan, L., Fraser, D., Herrero, M., Hoffmann, I., Smith, P., Thornton, P.K., Toulmin, C., Vermeulen, S.J., Godfray, H.C.J., 2013. Sustainable Intensification in Agriculture: Premises and Policies. *Science* 341, 33–34.
- Garrett, W. N.; Hinman, N., 1969. Re-Evaluation of the Relationship between Carcass Density and Body Composition of Beef Steers. *Journal of Animal Science*, 28 : 1-5
- Geoffroy, F., 1980. Valeur alimentaire et utilisation de la banane par les ruminants en milieu tropical (Doctoral dissertation, University of Claude Bernard, Lyon, France)
- Giller, K.E., Beare, M.H., Lavelle, P., Izac, A.-M.N., Swift, M.J., 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology, Soil Biodiversity, Agricultural Intensification and Agroecosystem Function* 6, 3–16.
- Giller, K.E., Rowe, E.C., de Ridder, N., van Keulen, H., 2006. Resource use dynamics and interactions in the tropics: Scaling up in space and time. *Agricultural Systems* 88, 8–27.
- Gliessman, S.R., 1990. *Agroecology: researching the ecological basis for sustainable agriculture*. Springer Verlag Series in Ecological Studies 78, New York, USA.
- Gliessman, S.R., 2000. The ecological foundations of agroecosystem sustainability. *Agroecosystem Sustainability-Developing Practical Strategies*, 3–14.
- Gliessman, S.R., 2005. *Agroecology and agroecosystems*. In: Pretty, J. (Ed.), *The earth-scan reader in sustainable agriculture*. Earthscan, London, UK.
- Gliessman, S.R., 2011. Transforming Food Systems to Sustainability with Agroecology. *J. Sustain. Agric.* 35, 823–825.
- Gliessman, S. R., 2015. *Agroecology: the ecology of sustainable food systems*. CRC Press.
- Gliessman, S.R., Tittonell, P., 2015. Agroecology for Food Security and Nutrition. *Agroecol. Sustain. Food Syst.* 39, 131–133.
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science* 327, 812–818.

- Gonzalez-Garcia, E., Gourdine, J.L., Alexandre, G., Archimede, 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.
- Griffon, M., 2006. *Nourrir la planète*. Odile Jacob.
- Groot, J.C.J., Oomen, G.J.M., Rossing, W.A.H., 2012. Multi-objective optimization and design of farming systems. *Agricultural Systems* 110, 63–77.
- Groot, J.C.J., Rossing, W.A.H., Tichit, M., Turpin, N., Jellema, A., Baudry, J., Verburg, P.H., Doyen, L., van de Ven, G.W.J., 2009. On the contribution of modelling to multifunctional agriculture: Learning from comparisons. *J. Environ. Manage.* 90, S147–S160.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408.
- Hannon, B., 1973. The structure of ecosystems. *Journal of theoretical biology* 41, 535–546.
- Harper, C., Jones, N., Marcus, R., 2013. *Research for development: a practical guide*. Sage.
- Hendrickson, J.R., Hanson, J.D., Tanaka, D.L., Sassenrath, G., 2008. Principles of integrated agricultural systems: Introduction to processes and definition. *Renewable Agriculture and Food Systems* 23(04), 265–271.
- 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., Lynam, J., Rao, P.P., Macmillan, S., Gerard, B., McDermott, J., Sere, C., Rosegrant, M., 2010. Smart Investments in Sustainable Food Production: Revisiting Mixed Crop-Livestock Systems. *Science* 327, 822–825.
- Heuzé, V., Tran, G., Archimède, H., 2013. Banana leaves and pseudostems. *Feedipedia.org*. A programme by INRA, CIRAD, AFZ and FAO.
- Heuzé V., Tran G., Archimède H., Lebas F., 2015. Sugarcane tops. *Feedipedia*, a programme by INRA, CIRAD, AFZ and FAO. <http://feedipedia.org/node/558> Last updated on September 16, 2015, 16:36
- Hirata, H., Ulanowicz, R.E., 1984. Information theoretical analysis of ecological networks. *International Journal of Systems Science* 15, 261–270.
- Homann-Kee Tui, S., Valbuena, D., Masikati, P., Descheemaeker, K., Nyamangara, J., Claessens, L., Erenstein, O., van Rooyen, A., Nkomboni, D., 2015. Economic trade-offs of biomass use in crop-livestock systems: Exploring more sustainable options in semi-arid Zimbabwe. *Agricultural Systems, Biomass use trade-offs in cereal cropping systems: Lessons and implications from the developing world* 134, 48–60.
- Hostiou, N., Bonaudo, T., da Veiga, J.B., Ferreira, L., 2004. Agriculture familiale sur les fronts pionniers amazoniens. *Bois et forêts des tropiques*, 280, p. 2.
- Iiyama, M., Kaitibie, S., Kariuki, P., Morimoto, Y., 2007. The status of crop–livestock systems and evolution toward integration. *Ann. Arid Zone* 46, 301–323.
- Ikpe, F.N., Powell, J.M., 2002. Nutrient cycling practices and changes in soil properties in the crop-livestock farming systems of western Niger Republic of West Africa. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62, 37–45.
- van Ittersum, M.K., Cassman, K.G., Grassini, P., Wolf, J., Tittonell, P., Hochman, Z., 2013. Yield gap analysis with local to global relevance—A review. *Field Crop. Res.* 143, 4–17.
- Jannoyer, M.L., Le Bellec, F., Lavigne, C., Achard, R., Malezieux, E., 2011. Choosing cover crops to enhance ecological services in orchards: a multiple criteria and systemic approach applied to tropical areas. *Procedia Environmental Sciences* 9, 104–112.
- Jarrige, R., 1988. *Alimentation des Bovins, Ovins et Caprins*, (No. 636.084 JARa), INRA.
- Jean-Denis, S., Jean-Pierre, D., Mutel, M., Duhaufour, H., Langlais, C., Fernandes, P., Alphonse, M.E., Malezieux, E., 2014. Evolution de la structure d'un système agroforestier en relation avec le cycle de vie familial : cas du jardin de case en Haïti. *Bois et Forêts des Tropiques*, 7–20.
- van Keulen, H., Aarts, H.F.M., Habekotté, B., van der Meer, H.G., Spiertz, J.H.J., 2000. Soil–plant–animal relations in nutrient cycling: the case of dairy farming system “De Marke.” *European Journal of Agronomy* 13, 245–261.

- van Keulen, H., Schiere, H., 2004. Crop-livestock systems: old wine in new bottles, in: *New Directions for a Diverse Planet*. In : Brisbane, Australia: Proceedings of the 4th International Crop Science Congress. 2004.
- Kluthcouski, J., Aidar, H., Stone, L. F., Cobucci, T., 2004. Integração lavoura-pecuária e o manejo de plantas daninhas. *Informações agrônomicas*, (106), 1-20.
- Kones, J.K., Soetaert, K., van Oevelen, D., Owino, J.O., 2009. Are network indices robust indicators of food web functioning? A Monte Carlo approach. *Ecological Modelling* 220, 370–382.
- Kremen, C., Iles, A., Bacon, C., 2012. Diversified Farming Systems: An Agroecological, Systems-based Alternative to Modern Industrial Agriculture. *Ecol. Soc.* 17, 44.
- Krishna, K. R., 2013. *Agroecosystems: soils, climate, crops, nutrient dynamics and productivity*. CRC Press.
- Landais, E., 1996. Typologies d'exploitations agricoles. Nouvelles questions, nouvelles méthodes. Dans : *Économie rurale*. n°236. pp. 3-15.
- Landais, É., Deffontaines, J. P., Benoit, M., 1988. Les pratiques des agriculteurs. Point de vue sur un courant nouveau de la recherche agronomique. *Etudes rurales*, 125-158.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Anglade, J., Garnier, J., 2014. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environmental Research Letters*, 9, 105011.
- Latham, L.G., 2006. Network flow analysis algorithms. *Ecological Modelling* 192, 586–600.
- Latham II, L.G., Scully, E.P., 2002. Quantifying constraint to assess development in ecological networks. *Ecological Modelling* 154, 25–44.
- Lawrence, P.R., Pearson, R.A., 2002. Use of draught animal power on small mixed farms in Asia. *Agricultural systems* 71, 99–110.
- Lê, S., Josse, J., Husson, F. (2008). FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*. 25(1). pp. 1-18.
- Lemaire, G., Franzluebbers, A., Carvalho, P.C. de F., Dedieu, B., 2013. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 4-8.
- Leontief W.W. *The structure of American economy, 1919–1939: an empirical application of equilibrium analysis*. New York, Oxford University Press, 1951.
- Lhoste, P., Milleville, P., 1986. La conduite des animaux: techniques et pratiques d'éleveurs. Méthodes pour la recherche sur les systèmes d'élevage en Afrique intertropicale, Actes de l'Atelier ISRA. Mbour Sénégal, IEMVT/ISRA. Maison-Alfort/Dakar (" Études et Synthèses de l'IEMVT" 20), 247-268.
- Li, F., Bae, M.-J., Kwon, Y.-S., Chung, N., Hwang, S.-J., Park, S.-J., Park, H.-K., Kong, D.S., Park, Y.-S., 2013. Ecological exergy as an indicator of land-use impacts on functional guilds in river ecosystems. *Ecol. Model.* 252, 53–62.
- Li, S., Zhang, Y., Yang, Z., Liu, H., Zhang, J., 2012. Ecological relationship analysis of the urban metabolic system of Beijing, China. *Environ. Pollut.* 170, 169–176.
- Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Souchère, V., Alberola, C., Ménassieu, J., 2009. Agronomy for sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 29, 1–6.
- Lipper, L., Thornton, P., Campbell, B.M., Baedeker, T., Braimoh, A., Bwalya, M., Caron, P., Cattaneo, A., Garrity, D., Henry, K., others, 2014. Climate-smart agriculture for food security. *Nature Climate Change* 4, 1068–1072.
- Liu, G.Y., Yang, Z.F., Chen, B., Zhang, Y., 2011. Ecological network determination of sectoral linkages, utility relations and structural characteristics on urban ecological economic system. *Ecol. Model.* 222, 2825–2834.
- Liu, G.Y., Yang, Z.F., Su, M.R., Chen, B., 2012. The structure, evolution and sustainability of urban socio-economic system. *Ecol. Inform.* 10, 2–9.

- Loiseau, E., Junqua, G., Roux, P., Bellon-Maurel, V., 2012. Environmental assessment of a territory: An overview of existing tools and methods. *J. Environ. Manage.* 112, 213–225.
- Loos, J., Abson, D.J., Chappell, M.J., Hanspach, J., Mikulcak, F., Tichit, M., Fischer, J., 2014. Putting meaning back into “sustainable intensification.” *Front. Ecol. Environ.* 12, 356–361.
- Lurette A., Aubron C., Moulin C.H., 2013. A simple model to assess the sensitivity of grassland dairy systems to scenarios of seasonal biomass production variability. *Computers and Electronics in Agriculture*, 93: 27–36.
- MacArthur, R., 1955. Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability. *Ecology* 36, 533–536.
- Macedo, M.C.M., 2009. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 38(1), 133-146
- Mahieu, M., 2013. Effects of stocking rates on gastrointestinal nematode infection levels in a goat/cattle rotational stocking system. *Veterinary parasitology*, 198(1), 136-144.
- Malezieux, E., 2012. Designing cropping systems from nature. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 15–29.
- Malezieux, E., Crozat, Y., Dupraz, C., Laurans, M., Makowski, D., Ozier-Lafontaine, H., Rapidel, B., de Tournonnet, S., Valantin-Morison, M., 2009. Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 43–62.
- Marely Alvarez-Salas, L., Nayibe Polanco-Echeverry, D., Rios-Osorio, L., 2014. Reflections on the Agroecology Epistemological Aspects. *Cuad. Desarro. Rural* 10, 55–74.
- Marten, G.G., 1988. Productivity, stability, sustainability, equitability and autonomy as properties for agroecosystem assessment. *Agricultural systems* 26, 291–316.
- Mateo, N., Ortiz Rios, R.O., 2013. Resource use efficiency revisited. In *Eco-Efficiency: from vision to reality*, 1-17. Cali, Colombia: International Center for Tropical Agriculture (CIAT).
- Mazoyer, M., Roudart, L., 1987. *Histoire des agricultures du monde: Du néolithique à la crise contemporaine*; Editions du Seuil: Paris.
- McIntire, J., Pingali, P.L., 1992. *Crop-livestock interaction in Sub-Saharan Africa*. World Bank, Washington, D.C.
- Meda, B., Hassouna, M., Forthun-Lamothe, L., 2013. Estimation des flux d'éléments à risque pour l'environnement dans un élevage cynicole: une approche par modélisation. 15ème Journ. Rech. Cunicoles, G. Bolet (Ed), 19-20 nov., Le Mans, France.
- Médiène, S., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.-P., Tournonnet, S., Gosme, M., Bertrand, M., Roger-Estrade, J., Aubertot, J.-N., Rusch, A., Motisi, N., Pelosi, C., Doré, T., 2011. Agroecosystem management and biotic interactions: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 31, 491–514.
- Merton, R.K., 1973. The normative structure of science. In: Storer, N.W. (Ed.), *The Sociology of Science: Theoretical and Empirical Investigations*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 267–278.
- Mezadri, T., Villaño, D., Fernández-Pachón, M. S., García-Parrilla, M. C., & Troncoso, A. M., 2008. Antioxidant compounds and antioxidant activity in acerola (*Malpighia emarginata* DC.) fruits and derivatives. *Journal of Food Composition and analysis*, 21(4), 282-290.
- Milleville, P., 2007. *Une agronomie à l'oeuvre: Pratiques paysannes dans les campagnes du Sud*. Editions Quae.
- de Moraes, A., Carvalho, P.C. de F., Anghinoni, I., Lustosa, S.B.C., Costa, S.E.V.G. de A., Kunrath, T.R., 2013. Integrated crop–livestock systems in the Brazilian subtropics. *European Journal of Agronomy*, 57, 4-9.
- de Moraes, A. de, Carvalho, P.C. de F., Lustosa, S.B.C., Lang, C.R., Deiss, L., 2014. Research on integrated crop-livestock systems in Brazil. *Revista Ciência Agronômica* 45, 1024–1031.
- Moraine, M., 2015. *Conception et évaluation de systèmes de production intégrant culture et élevage à l'échelle du territoire* (Doctoral dissertation).
- Moraine, M., Duru, M., Nicholas, P., Leterme, P., Therond, O., 2014. Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *animal* 8, 1204–1217.

- Moritz, M., 2009. Crop–livestock interactions in agricultural and pastoral systems in West Africa. *Agriculture and Human Values* 27, 119–128.
- Murgue, C., Therond, O., Leenhardt, D., 2015. Towards sustainable water and agricultural land management: participatory design of spatial distributions of cropping systems in a water-deficit basin. *Land Use Pol.* 45.
- Nassauer, J.I., Opdam, P., 2008. Design in science : extending the landscape ecology paradigm. *Landsc. Ecol.* 23,633–644.
- Naudin, K., Bruelle, G., Salgado, P., Penot, E., Scopel, E., Lubbers, M., de Ridder, N., 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, Biomass use trade-offs in cereal cropping systems:Lessons and implications from the developing world* 134, 36–47.
- Nelson, E., Scott, S., Cukier, J., Galán, Á.L., 2008. Institutionalizing agroecology: successes and challenges in Cuba. *Agriculture and Human Values* 26, 233–243.
- Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., ... & Armijo, E., 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, 344(6188), 1118-1123.
- Nowak, B., Nesme, T., David, C., Pellerin, S., 2015. Nutrient recycling in organic farming is related to diversity in farm types at the local level. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 204, 17–26.
- Oberson, A., Bünemann, E. K., Friesen, D. K., Rao, I. M., Smithson, P. C., Turner, B. L., & Frossard, E., 2006. Improving phosphorus fertility in tropical soils through biological intervention. *Biological approaches to sustainable soil*.
- Odum, E.P., 1953. *Fundamentals of Ecology*. Saunders, Philadelphia, p. 384.
- Odum, E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262-270.
- Odum, E. P., 1983. *Basic ecology*. vol. 1. Saunders, Philadelphia, PA, 320.
- Oficial, R. T., 1998. Modeling and analyzing the agroecological performance of farms with ECOPATH (Vol. 1266). WorldFish.
- de Oliveira, T. B., & Genovese, M. I., 2013. Chemical composition of cupuassu (*Theobroma grandiflorum*) and cocoa (*Theobroma cacao*) liquors and their effects on streptozotocin-induced diabetic rats. *Food Research International*, 51(2), 929-935.
- Omer, A., Pascual, U., Russell, N., 2010. A theoretical model of agrobiodiversity as a supporting service for sustainable agricultural intensification. *Ecological Economics* 69, 1926–1933.
- Oosting, S.J., Udo, H.M.J., Viets, T.C., 2014. Development of livestock production in the tropics: farm and farmers' perspectives. *animal* 8, 1238–1248.
- Owoeye, L.G., Pieterse, P.J., Tarawali, S.A., Chikoye, D., Odunzev, A.C., Sangodoyin, D.K., 2007. Scenario analysis on integrated crop-livestock-weed-soil interactions model in the northern Guinea savannah of Nigeria: a case study. *African Crop Science Society*, pp. 189–194.
- Ozier-Lafontaine, H., Boval, M., Alexandre, G., Chave, M., Grandisson, M., 2011. Vers l'émergence de nouveaux systèmes agricoles durables pour la satisfaction des besoins alimentaires aux Antilles-Guyane. <http://www6.inra.fr/ciag/Revue>.
- Paterson, R.T., Joaquin, N., Chamon, K., Palomino, E., 2001. The productivity of small animal species in small-scale mixed farming systems in subtropical Bolivia. *Trop. Anim. Health Prod.* 33, 1–14.
- Patten, B.C., 1995. Network integration of ecological extremal principles: exergy, emergy, power, ascendancy, and indirect effects. *Ecological modelling* 79, 75–84.
- Patten, B.C., Bosserman, R.W., Finn, J.T., Cale, W.G., 1976. Propagation of cause in ecosystems. *Systems analysis and simulation in ecology* 4, 457–579.
- Perrot, C., Caillaud, D., Chambaud, H., 2012. Économies d'échelle et économies de gamme en production laitière. Analyse technico-économique et environnementale des exploitations de polyculture-élevage françaises. *Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*, 33-36.

- Petersen, B., Snapp, S., 2015. What is sustainable intensification? Views from experts. *Land Use Policy* 46, 1–10.
- Peyraud, J.-L., Cellier, P., Dupraz, P., Réchauchère, O., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 68 p.
- Piketty, M. G., Pocard-Chapuis, R., Drigo, I., Coudel, E., Plassin, S., Laurent, F., & Thâles, M., 2015. Multi-level Governance of Land Use Changes in the Brazilian Amazon: Lessons from Paragominas, State of Pará. *Forests*, 6(5), 1516-1536.
- Plummer, R., Armitage, D., 2007. A resilience-based framework for evaluating adaptive co-management: Linking ecology, economics and society in a complex world. *Ecological Economics* 61, 62–74.
- Powell, J.M. 2014. Feed and manure use in low-N-input and high-N-input dairy cattle production systems. *Environmental Research Letters*. 9(11):115004.
- Powell, J.M., Fernández-Rivera, S., Williams, T.O., Renard, C., 1995. Livestock and sustainable nutrient cycling in mixed farming systems of sub-Saharan Africa. Volume II: Technical papers. (Vol. 2). ILRI (aka ILCA and ILRAD). Powell, J.M., Pearson, R.A., Hiernaux, P.H., 2004. Crop–livestock interactions in the West African drylands. *Agronomy Journal* 96, 469–483.
- Preston, T.R., 2009. Environmentally sustainable production of food, feed and fuel from natural resources in the tropics. *Tropical animal health and production* 41, 873–882.
- Ray, S., 2008. Comparative study of virgin and reclaimed islands of Sundarban mangrove ecosystem through network analysis. *Ecological Modelling* 215, 207–216.
- Reay, D.S., Davidson, E.A., Smith, K.A., Smith, P., Melillo, J.M., Dentener, F., Crutzen, P.J., 2012. Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature Climate Change* 2, 410–416.
- Renaudeau, D., Bocage, B., Noblet, J., 2006. Influence of energy intake on protein and lipid deposition in Creole and Large White growing pigs in a humid tropical climate. *Animal Science* 82, 937–945.
- Renaudeau, D., Brochain, J., Giorgi, M., Bocage, B., Hery, M., Crantor, E., Marie-Magdeleine, C., Archimède, H., 2014. Banana meal for feeding pigs: digestive utilization, growth performance and feeding behavior. *animal* 8, 565–571.
- Richardson, E. C., Herd, R. M., Oddy, V. H., Thompson, J. M., Archer, J. A., & Arthur, P. F., 2001. Body composition and implications for heat production of Angus steer progeny of parents selected for and against residual feed intake. *Animal Production Science*, 41(7), 1065-1072.
- Robelin, J., Theriez, M., Arnal, M., & Ferrara, M., 1977. Evolution de la composition chimique de jeunes agneaux mâles jusqu'à l'âge de 16 semaines. *Ann. Zootech*, 26(1), 69-81.
- Robineau, O., 2013. Vivre de l'agriculture dans la ville africaine: une géographie des arrangements entre acteurs à Bobo-Dioulasso, Burkina Faso (Doctoral dissertation, Université Paul Valéry-Montpellier III).
- Rosset, P. M., Machin Sosa, B., Roque Jaime, A. M., & Ávila Lozano, D. R., 2011. The Campesino-to-Campesino agroecology movement of ANAP in Cuba: social process methodology in the construction of sustainable peasant agriculture and food sovereignty. *The Journal of peasant studies*, 38(1), 161-191.
- Ruddle, K., 1982. Traditional integrated farming systems and rural development: the example of ricefield fisheries in Southeast Asia. *Agricultural Administration* 10, 1–11.
- Rufino, M.C., Hengsdijk, H., Verhagen, A., 2009a. Analysing integration and diversity in agro-ecosystems by using indicators of network analysis. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 84, 229–247.
- 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., Tittonell, 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.
- Rufino, M.C., Tittonell, P., Reidsma, P., Lopez-Ridaura, S., Hengsdijk, H., Giller, K.E., Verhagen, A., 2009b. Network analysis of N flows and food self-sufficiency—a comparative study of crop-livestock systems of the highlands of East and southern Africa. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 85, 169–186.

- Russelle, M.P., Entz, M.H., Franzluebbbers, A.J., 2007. Reconsidering integrated crop–livestock systems in North America. *Agronomy Journal* 99, 325–334.
- Rutledge, R.W., Basore, B.L., Mulholland, R.J., 1976. Ecological stability: an information theory viewpoint. *Journal of Theoretical Biology* 57, 355–371.
- Ryschawy, J., Choisis, N., Choisis, J.P., Joannon, A., Gibon, A., 2012. Mixed crop-livestock systems: an economic and environmental-friendly way of farming? *animal* 6, 1722–1730.
- Ryschawy, J., Joannon, A., Choisis, J. P., Gibon, A., & Le Gal, P. Y., 2014a. Participative assessment of innovative technical scenarios for enhancing sustainability of French mixed crop-livestock farms. *Agricultural Systems*, 129, 1-8.
- Ryschawy, J., Joannon, A., Gibon, A., 2014b. L'exploitation de polyculture-élevage : définitions et questions de recherche. *Une revue. Cahiers Agricultures* 23, 346–356.
- Sabatier, R., Oates, L.G., Brink, G.E., Bleier, J., Jackson, R.D., 2015. Grazing in an uncertain environment: modeling the trade-off between production and robustness. *Agronomy Journal* 107, 257–264.
- Sanson, D. W., West, T. R., Tatman, W. R., Riley, M. L., Judkins, M. B., & Moss, G. E., 1993. Relationship of body composition of mature ewes with condition score and body weight. *Journal of Animal Science*, 71(5), 1112-1116.
- de Sardan, O. J. P., 2003. L'enquête socio-anthropologique de terrain: synthèse méthodologique et recommandations à usage des étudiants. *Études et Travaux*, 13. Lasdel, Niamey, Niger.
- Sauvant, D., Tran, G., Heuzé, V., Bastianelli, D., Archimède, H. (2013). *Feedipedia : une encyclopédie mondiale des ressources alimentaires pour les animaux d'élevage*. Presented at 5. Journées d'Animation Scientifique du département Phase (JAS Phase 2013), Paris, France.
- 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. *Ecol. Model.* 247, 144–156.
- Schiere, J.B., Ibrahim, M.N.M., van Keulen, H., 2002. The role of livestock for sustainability in mixed farming: criteria and scenario studies under varying resource allocation. *Agric. Ecosyst. Environ.* 90, 139–153.
- Schiere J.B., Kater L 2001. Mixed crop-livestock farming: a review of traditional technologies based on literature and field experiences. In *FAO Animal production and health paper 152*. FAO, Rome, Italy.
- Schiesari, L., Waichman, A., Brock, T., Adams, C., Grillitsch, B., 2013. Pesticide use and biodiversity conservation in the Amazonian agricultural frontier. *Phil. Trans. R. Soc. B* 368, 20120378.
- Sebillotte, M., 1990. Système de culture, un concept opératoire pour les agronomes. In: L. Combe, D. Picard , *Les systemes de culture* (p. 165-196). Un Point sur... Paris, France.
- Semjen, I., 2015. Les pratiques d'intégration agriculture-élevage au sein des exploitations guadeloupéennes, mémoire de fin d'études, ISTOM, 123 p.
- Sempore, A. W., Andrieu, N., Le Gal, P. Y., Nacro, H. B., & Sedogo, M. P., 2016. Supporting better crop-livestock integration on small-scale West African farms: a simulation-based approach. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40(1), 3-23.
- Séré, C., Steinfeld, H., 1996. World livestock production systems-Current status. *Issues and Trends In Consultation on Global Agenda for Livestock Research, Nairobi (Kenya)*, 18-20 Jan 1995. ILRI.
- Sierra, J., Desfontaines, L., Faverial, J., Loranger-Merciris, G., Boval, M., 2013. Composting and vermicomposting of cattle manure and green wastes under tropical conditions: carbon and nutrient balances and end-product quality. *Soil Res.* 51, 142–151.
- Silva, S. R., Gomes, M. J., Dias-da-Silva, A., Gil, L. F., & Azevedo, J. M. T. D., 2005. Estimation in vivo of the body and carcass chemical composition of growing lambs by real-time ultrasonography. *Journal of animal science*, 83(2), 350-357.
- Smith, J., Pearce, B.D., Wolfe, M.S., 2012. A European perspective for developing modern multifunctional agroforestry systems for sustainable intensification. *Renewable Agriculture and Food Systems* 27, 323–332.

- Sneessens I., Benoit M., Brunschwig G., 2014. Un cadre d'analyse pour évaluer les gains d'efficacité permis par les interactions culture-élevage : une typologie des systèmes de polyculture-élevage couplée à une quantification de l'intégration, *Innovations Agronomiques* 39, 125-137
- Sneessens I., Veysset P., Benoit M., Lamadon A., Brunschwig G., 2015. Crop-Livestock integration and diversification to enhance farming system sustainability. Book of Abstract of the 66th Annual Meeting of the European Federation of Animal Science, n° 21: 206
- Spedding, C., 2012. An introduction to agricultural systems. Springer Science & Business Media
- Stark F., Alexandre R., Diman J.L., Alexandre G., 2010a. A participatory approach in agricultural development: A case study of a Research-Education-Development project to optimize mixed farming systems in Guadeloupe (FWI), Congrès SAPT, Gosier, Guadeloupe, November 2010.
- Stark, F., Alexandre, R., Diman, C., Fanchone, A., Alexandre, G. et Diman, J.L., 2010b. Intégration au sein des systèmes de type polyculture élevage en Guadeloupe : première caractérisation, 3R La Vilette, Paris, 2010.
- Stark, F., Archimède, H., Moulin, C.H., 2013. ¿Cómo considerar la integración agricultura-ganadería en sistemas mixtos? una revisión, 4ème Congreso Producción Animal Tropical, Noviembre 2013, La Havana, Cuba.
- Stark F., Diman J.L., Fanchone A., Alexandre R., Alexandre G., Archimède H., 2012. Characterization of mixed farming systems and crop-livestock integration in Guadeloupe (French West Indies), II International Symposium on Integrated Crop-Livestock Systems, Porto Alegre, Brazil, November 2012.
- Stark, F., Fanchone, A., 2014. Le concept d'intégration au cœur de la conception d'un pilote en polyculture - élevage adapté aux exploitations agricoles de Guadeloupe, *Innovations Agronomiques* 39, 2014, 113-124.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., De Haan, C., 2006. Livestock's long shadow. FAO Rome.
- Sumberg, J., 2003. Toward a dis-aggregated view of crop-livestock integration in Western Africa. *Land Use Policy* 20, 253-264.
- Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics* 64, 245-252.
- Szyrmer, J., Ulanowicz, R.E., 1987. Total flows in ecosystems. *Ecological Modelling* 35, 123-136.
- Tassin, J., 2012. Is an agrosystem an ecosystem? *Cahiers Agricultures* 21, 57-63.
- Tellarini, V., Caporali, F., 2000. An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: an application of indicators to farms in central Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 77, 111-123.
- Ten Napel, J., Van der Veen, A.A., Oosting, S.J., Koerkamp, P.G., 2011. A conceptual approach to design livestock production systems for robustness to enhance sustainability. *Livestock Science* 139, 150-160.
- Thirion, M.C., Bosc, P.M., Bélières, J.F., Bonnal, P., Losch, B., Marzin, J., Sourisseau, J.M., n.d. Les agricultures familiales du monde: définitions, contributions, et politiques publiques. (Eds.) Agence française de développement.
- Thornton, P.K., Herrero, M., 2001. Integrated crop-livestock simulation models for scenario analysis and impact assessment. *Agricultural Systems* 70, 581-602.
- Tichit, M., Puillet, L., Sabatier, R., Teillard, F., 2011. Multicriteria performance and sustainability in livestock farming systems: Functional diversity matters. *Livestock Science* 139, 161-171.
- Tiffen, M., 2001. Population pressure, migration and urbanization: Impacts on crop-livestock systems development in West Africa, in: *Sustainable Crop-Livestock Production for Improved Livelihoods and Natural Resource Management in West Africa. Proceedings of an International Conference Held at the International Institute of Tropical Agriculture (IITA), Ibadan, Nigeria.* pp. 3-27.
- Tiffen, M., 2006. Urbanization: Impacts on the evolution of "mixed farming" systems in sub-Saharan Africa. *Exp. Agric.* 42, 259-287.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671-677.

- Timmermann, C., Felix, G.F., 2015. Agroecology as a vehicle for contributive justice. *Agric. Human Values* 32, 523–538.
- Tipraqsa, P., Craswell, E.T., Noble, A.D., Schmidt-Vogt, D., 2007. Resource integration for multiple benefits: Multifunctionality of integrated farming systems in Northeast Thailand. *Agricultural Systems* 94, 694–703.
- Tischler W., 1965. *Agrarökologie*. Gustav Fischer Verlag, Jena, Germany, 499 p.
- Tissier, M., Theriez, M., Purroy, A., Bocquier, F., Brelurut, A., Leroux, J., Brun, J. P., 1983. Estimation in vivo de la composition corporelle de la brebis par la mesure de l'espace de diffusion de l'eau lourde. *Reproduction Nutrition Développement*, 23(4), 693-707.
- Tittonell, P., 2014. Ecological intensification of agriculture - sustainable by nature. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 8, 53–61.
- Tittonell, P., Gerard, B., Erenstein, O., 2015. Tradeoffs around crop residue biomass in smallholder crop-livestock systems - What's next? *Agric. Syst.* 134, 119–128.
- 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.
- Tixier, P., Duyck, P.-F., Cote, F.-X., Caron-Lormier, G., Malezieux, E., 2013. Food web-based simulation for agroecology. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 663–670. from the Third Workshop on Ecological Network Analysis, University of Georgia, Athens, GA, USA, April 2008 220, 3233–3240. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.08.002
- Townsend, C.R., Costa, N. de L., Godinho, V., Pereira, R. de A., Utumi, M.M., 2011. Crop-livestock integration system in Brazilian Amazon. *PubVet* 5(2).
- Udo, H.M.J., Aklilu, H.A., Phong, L.T., Bosma, R.H., Budisatria, I.G.S., Patil, B.R., Samdup, T., Bebe, B.O., 2011. Impact of intensification of different types of livestock production in smallholder crop-livestock systems. *Livestock Science* 139, 22–29.
- Ulanowicz, R.E., 1980. An hypothesis on the development of natural communities. *Journal of theoretical Biology* 85, 223–245.
- Ulanowicz, R.E., 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Springer Science & Business Media.
- Ulanowicz, R.E., 1997. *Ecology, the ascendent perspective: Robert E. Ulanowicz*. Columbia University Press
- Ulanowicz, R.E., 2004. Quantitative methods for ecological network analysis. *Computational Biology and Chemistry* 28, 321–339.
- Ulanowicz, R.E., Goerner, S.J., Lietaer, B., Gomez, R., 2009. Quantifying sustainability: Resilience, efficiency and the return of information theory. *Ecol. Complex.* 6, 27–36.
- Ulanowicz, R.E., Norden, J.S., 1990. Symmetrical overhead in flow networks. *International Journal of Systems Science* 21, 429–437.
- Valbuena, D., Tui, S.H.-K., Erenstein, O., Teufel, N., Duncan, A., Abdoulaye, T., Swain, B., Mekonnen, K., Germaine, I., Gérard, B., 2015. Identifying determinants, pressures and trade-offs of crop residue use in mixed smallholder farms in Sub-Saharan Africa and South Asia. *Agricultural Systems*, 134, 107–118.
- Vall, É., Dugué, P., Blanchard, M., 2006. Le tissage des relations agriculture-élevage au fil du coton. *Cahiers Agricultures* 15, 72–79.
- Vayssieres, J., Bocquier, F., Lecomte, P., 2009. GAMEDE: A global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises. Part II - Interactive simulation of various management strategies with diverse stakeholders. *Agric. Syst.* 101, 139–151.
- Vaz, V., de Carvalho, S. A., Barbosa, T., Thales, M. C., Mourão, M., Ciadella, N., ... & Tourrand, J. F., 2012. A pecuária na agenda ambiental da Amazônia brasileira: Percepções e representações dos atores locais. *Dossiê* 3, 64.
- Vigne, M., Vayssieres, J., Lecomte, P., Peyraud, J.-L., 2013. Pluri-energy analysis of livestock systems - A comparison of dairy systems in different territories. *J. Environ. Manage.* 126, 44–54.

- Villette, Y., Theriez, M., Brun, J. P., & Leroux, J., 1981. Influence du poids à la naissance sur les performances d'agneaux de boucherie. II.-Composition corporelle et chimique d'agneaux abattus au même poids. In *Annales de zootechnie*, n° 30- 2, 169-182.
- Walker, B., Gunderson, L., Kinzig, A., Folke, C., Carpenter, S., Schultz, L., 2006. A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in social-ecological systems. *Ecology and society* 11, 13.
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., & Kinzig, A., 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and society*, 9(2), 5.
- Watson, C. a., Öborn, I., Eriksen, J., Edwards, A. c., 2005. Perspectives on nutrient management in mixed farming systems. *Soil Use and Management* 21, 132–140.
- Wezel, A., Bellon, S., Dore, T., Francis, C., Vallod, D., David, C., 2009. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29(4), 503-515.
- Wezel, A., Casagrande, M., Celette, F., Vian, J.-F., Ferrer, A., Peigne, J., 2014. Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 1–20.
- Wilkins RJ, 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363 : 517-25.
- Wright, I.A., Tarawali, S., Blümmel, M., Gerard, B., Teufel, N., Herrero, M., 2012. Integrating crops and livestock in subtropical agricultural systems. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 92, 1010–1015.
- Xande, X., Despois, E., Giorgi, M., Gourdinegi, J.L., Archimedee, H., Renaudeau, D., 2009. Influence of Sugar Cane Diets and a High Fibre Commercial Diet on Growth and Carcass Performance in Local Caribbean Pigs. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 22, 90–98.
- Yan, T., Mayne, C. S., Patterson, D. C., & Agnew, R. E., 2009. Prediction of body weight and empty body composition using body size measurements in lactating dairy cows. *Livestock Science*, 124(1), 233-241.
- Zahm, F., Viaux, P., Girardin, P., Vilain, L., Mouchet, C., Environnement, F., 2007. Farm Sustainability Assessment using the IDEA Method From the concept of farm sustainability to case studies on French farms. In : *Sustainable agriculture. From common principles to common practice. Proceedings from the international forum on assessing sustainability in agriculture (INFASA)*, march 16, 2006, Bern, Switzerland, 77-110.
- Zébus, M.-F., Alexandre, G., Diman, J.-L., Despois, É., Xandé, A., 2004. Activités informelles, normalisation et développement L'élevage porcin en Guadeloupe. *Cahiers Agricultures* 13, 263–270.
- Zhang, Y., Liu, H., Li, Y., Yang, Z., Li, S., Yang, N., 2012. Ecological network analysis of China's societal metabolism. *Journal of Environmental Management* 93, 254–263.
- Zhang, Y., Yang, Z., Fath, B.D., Li, S., 2010. Ecological network analysis of an urban energy metabolic system: Model development, and a case study of four Chinese cities. *Ecological Modelling* 221, 1865–1879.
- Zhifeng, Y., Yan, Z., Shengsheng, L., Hong, L., Hongmei, Z., Jinyun, Z., Meirong, S., Gengyuan, L., 2014. Characterizing urban metabolic systems with an ecological hierarchy method, Beijing, China. *Landsc. Urban Plan.* 121, 19–33.

Annexes

Annexe 1: Guide d'entretien

1. Cellule familiale

Objectifs : Eléments relatifs aux besoins de la famille, à ses ressources et à la place de l'agriculture au sein de son système d'activité, dans une dimension historique pour apprécier la « stabilité » du système au moment des enquêtes.

Cellule familiale	Composition : nombre d'actifs, nombre d'enfants, Age exploitant
	MOE Familiale : activités agricole, qui, part du temps
	Autres activités : part activités agricoles/autres activités, personnes concernées
	Atout/Contrainte : disponibilité/besoins, revenus

Historique exploitation	Socioéconomique : Vie familiale, Main d'œuvre, Environnement, Contraintes
	Système de production : Surface, Bâti, Matériel, Productions
	Atout/Contrainte : Expansion, diminution activité

2. Environnement de l'exploitation

Objectifs : Eléments relatifs aux conditions de production, au niveau des ressources naturelles mais aussi du contexte socioéconomique plus ou moins propice au développement de l'agriculture.

Conditions pédoclimatiques et localisation	Zone géographique : Accès, zone rurale, transport, dispersion foncier
	Surface : mécanisable, irrigable
	Sol : Type, érosion, pollution, risque inondation, fertilité, autres, topographie
	Pluviométrie
	Atout/Contrainte : Ressources naturelles/accès / conditions production

Environnement socioéconomique	Encadrement : scientifique, technique, formation, conseil
	Commercialisation : marchés locaux, vente directe, coopérative, collecte
	Organisations professionnelles : instituts techniques, producteurs
	Atout/Contrainte : représentativité agriculteurs, innovation, vente, accès

3. Accès aux facteurs de production

Objectifs : Ressources dont dispose la cellule familiale pour conduire son système de production et identifier les facteurs les plus limitant par rapport au système mis en œuvre.

Main d'œuvre	Quantité de main d'œuvre
	Type de main d'œuvre : Salariée, familiale, gratuite
	Fréquence : permanente, saisonnière, occasionnelle
	Atout/contrainte : familiale, entrepreneuriale, limitante

Bâtiment	Hangar, clôture, serres, abattoir
	Finalité : transformation, contention, stabulation, stockage
	Qualité : spécialisé, récupération
	Atout/contrainte : investissement important, facteur limitant

Matériel agricole	Type : Tracteur, motoculteur, irrigation, traitement, broyage
	Finalité : préparation sol, semer, irriguer, récolter, traiter, traire
	Qualité : Spécialisé, polyvalent, vieillissant
	Atout/contrainte : investissement important, facteur limitant

4. Systèmes de production :

Objectifs : Avoir un premier aperçu de « l'architecture » du système de production (diversité, mixité agriculture-élevage) puis déterminer les types de conduite dominant en fonction des productions, et des ressources disponibles (plus ou moins intensive sur certains facteurs de production) ; Identifier les pratiques d'intégration (flux de matière et d'énergie) entre les productions animales et végétales et place de ces pratiques par rapport aux objectifs de production.

Assolement général	Surface : totale, exploitée, exploitable
	Productions végétales : cultures pérennes, annuelles, exportation, vivrière
	Forêt : type, productions, bois, autres
	Pâturage : prairie permanente, entretien, friche
	Productions animales : types, modes de conduite, naisseur-engraisseur
	Atout/contrainte : surface, modes de conduite, diversité productions

Productions végétales	Espèces implantées: Type, densité, implantation, critères de choix
	Assolement : Surface/culture (ha), Localisation et taille parcelles (ha)
	Rotations, successions culturales : Rotations pratiquées, Choix tête rotation Logique agronomique
	Monoculture ou association : Cultures associée, proportions, logique
	Préparation sol : travail simplifié, labour, manuel, mécanique
	Gestion fertilité : engrais, fumier, compost, période d'implantation, limitant
	Gestion irrigation : période implantation, irrigation, type matériel, origine eau
	Pression parasitaire : type, lutte chimique, biologique, mécanique, préventif, curatif, manuel, mécanique
	Récolte : manuel, mécanique, pertes, rendement
	Opérations post-récolte : Transformation à la ferme, stockage, conditionnement, transport
	Gestion résidus de culture : type, manutention, quantité, transformation matériel, main d'œuvre
	Destinations: Autoconsommation, vente, type de vente, transport, variation prix
	Atout/contraintes: Goulets d'étranglement / ss-emploi des ressources: Pointes de travail, marge manœuvre, pression (irrigation fertilité, trésorerie), autres limites
	Logique globale: «pivot », secondaire, quels critères, stabilité revenu, accumulation capital, source de revenu épargne, mise en valeur de terres; création de valeur ajoutée

Productions animales	Espèces : espèce, race, attention portée/sélection, critères recherchés
	Type atelier : naisseur, engraisseur, reproducteur
	Mode de conduite et chargement : Stabulation, pâturage, loge, bande
	Conduite reproduction : Insémination artificielle, monte naturelle, sélection, achats
	Pression parasitaire : Gravité (% pertes), fréquence, mode(s) de lutte
	Alimentation: Origine des ressources fourragère, calendrier alimentation, concentrés, transport et distribution fourrages, utilisation résidus récolte, besoins animaux ?
	Matériels et bâtiments : Clôture, Petit matériel, Type bâtiment, adapté, limitant
	Évolution effectifs: disponibilités fourragères, trésorerie, opportunités marché
	Gestion des effluents d'élevage: Stockage, compostage, curage, transport, épandage, main d'œuvre, matériel
	Opérations post-abattage : Transformation, Stockage, Conditionnement, Transport
	Destinations produits : Autoconsommation (%), Vente (%), Type de produits, quantité, raison (poids, besoin), destinataire, variations prix
	Atouts/Contraintes : Pointes travail, astreinte, marge manœuvre, saisonnalité ressources alimentaires, prophylaxie, disponibilité terre/matériel, trésorerie
	Logique globale: «pivot », secondaire, quels critères, stabilité revenu, accumulation capital, source de revenu épargne, mise en valeur de terres; création de VA valeur ajoutée

Annexe 2: Coefficients de conversion et estimation de la teneur en azote

1. Composition des animaux en azote suivant l'espèce et le stade physiologique

Espèces	Stade	Taux de protéine (gr/Kg PV)	Taux N (gr/Kg de PV)	
Bovin	Jeune bovin	150	24	Moyenne issue de (Richardson <i>et al.</i> , 2001; Alhassan <i>et al.</i> , 1975; Alhassan <i>et al.</i> , 1975; Garret et Hinman, 1969)
Bovin	Bovin adulte	137.5	22	Moyenne issue de (Yan <i>et al.</i> , 2009; Andrew <i>et al.</i> , 1995; Agnew <i>et al.</i> , 2005)
Porcin	Engraissement	135-153	21,6-24,5	Renaudeau <i>et al.</i> , 2006
Volaille	Volaille	228	36.48	http://www.fao.org/docrep/010/ai407e/ai407e03.htm
Volaille	Oeufs	121	19.36	http://www.fao.org/docrep/010/ai407e/ai407e03.htm
Lapin	Engraissement	181-194	29-31	Meda <i>et al.</i> , 2013
Ovin	Agneau	143.75	23	Moyenne issue de (Robelin <i>et al.</i> , 1977; Vilette <i>et al.</i> , 1981; Silva <i>et al.</i> , 2005)
Ovin	Brebis	125	20	Moyenne issue de (Sanson <i>et al.</i> , 1993; Tissier <i>et al.</i> , 1983; Frutos <i>et al.</i> , 1997)

2. Emissions d'azote liées aux déjections animales (Adapté de Peyraud *et al.*, 2012)

Espèce	Mode de conduite	Emission bâtiment			Emission stockage			Emission Application			Emission sol			Total Emission
		En % N / Kg N excrété			En % N / Kg N excrété			En % N / Kg N excrété			En % N / Kg N excrété			En % N / Kg N excrété
		NH ₃	N ₂	N ₂ O	NH ₃	N ₂	N ₂ O	NH ₃	N ₂	N ₂ O	NH ₃	N ₂ O	N ₂	N
Bovin	Paturage	-	-	-	-	-	-	6.5	-	-	-	2.6	?	9.1
Bovin	Fumier	10.8	0.8	0.2	8.3	1.4	0.3	8.3	-	-	-	0.7	?	30.8
Bovin	Lisier	16.9	0.8	0.2	2.9	-	-	15.4	-	-	-	0.5	?	36.8
Porc	Fumier	23.9	47.3	9.5	1.9	0.3	0.1	1.9	-	-	-	0.2	?	85.0
Porc	Lisier	17.0	0.5	0.1	2.9	-	-	15.5	-	-	-	0.7	?	36.6
Volaille	Fumier/ fiente	21.0	6.0	1.2	6.5	0.7	0.1	6.5	-	-	-	0.5	?	42.5
Lapin	Fumier	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	43.0

		Matières sèche (%)	Azote (Kg N / tonne de produit brut)
Bovin	Fumier	20.5	5
Bovin	Lisier	9.2	3.4
Porcin	Fumier	23.5	7.5
Porcin	Lisier	5.6	4.7
Volaille	Fiente	25	15
Volaille	Fumier	55	25
Lapin	Fumier	9,58-26,67	3,52-7,75

3. Composition en azote des productions végétales

Produit	Type	DM (% FM)	CP (% de MS)	Taux Azote (N/Kg)	Référence
Ananas	Pineapple leaves	20.6	9.1	16.0	feedipedia
Ananas	Pineapple mill juice	11.0	2,5-4	16.0	feedipedia
Banane	Banane fruit mure	20.0	5.0	16.0	Geoffoy, 1980
Banane	Stipes	10.0	3.5	16.0	Geoffoy, 1980
Banane	Feuilles + stipes	11.5	7.3	16.0	Geoffoy, 1980
Canne	Amarre	27-32	4-7	16.0	Archimède <i>et al.</i> , 2011
Canne	Tige	30-32	1,5-2	16.0	Archimède <i>et al.</i> , 2011
Canne	Bagasse	60.0	3.0	16.0	Archimède <i>et al.</i> , 2011
Canne	Mélasses	74.0	4.5	16.0	Archimède <i>et al.</i> , 2011
Giraumon	Pumpkin, fruits, fresh	7.6	14.5	16.0	feedipedia
Giraumon	Pumpkin , crop by-product, fresh	14.0	19.8	16.0	feedipedia
Igname	White yam (Dioscorea rotundata), tuber, fresh	26.2	5.9	16.0	feedipedia
Igname	White yam (Dioscorea rotundata), tuber, fresh	26.2	5.9	16.0	feedipedia
Patate douce	Sweet potato tubers, fresh	30.0	5.5	16.0	feedipedia
Patate douce	Sweet potato, aerial part, fresh	13.0	16.5	16.0	feedipedia
Aubergine	Légume	10.3	0,83 (FM)	16.0	Ciqual, 2013
Concombre	Légume	3.0	0,59 (FM)	16.0	Ciqual, 2013
Courgette	Légume	5.9	1,34 (FM)	16.0	Ciqual, 2013
Pois canne	Cowpea seeds	89.8	24.9	16.0	feedipedia
Laitue	Légume	4.2	1,34 (FM)	16.0	Ciqual, 2013
Maracuja	Légume	27.1	2,2 (FM)	16.0	Ciqual, 2013
Pastèque	Légume	8.9	0,603 (FM)	16.0	Ciqual, 2013
Tomate	Légume	5.5	0,8 (FM)	16.0	Ciqual, 2013
Fourrage	Congo grass (Brachiaria ruziziensis), aerial part, fresh	89.2	4.70	16.0	feedipedia
Fourrage	Prairie Nat Gwada		10.20	16.0	feedipedia
Fourrage	Congo grass (Brachiaria ruziziensis), aerial part, fresh	25.1	9.00	16.0	feedipedia
Mangue	Fruit	16.9	0,7 (FM)	16.0	Ciqual, 2013
Fruit à pain	Breadfruit tree (Artocarpus altilis), fruits fibre and skins	13.4	6.50	16.0	feedipedia
Choux	-	8.5	1,25 (FM)	16.0	feedipedia

Mais	Maize grain, Central and South America	86.70	9	16.0	feedipedia
Groseille	Fruit	16.3	11.50	16.0	feedipedia
Citron	Fruit	21.5	6.10	16.0	feedipedia
Coco	Coconut, copra, fresh	50.7	9	16.0	feedipedia
Gombo	Okra (Abelmoschus esculentus)	87.5	15	16.0	feedipedia
Cives	-	9.8	2,3 (FM)	16.0	Ciqua, 2013
Papaye	Papaya fruit	8.2	11	16.0	feedipedia
Pois bois	Cajan pea (Cajanus cajan), seeds	89.5	23	16.0	feedipedia
Fourrage	Gliricidia leaves, fresh	25.3	22.3	16.0	feedipedia
Fourrage	Prairie Nat Cuba	32.70	6.20	16.0	Indio Hatuey
Fourrage	Morera	27.20	22.90	16.0	feedipedia
Fourrage	Moginga		8.10	16.0	feedipedia
Fourrage	Glyciridia		24.10	16.0	feedipedia
Fourrage	Titonia	16.73	18.80	16.0	feedipedia
Col	Légume	-	1	16.0	Ciqua, 2013
Pimiento	Légume	-	1	16.0	Ciqua, 2013
Remolacha	Légume	-	2	16.0	Ciqua, 2013
Frihol	Pois	-	22	16.0	feedipedia
Garbanzo	Légume	-	9	16.0	Ciqua, 2013
Goyave	Fruit	-	3	16.0	Ciqua, 2013
Mango	Fruit	-	1	16.0	Ciqua, 2013
Coco	Fruit	-	2	16.0	feedipedia
Avocate	Fruit	-	2	16.0	Ciqua, 2013
Maney	Fruit	-	2	16.0	Ciqua, 2013
Café	-	-	15	16.0	Ciqua, 2013
Chirimoya	Fruit	-	1	16.0	Ciqua, 2013
Guarapo	Fruit	-	1	16.0	Ciqua, 2013
Canne	Bagasilla	62	11	16.0	feedipedia
Fourrage	Ensilage KG	20.50	6.30	16.0	feedipedia
Canne	Ensilage Cana	26.80	6.50	16.0	feedipedia
Yuca	Tubercule	31.50	2.70	16.0	feedipedia
Ajo	Ail	-	7	16.0	Ciqua, 2013
Fourrage	SylvoPasto	31	20.50	16.0	Indio Hatuey

Fourrage	Bonato	10	20	16.0	feedipedia
Yuca	Yoghurt	31.50	2.70	16.0	feedipedia
Cana	Miel	81.20	3.70	16.0	feedipedia
Ajonjoli	Sésame	-	17	16.0	Ciqual, 2013
Fourrage	King grass	22.60	5.60	16.0	feedipedia
Arroz	Riz	87	9.50	16.0	feedipedia
Pepino	-	-	1	16.0	Ciqual, 2013
Zanahoria	-	-	2	16.0	Ciqual, 2013
Acerola	-		0.21-0.8 (FM)	16	Mezadri <i>et al.</i> , 2008
Monbaça	-	23	11.20	16	-
Açaí	-	32	8.10	16	-
Cupuaçu	Pulp		1.2 (FM)		de Oliveira et Genovese, 2013
Résidus manioc	cassava pomace	13	1.70	16	feedipedia
Feuille mais	Dried	93	3.70	16	feedipedia
Wheat bran	-	87	17.30	16	feedipedia
Soybean hulls	-	89	13.20	16	feedipedia
Poivre	-	-	10.95	16	Ciqual, 2013

Annexe 3: Traitement des données

Etapas de modélisation d'une exploitation enquêtée (G6).

1. Listing de l'ensemble des opérations techniques et des flux de matière associés

	Opération technique		Flux de matière				Quantité brute		Quantité totale	
	Type	Fréquence	Détail flux	Type flux	Entrée	Sortie	Valeur	Unité	Valeur	Unité
Global	Carburant	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Ban	Plantation	1 fois/an	Plant banane	Inflow	Distributeur	H_Ban	0.5	Kg/pieds	15.0	Kg/an
H_Ban	Récolte	toute l'année	Régime banane	Outflow	H_Ban	Cellule familiale	137.5	Kg/parcelle	137.5	Kg/an
H_Ban	Récolte	toute l'année	Régime banane	Outflow	H_Ban	Marché	825	Kg/parcelle	825.0	Kg/an
H_Ban	Entretien	toute l'année	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Bov	Reproduction	Tous les 2 ans	Taureau Rnvt	Inflow	Particulier	H_Bov	231	KgPV	115.5	Kg/an
H_Bov	Vente	Tous les 2 ans	Taureau réforme	Outflow	H_Bov	Coopérative	550	Kg/carcasse	275.0	Kg/an
H_Bov	Alimentation	Pendant 4 mois	Bovin croissance	Inflow	Distributeur	H_Bov	100	Kg/mois	400.0	Kg/an
H_Bov	Vente	Tous les 3-6 ans	Vache réforme	Outflow	H_Bov	Coopérative	550	KgPV	1,588.9	Kg/an
H_Bov	Vente	11 par an	Veaux	Outflow	H_Bov	Coopérative	429.6875	KgPV	4,726.6	Kg/an
H_Bov	Alimentation	toute l'année	Paturage	Throughflow	H_Pat	H_Bov	62,9	g/Kg PV	119,384.2	Kg/an
H_Bov	Soin Vétérinaire	toute l'année	Butox	Inflow	Coopérative	H_Bov	2	L/an	2.0	L/an
H_Bov	Soin Vétérinaire	toute l'année	Taktic	Inflow	Coopérative	H_Bov	2	L/an	2.0	L/an
H_Bov	Soin Vétérinaire	toute l'année	Beticol	Inflow	Coopérative	H_Bov	2	L/an	2.0	L/an
H_Can	Plantation	1 fois/cycle de 6 ans	Plant canne	Self-flow	H_Can	H_Can	8000	Kg/ha	11,733.3	Kg/an
H_Can	Récolte	Tous les ans	9,5 de richesse	Outflow	H_Can	Usine	86000	t/ha	756,800.0	Kg/an
H_Can	Ferilisation	Tous les ans	19-9-28	Inflow	Coopérative	H_Can	800	Kg/ha	7,040.0	Kg/an
H_Can	Récolte	Tous les ans	UDCAG	-	-	-	-	-	-	-
H_Can	Recourage canne	1 fois/cycle de 6 ans	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Can	Traitement 1	Tous les ans	Dicopur	Inflow	Coopérative	H_Can	3	L/ha	26.4	L/an

H_Can	Traitement 2	Tous les ans	Asulox	Inflow	Coopérative	H_Can	9	L/ha	79.2	L/an
H_Can	Travail du sol	1 fois/cycle de 6 ans	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Ign	Plantation	1 fois/an	Semence igname	Self-flow	H_Ign	H_Ign	1200	Kg/ha	2,400.0	Kg/an
H_Ign	Récolte	1 fois/an	Tubercules igname	Outflow	H_Ign	Marché	13000	Kg/ha	26,000.0	Kg/an
H_Ign	Fertilisation	1 fois/an	19-9-28	Inflow	Coopérative	H_Ign	600	Kg/ha	1,200.0	Kg/an
H_Ign	Entretien	2 fois par an	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Ign	Récolte	1 fois/an	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Ign	Traitement 1	1 fois/an	Clinic	Inflow	Coopérative	H_Ign	3	L/ha	6.0	L/an
H_Ign	Traitement 2	1 fois/an	Basta	Inflow	Coopérative	H_Ign	3	L/ha	6.0	L/an
H_Ign	Travail du sol	1 fois/an	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Mar	Récolte	3 fois/an (3 cycle)	Laitue	Outflow	H_Mar	Marché	52.5	Kg/cycle	105.0	Kg/an
H_Mar	Récolte	3 fois/an (3 cycle)	Pois Canne	Outflow	H_Mar	Marché	225	sachet/cycle	56.3	Kg/an
H_Mar	Curage	toutes les semaines	Fumier	Throughflow	H_Porc	H_Mar	20	Kg/semaine	1,040.0	Kg/an
H_Mar	Alimentation	toute l'année	Résidus culture	Throughflow	H_Mar	H_Porc			1,532.1	Kg/an
H_Mar	Récolte	2 fois/ an (2 cycle)	Aubergine	Outflow	H_Mar	Marché	1500	Kg/cycle	4,500.0	Kg/an
H_Mar	Récolte	2 fois/ an (2 cycle)	Giraumon	Outflow	H_Mar	Marché	3500	Kg/an	7,000.0	Kg/an
H_Mar	Fertilisation	1 fois/an	15-7-21	Inflow	Coopérative	H_Mar	1000	Kg/an	1,000.0	Kg/an
H_Mar	Entretien	toute l'année	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Mar	Plantation	toute l'année	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Mar	Préparation sol	1 fois/an	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Mar	Vente	toutes les semaines	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Pat	Fertilisation	1 fois/an	19-9-28	Inflow	Coopérative	H_Pat	500	Kg/ha	3,000.0	Kg/an
H_Pat	Plantation	1 fois/10 ans	Semence paturage	Inflow	Distributeur	H_Pat	8	Kg/ha	-	-
H_Pat	Traitement	1 fois/an	Galon Pro	Inflow	Distributeur	H_Pat	2	L/ha	12.0	L/an
H_Pat_D	Récolte	3 fois/an (3 cycle)	Tubercules Patate	Outflow	H_Pdou	Marché	8000	t/ha	9,600.0	Kg/an
H_Pat_D	Fertilisation	3 fois/an (3 cycle)	19-9-28	Inflow	Coopérative	H_Pdou	300	Kg/ha	360.0	Kg/an

H_Pat_D	Traitement 1	3 fois/an (3 cycle)	Clinic	Inflow	Coopérative	H_Pdou	1.5	L/ha	1.8	L/an
H_Pat_D	Traitement 2	3 fois/an (3 cycle)	Basta	Inflow	Coopérative	H_Pdou	1.5	L/ha	1.8	L/an
H_Pat_D	Plantation	3 fois/an (3 cycle)	Tiges patate	Self-flow	H_Pdou	H_Pdou	33000	Plants/ha	-	-
H_Pat_D	Préparation sol	3 fois/an (3 cycle)	-	-	-	-	-	-	-	-
H_Porc	Reproduction	1 tous les 2 ans	Verra Rnvt	Inflow	Particulier	H_Porc	10	Kg/porcelet	5.0	Kg/an
H_Porc	Alimentation	toute l'année	Feuille-tige banane	Throughflow	H_Ban	H_Porc	Ecart triage 15-20 %		168.4	Kg/an
H_Porc	Vente	10 par an	Porcelet	Outflow	H_Porc	Particulier	10	Kg/porcelet	100.0	Kg/an
H_Porc	Alimentation	10 jours/an	Résidus Patate douce	Throughflow	H_Pdou	H_Porc	100	Kg/jour (récolte)	1,000.0	Kg/an
H_Porc	Alimentation	toutes les semaines	Canne à sucre	Throughflow	H_Can	H_Porc	150	Kg/semaine	7,800.0	Kg/an
H_Porc	Alimentation	Tous les 15 jours	Banane	Inflow	Particulier	H_Porc	300	Kg/quinzaine	7,200.0	Kg/an
H_Porc	Vente	20 par an	Viande porc	Outflow	H_Porc	Particulier	45-75	Kg/tête	1,200.0	Kg/an
H_Porc	Déjection	Toute l'année	Truie	Outflow	H_Porc	Envir	7	Kg N/animal/an	35.0	kg/an
H_Porc	Alimentation	toute l'année	Porc croissance	Inflow	Distributeur	H_Porc	250	Kg/mois	3,000.0	Kg/an
H_Porc	Déjection	Toute l'année	Porcin Engraissement	Outflow	H_Porc	Envir	4	Kg N/animal/an	120.0	kg/an
H_Porc	Abattoir	20 par an	Porc engraisé	-	-	-	-	-	-	-
H_Porc	Découpage	20 par an	Porc engraisé	-	-	-	-	-	-	-
H_Porc	Vermifuge		Panacur	Inflow	Distributeur	H_Porc	-	-	-	-
H_Porc	Vermifuge		Polystrongle	Inflow	Distributeur	H_Porc	-	-	-	-

2. Conversion des flux de matière en Azote et estimation des flux manquants

	Opération technique	Flux de matière				Quantité brute		Quantité totale		Quantité d'azote			
		Détail flux	Type flux	Entrée	Sortie	Valeur	Unité	Valeur	Unité	TMS - PV (Kg MS/KG brut)	MAT	Taux Azote (N/Kg)	Flux N (Kg an)
Fruit	Plantation	Plant banane	Inflow	Distributeur	H_Ban	0.5	Kg/pieds	15	Kg/an	10.0%	3.5%	16.0%	0.01
Fruit	Récolte	Régime banane	Outflow	H_Ban	Cellule familiale	137.5	Kg/parcelle	137.5	Kg/an	20.0%	5.0%	16.0%	0.22
Fruit	Récolte	Régime banane	Outflow	H_Ban	Marché	825	Kg/parcelle	825	Kg/an	20.0%	5.0%	16.0%	1.32
Fruit	Alimentation	Feuille-tige banane	Throughflow	H_Ban	H_Porc	Ecart triage 15-20 %		168.4375	Kg/an	11.5%	7.3%	16.0%	0.22
Bovin-paturage	Reproduction	Taureau Rnvt	Inflow	Particulier	H_Bov	300	KgPV	150	Kg/an		13.7%	16.0%	3.29
Bovin-paturage	Alimentation	Bovin croissance	Inflow	Distributeur	H_Bov	100	Kg/mois	400	Kg/an		20.0%	16.0%	12.80
Bovin-paturage	Vente	Vache réforme	Outflow	H_Bov	Coopérative	450	KgPV	1300.0	Kg/an		13.7%	16.0%	28.50
Bovin-paturage	Vente	Taureau réforme	Outflow	H_Bov	Coopérative	500	KgPV	250	Kg/an		13.7%	16.0%	5.48
Bovin-paturage	Vente	Veaux	Outflow	H_Bov	Coopérative	425	KgPV	4675	Kg/an		15.0%	16.0%	112.20
Bovin-paturage	Alimentation		Calcul intermédiaire			10	vaches de 450 kg	4500	Kg/an		13.7%	16.0%	98.64
Bovin-paturage	N_Retenue		Calcul intermédiaire	Entrée	16.1	Kg/an	Sortie	146.18	Kg/an				228.73
Bovin-paturage	N_Ingéré totale		Calcul intermédiaire				N retenue = 17% N ingéré						1345.46
Bovin-paturage	N_ingéré Paturage	Herbe paturée	Self-flow	H_Pat	H_Bov		Différence Totale_Complément						1332.66
Bovin-paturage	N_Excrété	Déjection Bovin	Calcul intermédiaire				N Excrété= 83 % N ingéré						1116.73
Bovin-paturage	Déjection	Déjection au paturage	Calcul intermédiaire	H_Bov	H_Pat	50%	N_Excrété						558.37
Bovin-paturage	Emissions	Déjection au paturage	Calcul intermédiaire	H_Pat	Envir	9%	Déjections						51.93

Bovin-paturage	Déjection	Déjection stabulation	Losses	H_Bov	Envir	50%	N_Excréte						558.37	
Bovin-paturage	Fertilisation	19-9-28	Inflow	Coopérative	H_Pat	500	Kg/ha	3000	Kg/an	19.0%		570.00		
Bovin-paturage	Emission N	Emission Engrais	Losses	H_Pat	Envir	2.6%	KG N appliqué						14.82	
Bovin-paturage	N_ingéré Paturage	Herbe paturée	Self-flow	H_Pat	H_Bov				Différence Totale_Complément			1332.66		
Bovin-paturage	Déjection	Déjection au paturage	Calcul intermédiaire	H_Bov	H_Pat	50%	N_Excréte						558.37	
Bovin-paturage	Emissions	Déjection au paturage	Calcul intermédiaire	H_Pat	Envir	9%	Déjections						51.93	
Canne	Plantation	Plant canne	Self-flow	H_Can	H_Can	8000	Kg/ha	11733.3	Kg/an	29.0%	5.5%	16.0%	29.94	
Canne	Fertilisation	19-9-28	Inflow	Coopérative	H_Can	800	Kg/ha	7040	Kg/an	19.0%		1337.60		
Canne	Récolte	9,5 de richesse	Outflow	H_Can	Usine	86000	t/ha	756800	Kg/an	30.0%	1.8%	16.0%	635.71	
Canne	Alimentation	Canne à sucre	Throughflow	H_Can	H_Porc	150	Kg/semaine	7800	Kg/an	30.0%	1.8%	16.0%	6.55	
Canne	Emission N	Emission ferminérale	Losses	H_Can	Envir	2.6%	KG N appliqué						34.78	
Maraichage	Fertilisation	15-7-21	Inflow	Coopérative	H_Mar	1000	Kg/an		1000	Kg/an	15.0%		150.00	
Maraichage	Alimentation	Résidus culture	Throughflow	H_Mar	H_Porc				1532.078	Kg/an	25.7%	8.2%	16.0%	5.17
Maraichage	Récolte	Laitue	Outflow	H_Mar	Marché	52.5	Kg/cycle	105	Kg/an	4.2%	31.9%	16.0%	0.23	
Maraichage	Récolte	Pois Canne	Outflow	H_Mar	Marché	225	sachet/cycle	56.25	Kg/an	89.8%	24.9%	16.0%	2.01	
Maraichage	Récolte	Aubergine	Outflow	H_Mar	Marché	1500	Kg/cycle	4500	Kg/an	10.3%	8.1%	16.0%	6.01	
Maraichage	Récolte	Giraumon	Outflow	H_Mar	Marché	3500	Kg/an	7000	Kg/an	7.6%	14.5%	16.0%	12.34	
Maraichage	Emission N	Emission Engrais min	Losses	H_Mar	Envir	2.6%	KG N appliqué						3.90	
Maraichage	Déjection	Fumier pour ferti	Calcul Intermédiaire	H_StockFum	H_Mar	20	Kg/semaine	1040	Kg/an	23.5%	-	0.8%	1.83	

Maraichage	N_émis Application	Porc fumier	Calcul Intermédiaire	H_Mar	Envir	2.60%	N Appliqué						0.04
Vivrier	Plantation	Semence igname	Self-flow	H_Ign	H_Ign	1200	Kg/ha	2400	Kg/an	26.2%	5.9%	16.0%	5.94
Vivrier	Fertilisation	19-9-28	Inflow	Coopérative	H_Ign	600	Kg/ha	1200	Kg/an			19.0%	228.00
Vivrier	Récolte	Tubercules igname	Outflow	H_Ign	Marché	13000	Kg/ha	26000	Kg/an	26.2%	5.9%	16.0%	64.31
Vivrier	Emission N	Emission Engrais Min	Losses	H_Ign	Envir	2.6%	KG N appliqué						5.93
Vivrier	Fertilisation	19-9-28	Inflow	Coopérative	H_Pdou	300	Kg/ha	360	Kg/an			19.0%	68.40
Vivrier	Alimentation	Résidus Patate douce	Throughflow	H_Pdou	H_Porc	100	Kg/jour (récolte)	1000	Kg/an	13.0%	16.5%	16.0%	3.43
Vivrier	Récolte	Tubercules Patate	Outflow	H_Pdou	Marché	8000	t/ha	9600	Kg/an	30.0%	5.5%	16.0%	25.34
Vivrier	Emission N	Emission Engrais	Losses	H_Pat_D	Envir	2.6%	KG N appliqué						1.78
Porcin	Reproduction	Verra Rnvt	Inflow	Particulier	H_Porc	10	Kg/porcelet	5	Kg/an	-	14.4%	16.0%	0.12
Porcin	Alimentation	Résidus culture	Throughflow	H_Mar	H_Porc			1532.078	Kg/an	25.7%	8.2%	16.0%	5.17
Porcin	Alimentation	Feuille-tige banane	Throughflow	H_Ban	H_Porc	Ecart triage 15-20 %		168.4375	Kg/an	11.5%	7.3%	16.0%	0.22
Porcin	Alimentation	Résidus Patate douce	Throughflow	H_Pdou	H_Porc	100	Kg/jour (récolte)	1000	Kg/an	13.0%	16.5%	16.0%	3.43
Porcin	Alimentation	Canne à sucre	Throughflow	H_Can	H_Porc	150	Kg/semaine	7800	Kg/an	30.0%	1.8%	16.0%	6.55
Porcin	Alimentation	Banane	Inflow	Particulier	H_Porc	300	Kg/quinzaine	7200	Kg/an	20.0%	5.0%	16.0%	11.52
Porcin	Alimentation	Porc croissance	Inflow	Distributeur	H_Porc	250	Kg/mois	3000	Kg/an	-	20.0%	16.0%	96.00
Porcin	Vente	Porcelet	Outflow	H_Porc	Particulier	10	Kg/porcelet	100	Kg/an		14.4%	16.0%	2.30
Porcin	Vente	Viande porc	Outflow	H_Porc	Particulier	45-75	Kg/tête	1200	Kg/an		14.4%	16.0%	27.65
Porcin	N_Entrée		Calcul Intermédiaire			Total alim						123.01	

Porcin	N_Sortie		Calcul Intermédiaire			Total export										29.95
Porcin	N_Excrété		Calcul Intermédiaire			Différence Entrée/Sortie										93.06
Porcin	N_émis Bâtiment	Porc fumier	Losses	H_Porc	Envir	80.30%	N_Excrété									75.10
Porcin	N_Restant bâtiment	Porc fumier	Calcul Intermédiaire													17.96
Porcin	N_Stockage	Porc fumier	Throughflow	H_Porc	H_StockFum	N_Appliqué + N_mis_Stockage										2.04
Porcin	Déjection	Fumier pour ferti	Calcul Intermédiaire	H_StockFum	H_Mar	20	Kg/semaine	1040	Kg/an	23.5%	-	0.8%				1.83
Porcin	N_émis Stockage	Porc fumier	Calcul Intermédiaire	H_StockFum	Envir	11.70%	N_Stockage									0.24
Porcin	N_non valorisé	Porc fumier	Losses	H_Porc	Envir											15.92
Porcin	N_émis Application	Porc fumier	Calcul Intermédiaire	H_Mar	Envir	2.60%	N_Appliqué									0.04
Stockage fumier	N_Stockage	Porc fumier	Throughflow	H_Porc	H_StockFum	N_Appliqué + N_mis_Stockage										2.04
Stockage fumier	Déjection	Fumier pour ferti	Throughflow	H_StockFum	H_Mar	20	Kg/semaine	1040	Kg/an	23.5%	-	0.8%				1.83
Stockage fumier	N_émis Stockage	Porc fumier	Losses	H_StockFum	Envir	11.70%	N_Stockage									0.24

3. Listing flux en Azote pour la construction de la matrice

Opération technique	Flux de matière				Flux N
	Détail flux	Type flux	Entrée	Sortie	Kg N/an
Plantation	Plant banane	Inflow	Ext	H_Ban	0.01
Alimentation	Bovin croissance	Inflow	Ext	H_Bov	12.80
Reproduction	Taureau Rnvt	Inflow	Ext	H_Bov	3.29
Fertilisation	19-9-28	Inflow	Ext	H_Bov	570.00
Fertilisation	19-9-28	Inflow	Ext	H_Can	1,337.60
Fertilisation	15-7-21	Inflow	Ext	H_Mar	150.00
Alimentation	Porc croissance	Inflow	Ext	H_Porc	96.00
Reproduction	Verra Rnvt	Inflow	Ext	H_Porc	0.12
Alimentation	Banane	Inflow	Ext	H_Porc	11.52
Fertilisation	19-9-28	Inflow	Ext	H_Viv	228.00
Fertilisation	19-9-28	Inflow	Ext	H_Viv	68.40
Déjection	Déjection stabulation	Losses	H_Bov	Ext	558.37
Emission N	Emission Engrais	Losses	H_Bov	Ext	14.82
Emissions	Déjection au paturage	Losses	H_Bov	Ext	51.93
Emission N	Emission ferri minérale	Losses	H_Can	Ext	34.78
Emission N	Emission Engrais min	Losses	H_Mar	Ext	3.90
N_émis_Application	Porc fumier	Losses	H_Mar	Ext	0.04
N_émis_Bâtiment	Porc fumier	Losses	H_Porc	Ext	75.10
N_non valorisé	Porc fumier	Losses	H_Porc	Ext	15.92
N_émis_Stockage	Porc fumier	Losses	H_StockFum	Ext	0.24
Emission N	Emission Engrais Min	Losses	H_Viv	Ext	5.93
Emission N	Emission Engrais	Losses	H_Viv	Ext	1.78
Récolte	Régime banane	Outflow	H_Ban	Ext	0.22
Récolte	Régime banane	Outflow	H_Ban	Ext	1.32

Vente	Vache réforme	Outflow	H_Bov	Ext	28.50
Vente	Taureau réforme	Outflow	H_Bov	Ext	5.48
Vente	Veaux	Outflow	H_Bov	Ext	112.20
Récolte	9,5 de richesse	Outflow	H_Can	Ext	635.71
Récolte	Laitue	Outflow	H_Mar	Ext	0.23
Récolte	Pois Canne	Outflow	H_Mar	Ext	2.01
Récolte	Aubergine	Outflow	H_Mar	Ext	6.01
Récolte	Giraumon	Outflow	H_Mar	Ext	12.34
Vente	Porcelet	Outflow	H_Porc	Ext	2.30
Vente	Viande porc	Outflow	H_Porc	Ext	27.65
Récolte	Tubercules igname	Outflow	H_Viv	Ext	64.31
Récolte	Tubercules Patate	Outflow	H_Viv	Ext	25.34
Alimentation	Feuille-tige banane	Throughflow	H_Ban	H_Porc	0.22
Alimentation	Canne à sucre	Throughflow	H_Can	H_Porc	6.55
Alimentation	Résidus culture	Throughflow	H_Mar	H_Porc	5.17
N_Stockage	Porc fumier	Throughflow	H_Porc	H_StockFum	2.04
Déjection	Fumier pour ferti	Throughflow	H_StockFum	H_Mar	1.83
Alimentation	Résidus Patate douce	Throughflow	H_Viv	H_Porc	3.43

4. Matrice de flux d'azote (Kg N/an)

	Inflows	Bovin	Porcin	Canne	Fruit	Vivrier	Maraichage	Stock Fumier
Bovin	586.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Porcin	107.6	0.0	0.0	6.6	0.2	3.4	5.2	0.0
Canne	1,337.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Fruit	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Vivrier	296.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Maraichage	150.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8
Stock Fumier	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Outflow	0.0	146.2	30.0	635.7	1.5	89.6	20.6	0.0
Losses	0.0	625.1	91.0	34.8	0.0	7.7	3.9	0.2

Annexe 4: References used to model the flow case studies

Animal feed	Composition	Quantity (Kg/day)	Quantité (Kg/year)	Dry Matter (%)	MAT (% DM)	N (%)	N (Kg/year)
Sugar cane feed ration ¹	Sugar cane leaves	21.9	7980.5	27-32	4-7	16	20.7
	Wheat bran	1.3	474.5	87	17.3	16	11.43
Banana feed ration ²	Banana fresh leaves	21	7665	21	11.4	16	29.36
	Molasses	1.05	383.25	-	-	2.5	9.58
	Urea	0.03	9.31	-	-	46	4.28

Table A.1: Feed ration characteristics for case studies modelling¹ BW from 150 kg to 450 Kg; 24 gr N/Kg of BW; ADG = 0.3 Kg; fattening period of 1000 days; 0.37 steers fattened per year² BW from 150 kg to 450 Kg; 24 gr N/Kg of BW; ADG = 0.75 Kg; fattening period of 400 days; 0.91 steers fattened per year

Banana feed ration	Fresh banana leaves production (Kg N / year)	153.22
	Fattened steers need (Kg N / year)	29.36
	<i>Number steers fattened / year / ha</i>	5.22
Sugar cane feed ration	Sugar cane leaves production (Kg N / year / ha)	75.28
	Fattened steers need (Kg N / year)	20.72
	<i>Number steers fattened / year / ha</i>	3.63

Table A.2: Estimation of animal number fattened in function of feed ration and crop production characteristics

	Quantity (t/ha)	Dry Matter (%)	CP (% DM)	N (Kg/year/ha)
Fertilization	-	-	-	400.00
Banana production (Fruit)	45	19-21	5-5.3	74.16
Unsold production (Fruit)	7	19-21	5-5.3	11.54
Banana Usable crop residues (Fresh leaves)	40	21	11.4	153.22
Unusable crop residues (Dry leaf, feather grass, spike)	109	10	3.5	61.04
Nitrogen lost (Difference between fertilization and products)				100.04
Fertilization	-	-	-	200.00
Sugar Cane Sugar cane production	65	30-33	2,5-3	90.09
Cane Crop residues (leaves)	29	27-32	4-7	75.28
Nitrogen lost (Difference between fertilization and products)				34.63

Table A.3: Crops characteristics to case studies modelling

Nature of flows	N (Kg/year)
Calf for fattening (From exterior)	3.28
Fresh banana leaves (From banana)	29.36
Molasses (complementation from exterior)	9.58
Urea (complementation from exterior)	4.28
Fattened steer (To exterior)	9.83
Total Manure (Calf + Feed) - Steer	36.67
Emissions (21,7% of manure)	7,96
N available to fertilization (78,3 % of N manure)	28,71

Table A.4: Banana based feeding for cattle production

BW from 150 kg to 450 Kg; 24 gr N/Kg of BW; ADG = 0.75 Kg; fattening period of 400 days; 0.91 calf for fattening per year and 0.91 steers fattened per year

Nature of flows	N (Kg/year)
Calf for fattening (From exterior)	1.31
Sugar cane leaves (From sugar cane)	20.72
Wheat bran (From exterior)	11.43
Fattened steer (To exterior)	3.94
Total Manure (Calf + Feed) - Steer	29.52
Emissions (21,7% of manure)	6,41
N available to fertilization (78,3 % of N manure)	23,11

Table A.5: Sugar cane based feeding for cattle production

BW from 150 kg to 450 Kg; 24 gr N/Kg of BW; ADG = 0.3 Kg; fattening period of 1000 days; 0.37 calf for fattening per year and 0.37 steers fattened per year

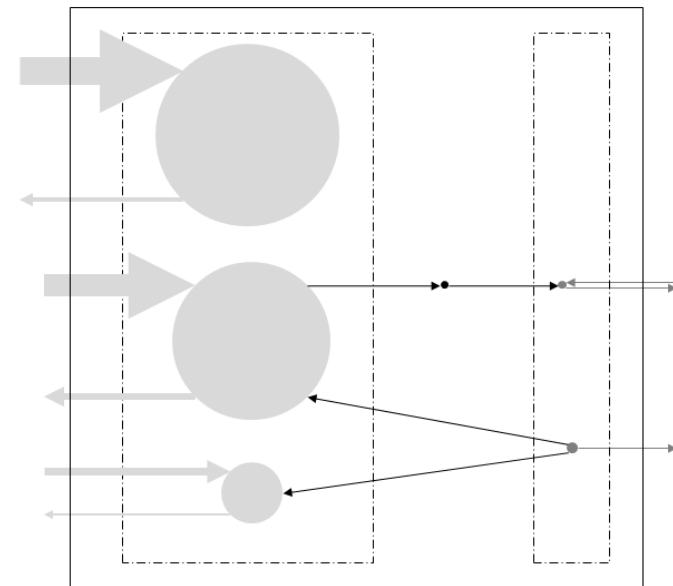
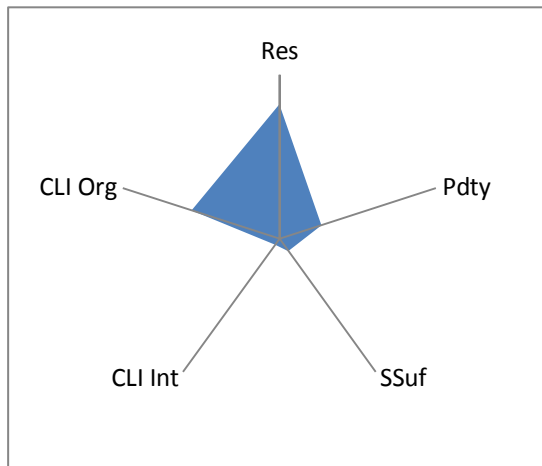
Annexe 5: Caractéristiques des exploitations agricoles étudiées

Exploitation G1: Petit Canal-Centre grande Terre, Guadeloupe, France

Surface	2.5 ha
Main d'œuvre	1 actif familial
Matériel et bâtiments	Equipements manuels et Infrastructures sommaires
Activités végétales	1,5 ha (friche herbacée); 1 ha (verger fruitier); 0,02 ha (vivrier-maraichage); 1,5 ha (friche forestière)
Activités d'élevage	3 bovins au piquet ; 10 truies; 100 poulets engraissés; 10 lapines reproductrices

G1	Inflows	Cattle	Pig	Poultry	Rabbit	Food crop	Fruit crop	Manure storage
Cattle	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pig	56.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.3	0.0
Poultry	194.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Rabbit	158.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0	0.0
Food crop	4.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6
Fruit crop	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Manure storage	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	0.0	12.0	35.0	44.6	3.1	1.6	0.0
Losses	0.0	3.3	47.7	159.2	116.2	0.1	0.0	0.0

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	177.5
Diversity	Fi/n	0.6
Organization	1-AMI/Hr	0.45
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	6.2
	ICR (%)	3.5
Cycling	FCI	0.0
Resilience	ϕ/C	0.66
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	38.2
	P (%)	22
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	164.6
	SS (%)	7
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	23

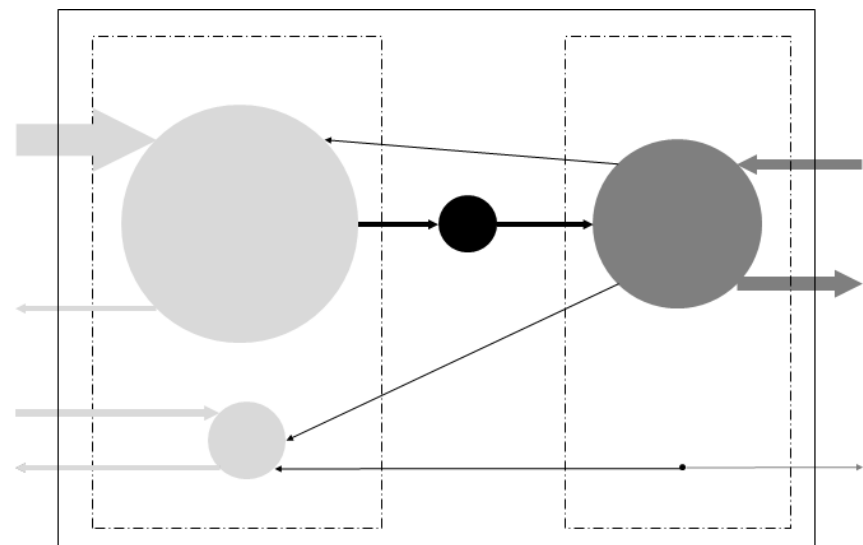
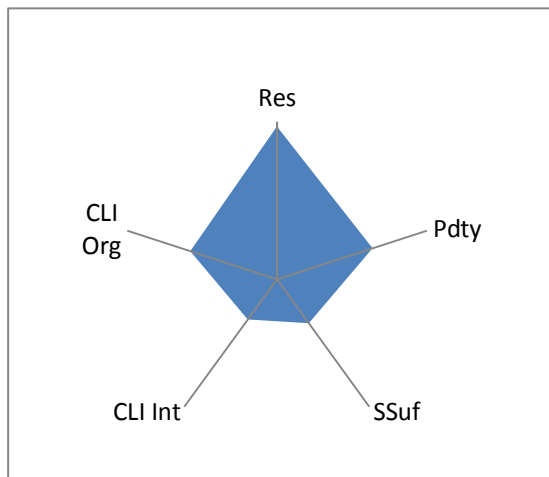


Exploitation G2: Vieux Habitant-Côte au Vent, Guadeloupe, France

Surface	2.7 ha
Main d'œuvre	1 actif familial+1 actif salarié
Matériel et bâtiments	Equipements manuels et Infrastructures sommaires
Activités végétales	2 ha maraichage, 0, 7 ha arbre fruitiers
Activités d'élevage	10 porcs, 1 truie; 50 poulets engraisés

G2	Inflows	Pig	Poultry	Market gardening	Fruit crop	Manure storage
Pig	39.5	0.0	0.0	2.7	4.9	0.0
Poultry	175.2	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0
Market gardening	60.0	0.0	0.0	0.0	0.0	26.8
Fruit crop	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Manure storage	0.0	0.0	29.9	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	29.1	27.4	75.0	1.3	0.0
Losses	0.0	8.7	118.3	3.5	0.0	3.0

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	128.3
Diversity	Fi/n	1.0
Organization	1-AMI/Hr	0.35
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	24.3
	ICR (%)	18.9
Cycling	FCI	0.5
Resilience	ϕ/C	0.58
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	49.1
	P (%)	38
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	101.7
	SS (%)	21
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	48

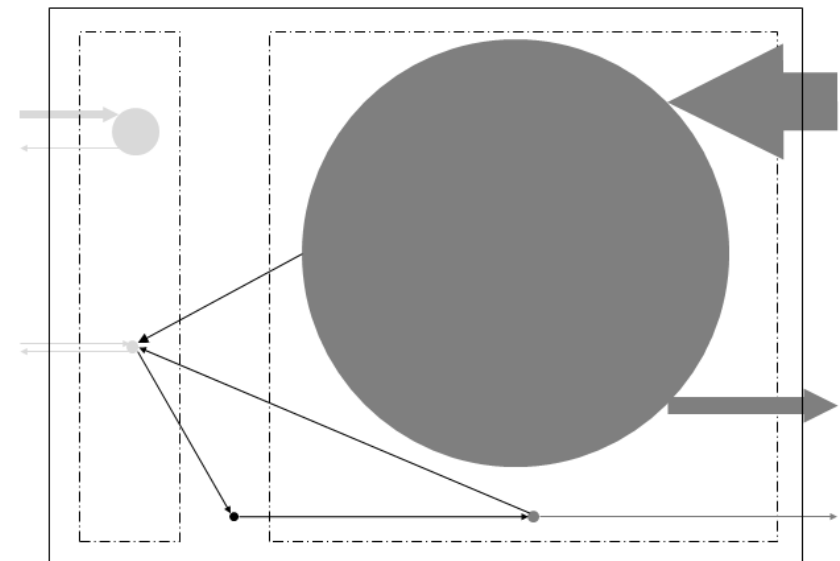
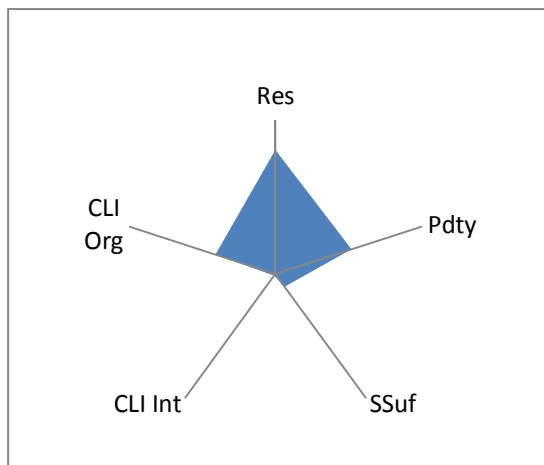


Exploitation G3: Lamentin-Nord Basse Terre, Guadeloupe, France

Surface	10 ha
Main d'œuvre	1 actif familial
Matériel et bâtiments	Equipements manuels et Infrastructures sommaires
Activités végétales	3 ha (paturage naturel); 6 ha (canne); 1 ha (maraicher)
Activités d'élevage	4 vaches, 2 veaux/an; 2 truies, 20 porcs/an

G3	Inflows	Cattle	Pig	Sugarcane	Market gardening	Manure storage
Cattle	146.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pig	5.8	0.0	0.0	0.3	4.4	0.0
Sugarcane	1,140.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Market gardening	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0
Manure storage	0.0	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	17.6	27.6	347.2	37.4	0.0
Losses	0.0	9.8	13.8	29.6	0.1	0.4

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	137.7
Diversity	Fi/n	0.8
Organization	1-AMI/Hr	0.25
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	1.1
	ICR (%)	0.8
Cycling	FCI	0.1
Resilience	ϕ/C	0.48
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	43.0
	P (%)	31
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	129.2
	SS (%)	6
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	33

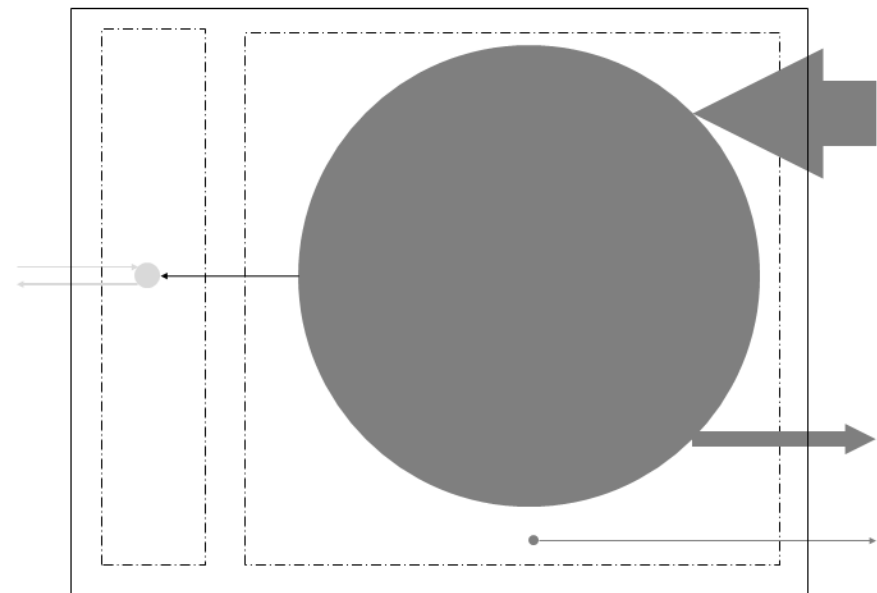
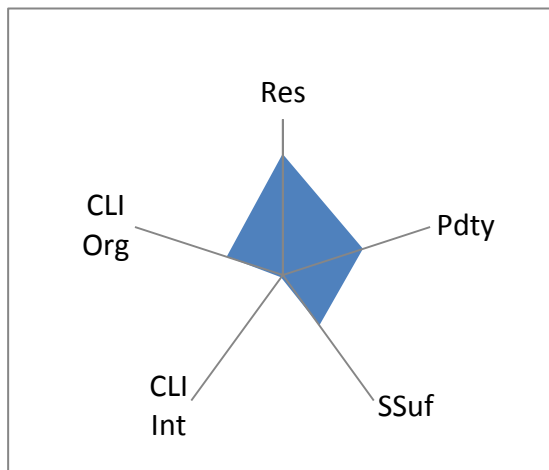


Exploitation G4: Anse Bertrand-Nord Grande Terre, Guadeloupe, France

Surface	12.9 ha
Main d'œuvre	1.5 actif familial
Matériel et bâtiments	Equipements manuels et infrastructures spécialisées
Activités végétales	4,8 ha (paturage naturel); 1,2 ha (Pangola); 6,8 ha (canne); 0,09 ha vivrier; 1,2 ha (friche arbustive)
Activités d'élevage	10 vaches / 2 taureaux

G4	Inflows	Cattle	Sugarcane	Food crop
Cattle	41.5	0.0	16.8	0.0
Sugarcane	1,840.0	0.0	0.0	0.0
Food crop	0.0	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	66.0	420.0	2.5
Losses	0.0	534.4	47.8	0.0

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	174
Diversity	Fi/n	0.3
Organization	1-AMI/Hr	0.15
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	1.3
	ICR (%)	0.7
Cycling	FCI (%)	0.0
	ϕ/C	0.31
Resilience	Outflows (Kg N/ha)	38
	P (%)	22
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	146
	SS (%)	16
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	26

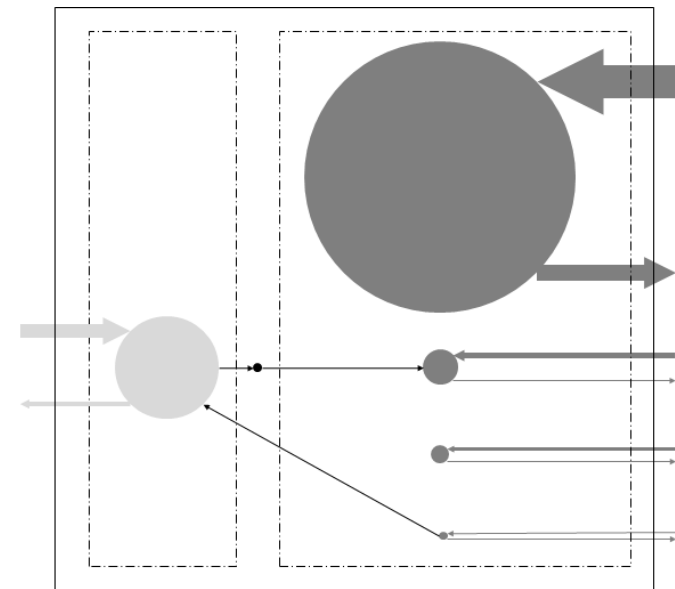
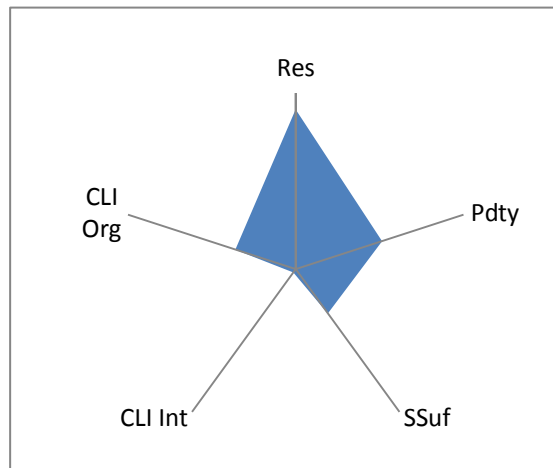


Exploitation G5: Petit Bourg-Nord Basse Terre, Guadeloupe, France

Surface	14.6 ha
Main d'œuvre	1 actif familial + 1 ouvrier
Matériel et bâtiments	Tracteur + équipement et infrastructures spécialisées
Activités végétales	3,5 ha (pâturage naturel); 10 ha (canne); 0.1 ha maracuja; 0,5 ha (igname); 0,5 ha (pastèque, concombre, courgette)
Activités d'élevage	20 vaches, 20 veaux/an

G5	Inflows	Cattle	Sugarcane	Market gardening	Food crop	Fruit crop	Manure storage
Cattle	654.5	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0
Sugarcane	1,596.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Market gardening	270.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.7
Food crop	144.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Fruit crop	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Manure storage	0.0	22.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	216.6	758.5	15.7	12.4	8.8	0.0
Losses	0.0	972.9	41.5	8.8	3.7	0.0	2.5

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	224
Diversity	Fi/n	0.5
Organization	1-AMI/Hr	0.22
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	3.0
	ICR (%)	1.3
Cycling	FCI	0.0
Resilience	ϕ/C	0.54
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	69
	P (%)	31
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	183
	SS (%)	19
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	38

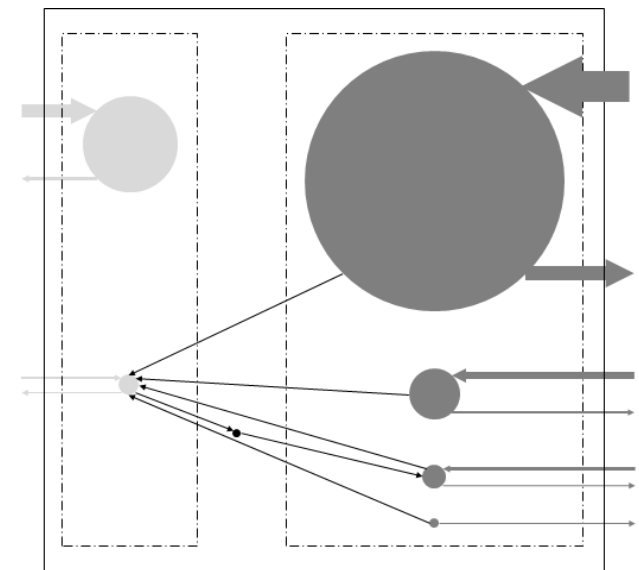
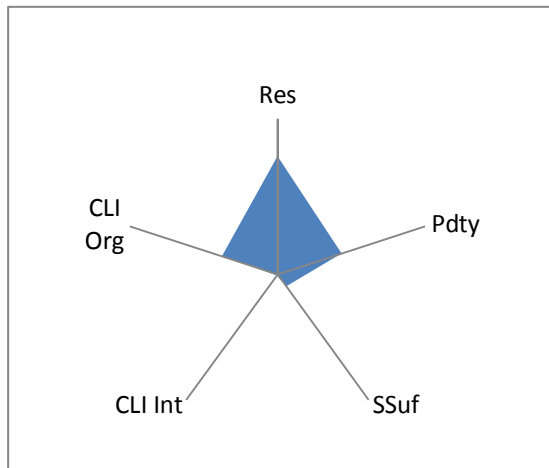


Exploitation G6: Morne à l'eau-Centre Grande Terre, Guadeloupe, France

Surface	16.6 ha
Main d'œuvre	2 actifs familiaux+ saisoniers
Matériel et bâtiments	Tracteur + équipement et infrastructures spécialisées
Activités végétales	4 ha (paturage naturel); 9 ha (canne); 0.1 ha bananiers; 2, 5 ha(patate douce,igname) ; 1 ha (maraichage); 2 ha (friche)
Activités d'élevage	13 vaches, 11 veaux/an; 4 truie, 30 porcs/an

G6	Inflows	Cattle	Pig	Sugarcane	Fruit	Food crop	Market gardening	Manure storage
Cattle	586.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pig	107.6	0.0	0.0	6.6	0.2	3.4	5.2	0.0
Sugarcane	1,337.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Fruit	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Food crop	296.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Market gardening	150.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8
Manure storage	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	146.2	30.0	635.7	1.5	89.6	20.6	0.0
Losses	0.0	625.1	91.0	34.8	0.0	7.7	3.9	0.2

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	162
Diversity	Fi/n	0.9
Organization	1-AMI/Hr	0.30
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	1.2
	ICR (%)	0.7
Cycling	FCI	0.0
Resilience	ϕ/C	0.61
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	56
	P (%)	35
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	149
	SS (%)	8
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	38

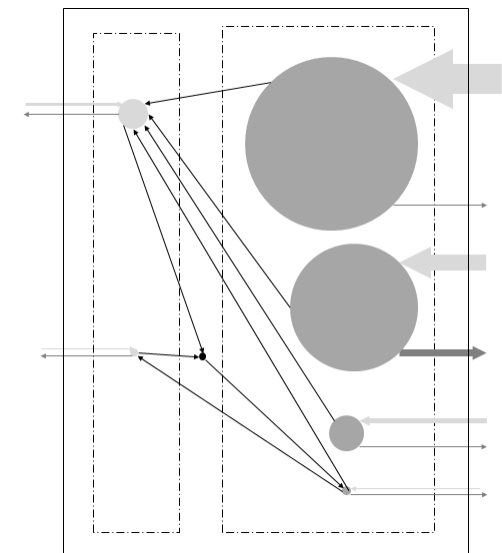
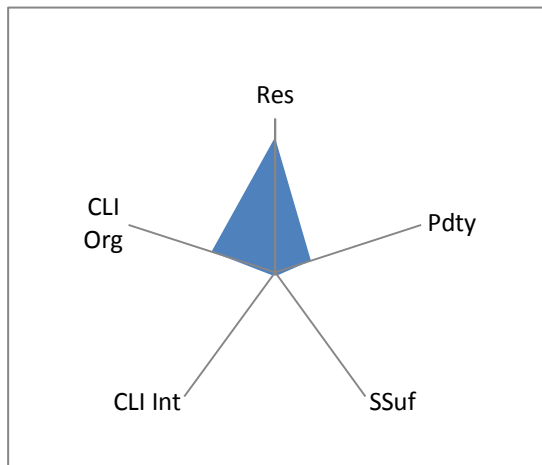


Exploitation G7: Lamentin-Nord Basse Terre, Guadeloupe, France

Surface	13 ha
Main d'œuvre	1 actif familial + salariés
Matériel et bâtiments	Tracteur + équipement et infrastructures spécialisées
Activités végétales	6 ha (canne); 4 ha (ananas) + 1 ha (banane); 1,5 ha (patate douce, igname); 0,5 ha (giraumon)
Activités d'élevage	5 truies, 100 porcs/an; 150 volailles/an

G7	Inflows	Pig	Poultry	Sugarcane	Market gardening	Food crop	Fruit crop	Manure storage
Pig	192.2	0.0	0.0	19.5	11.1	6.9	4.8	0.0
Poultry	31.4	0.0	0.0	0.0	3.5	0.0	0.0	0.0
Sugarcane	955.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Market gardening	38.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.9
Food crop	300.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Fruit crop	1,832.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Manure storage	0.0	4.8	7.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	84.7	24.6	416.6	21.2	82.1	43.3	0.0
Losses	0.0	145.0	2.9	23.7	1.6	7.8	46.9	1.3

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	263
Diversity	Fi/n	1.0
Organization	1-AMI/Hr	0.35
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	5.3
	ICR (%)	2.0
Cycling	FCI	0.5
Resilience	ϕ/C	0.70
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	52
	P (%)	20
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	258
	SS (%)	2
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	20

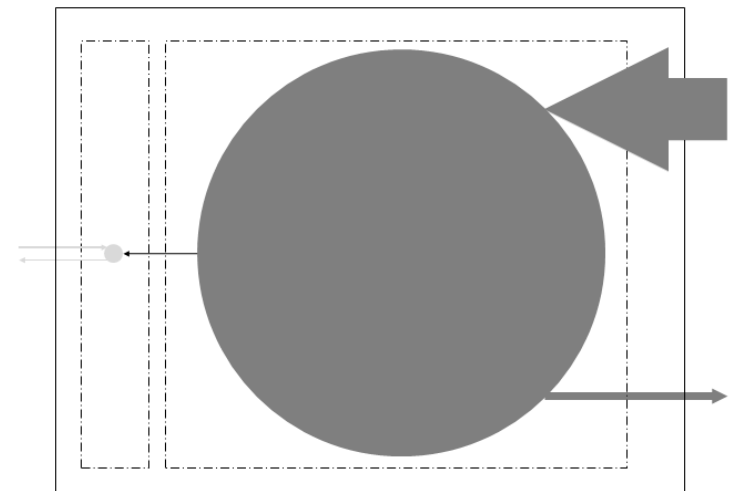
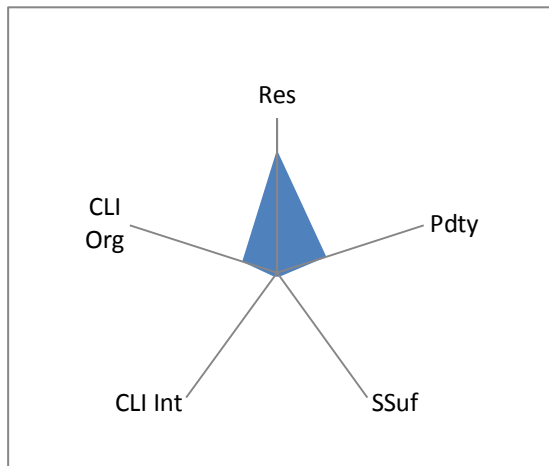


Exploitation G8: Capesterre Belle Eau-Côte sous le vent, Guadeloupe, France

Surface	13 ha
Main d'œuvre	2 actifs familiaux + 7 actifs salariés
Matériel et bâtiments	Equipements manuels et infrastructures spécialisées
Activités végétales	9 ha (banane export); 3 ha (friche arbustive) + 5 ha (jachère)
Activités d'élevage	15 cochons (1 truie)

G8	Inflows	Fruit crop	Pig
Fruit crop	3,645.3	0.0	0.0
Pig	112.0	44.8	0.0
Outflows	0.0	480.0	32.6
Losses	0.0	0.6	124.2

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	292
Diversity	Fi/n	0.5
Organization	1-AMI/Hr	0.09
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	3.4
	ICR (%)	1.2
Cycling	FCI	0.0
Resilience	ϕ/C	0.32
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	39
	P (%)	13
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	289
	SS (%)	1
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	14

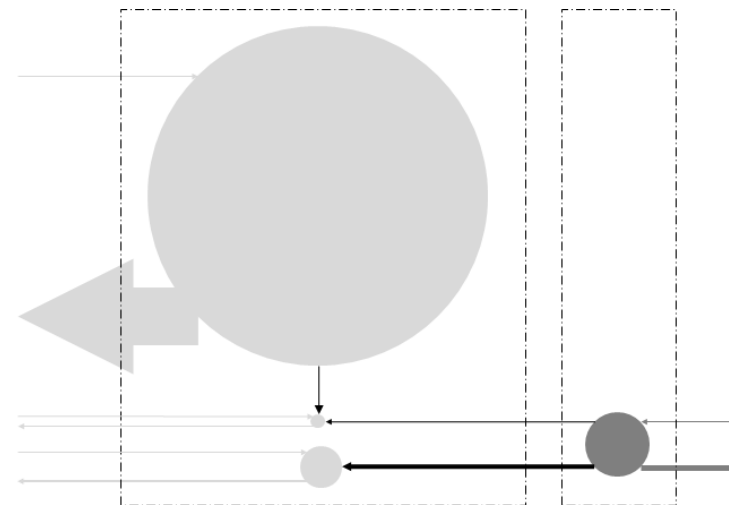
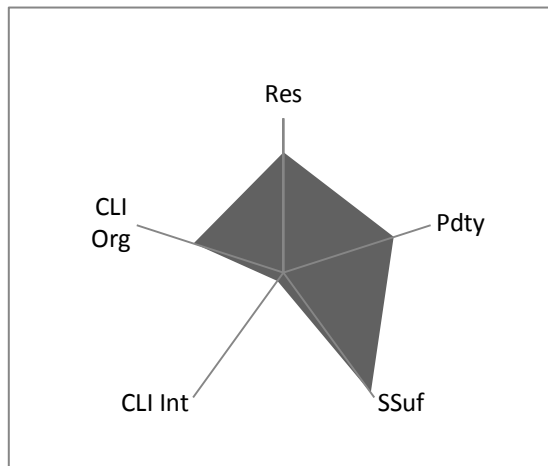


Exploitation B1: Escadinha, Paragominas, Pará, Brésil

Surface	20.5 ha
Main d'œuvre	2 actif familiaux + qqes diaristes
Matériel et bâtiments	Equipements manuels et Infrastructures sommaires
Activités végétales	18 ha (paturage naturel); 1 ha (manioc/mais); 1 ha (courge/mais/riz); 0,5 ha (haricot/mais/manioc)
Activités d'élevage	15 reproductrices/8 veaux par an; 3 truies, 10 porcelets/an; 70 pondeuses/230 poussins/an

B1	Inflows	Cattle	Pig	Poultry	Food crop
Cattle	10.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Pig	0.6	6.3	0.0	0.0	6.8
Poultry	5.4	0.0	0.0	0.0	29.5
Food crop	8.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	415.0	4.1	18.6	38.3
Losses	0.0	84.9	14.3	0.0	0.2

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	31
Diversity	Fi/n	0.8
Organization	1-AMI/Hr	0.61
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	2.1
	ICR (%)	6.7%
Cycling	FCI	0.0%
Resilience	ϕ/C	0.78
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	23
	P (%)	75%
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	1
	SS (%)	96%
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	1960%

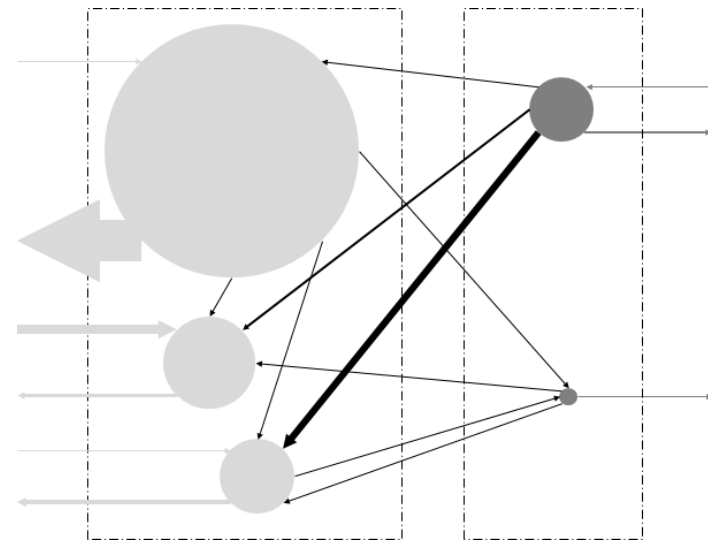
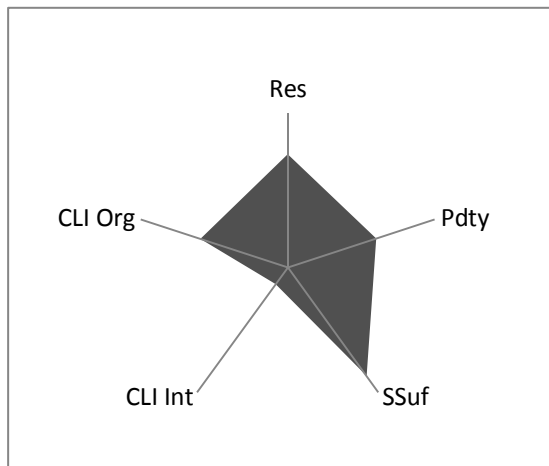


Exploitation B2: Reunidas-Paragominas, Pará, Brésil

Surface	50.5 ha
Main d'œuvre	2 actifs familiaux + qqes diaristes
Matériel et bâtiments	Equipements manuels et Infrastructures sommaires
Activités végétales	43 ha (paturage naturel); 0,5 ha (verger); 6 ha (maïs, courge, riz, haricot); 1 ha (manioc)
Activités d'élevage	11 laitières/11 génisses/14 veaux; 2 truies, 40 porcelets/an; 70 pondeuses/550 poussins/an

B2	Inflows	Cattle	Pig	Poultry	Food crop	Fruit crop
Cattle	18.5	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0
Pig	112.9	15.8	0.0	0.0	27.0	2.6
Poultry	13.3	0.9	0.0	0.0	81.7	3.0
Food crop	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Fruit crop	0.0	2.5	0.0	15.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	526.7	47.0	51.4	32.4	16.9
Losses	0.0	125.6	133.9	32.1	0.0	1.6

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	22
Diversity	Fi/n	1.8
Organization	1-AMI/Hr	0.60
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	3.0
	ICR (%)	13.4
Cycling	FCI	1.0
Resilience	ϕ/C	0.73
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	13
	P (%)	60
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	3
	SS (%)	87
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	464

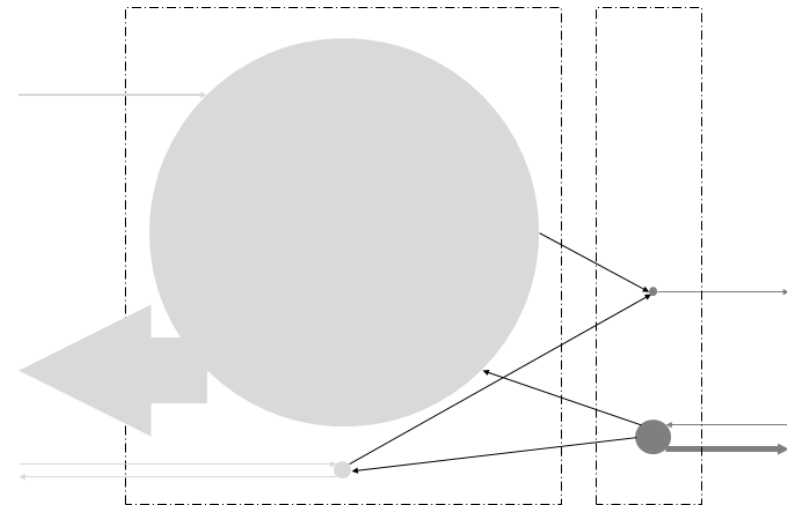
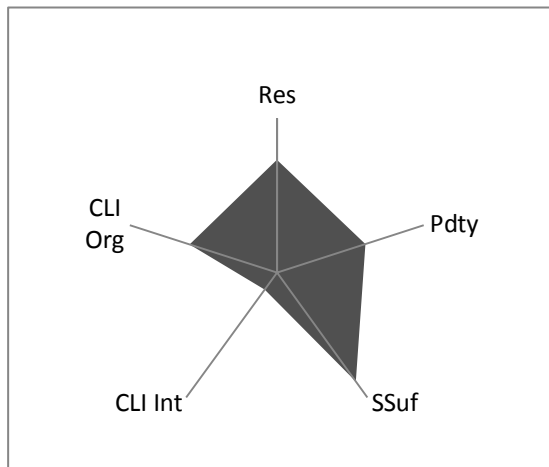


Exploitation B3: Mandacaru-Paragominas, Pará, Brésil

Surface	22 ha
Main d'œuvre	2 actifs familiaux
Matériel et bâtiments	Equipements manuels et Infrastructures sommaires
Activiés végétales	20 ha (paturage naturel); 1 ha (maïs); 0,5 ha (manioc); 0,5 ha (maraichage); 15 ha foret; poivre
Activités d'élevage	8 laitières/ 6 veaux; vingtaine de volaille

B3	Inflows	Cattle	Poultry	Food crop	Fruit crop
Cattle	15.6	0.0	0.0	0.0	0.0
Poultry	1.6	0.0	0.0	7.5	0.0
Food crop	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Fruit crop	0.0	2.0	6.3	0.0	0.0
Outflows	0.0	520.4	8.1	41.2	1.8
Losses	0.0	120.8	0.0	0.0	0.8

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	32
Diversity	Fi/n	1.0
Organization	1-AMI/Hr	0.61
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	0.7
	ICR (%)	2.2
Cycling	FCI	0.0
Resilience	ϕ/C	0.82
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	26
	P (%)	80
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	1
	SS (%)	98
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	3,303

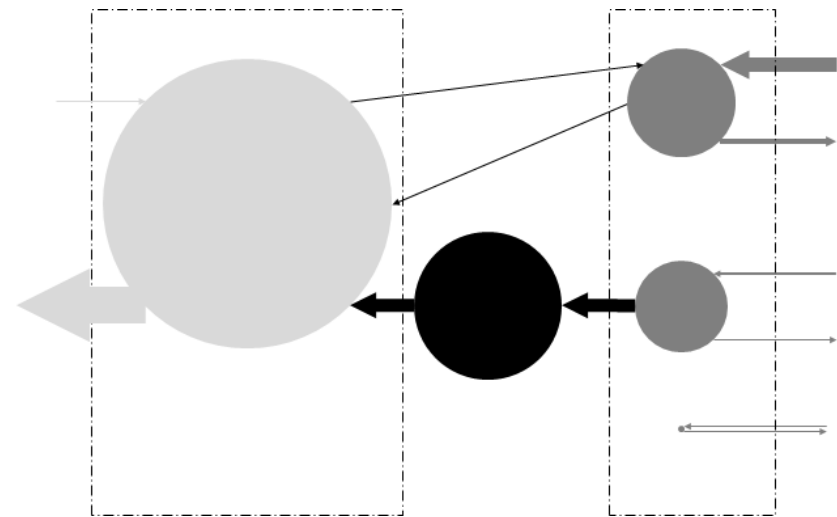
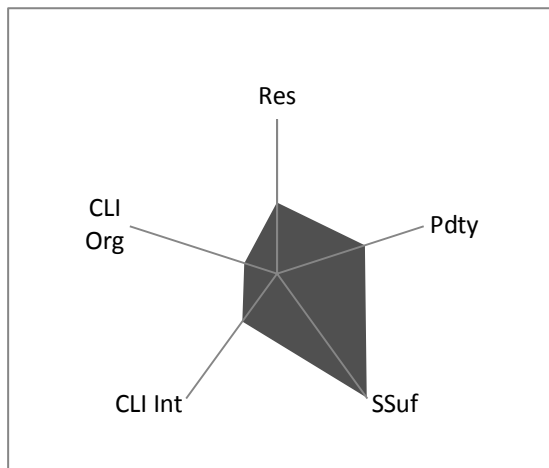


Exploitation B4: Colonia Uraim-Paragominas, Pará, Brésil

Surface	100 ha
Main d'œuvre	3 actifs familiaux + 4 salariés
Matériel et bâtiments	Tracteur + équipement et infrastructures spécialisées
Activités végétales	65 ha (monbaça); 15 ha (sylvopastoralisme); 4 ha (maïs ensilage); Verger (10 pieds acerola, 20 pieds coco); 4 ha (maracuja), 3 ha (papaye), 4 ha (banane), 1,5 ha (goyave), 1,5 ha (ananas); 2 ha (Manioc); 1 ha de forêt
Activités d'élevage	73 reproductrices, 35 veaux/an; 1 engraissement; 4 pondeuses

B4	Inflows	Cattle	Fruit crop	Food crop	Forage crop	Manure storage
Cattle	17.9	0.0	1.8	0.0	0.0	688.0
Fruit crop	727.6	32.5	0.0	0.0	0.0	0.0
Food crop	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Forage crop	165.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Manure storage	0.0	0.0	0.0	0.0	688.0	0.0
Outflows	0.0	1,942.6	257.5	19.2	0.0	0.0
Losses	0.0	460.5	19.1	1.3	4.3	0.0

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	46
Diversity	Fi/n	0.8
Organization	1-AMI/Hr	0.18
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	14.1
	ICR (%)	30.5
Cycling	FCI	0.0
Resilience	ϕ/C	0.37
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	22
	P (%)	48
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	10
	SS (%)	79
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	231

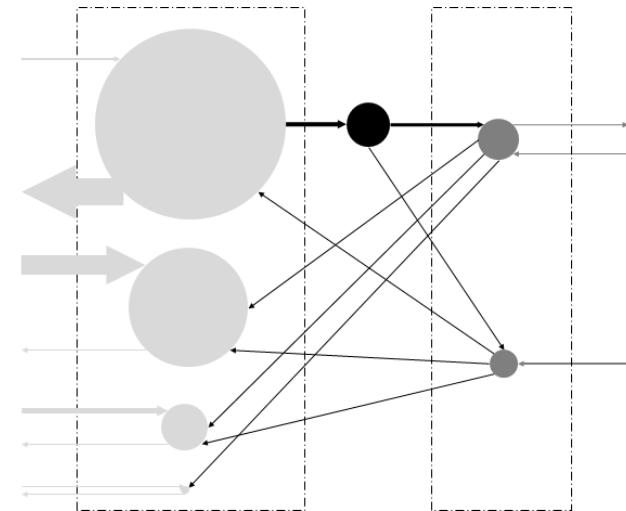
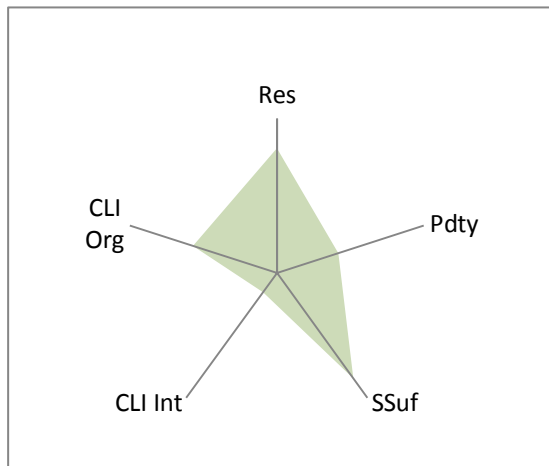


Exploitation C1: Colon, Province de Matanzas, Cuba

Surface	43 ha
Main d'œuvre	2 permanents et 4 occasionnels
Matériel et bâtiments	Equipements manuels et Infrastructures sommaires
Activités végétales	23.8 ha (paturage naturel); 13,4 ha paturage amélioré; 1,2 ha (Canne/King Grass) + 0,3 ha (arbuste fourrager); 1,4 (Haricot/Mais); 0,1 ha de sésame
Activités d'élevage	64 animaux - 15 laitières; 30 porcelets de 30 kg; 1500 œufs et 100 poulets; 538 lapins à 2,5 kg

C1	Inflows	Cattle	Pig	Rabbit	Poultry	Food crop	Forage crop	Manure storage
Cattle	52.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.3	0.0
Pig	586.2	0.0	0.0	0.0	0.0	18.0	23.3	0.0
Rabbit	167.4	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3	38.2	0.0
Poultry	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	4.8	0.0	0.0
Food crop	46.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	110.0
Forage crop	69.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0
Manure storage	0.0	120.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	844.9	20.7	40.4	7.0	39.6	0.0	0.0
Losses	0.0	673.2	606.7	172.5	3.3	11.5	2.1	0.0

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	66
Diversity	Fi/n	1.3
Organization	1-AMI/Hr	0.46
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	8.0
	ICR (%)	12.2
Cycling	FCI	0.3
Resilience	ϕ/C	0.65
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	22
	P (%)	33
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	22
	SS (%)	67
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	103

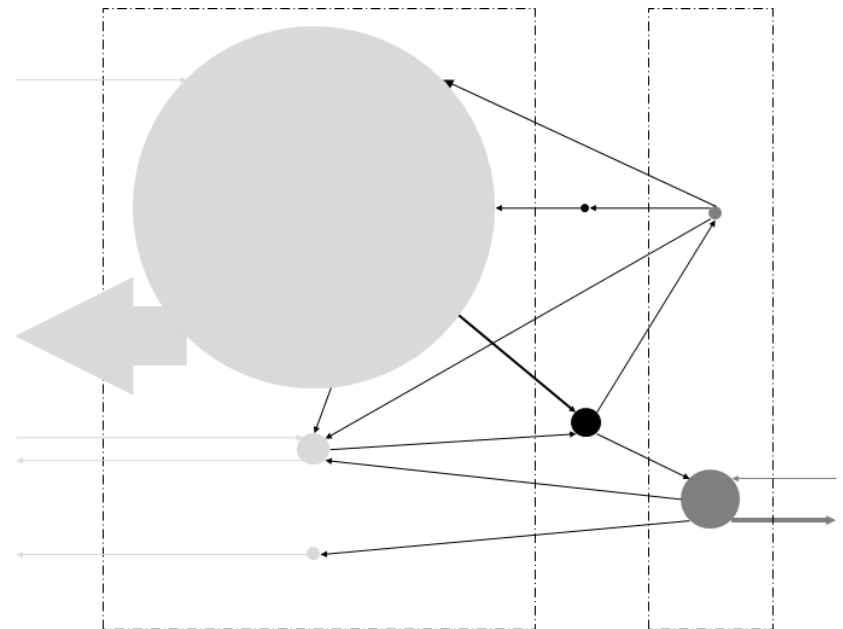
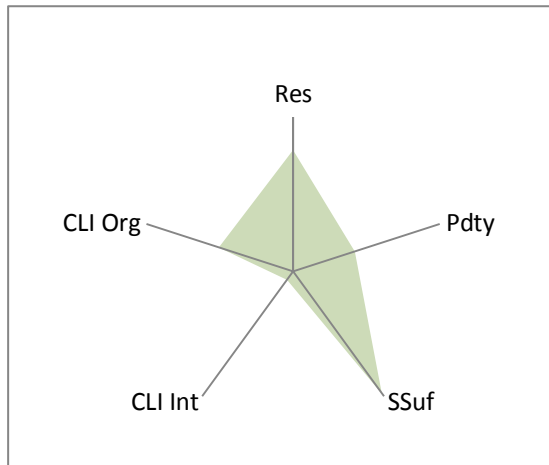


Exploitation C2 : Colon, Province de Matanzas, Cuba

Surface	33 ha
Main d'œuvre	2 permanents 4 occasionnels
Matériel et bâtiments	Tracteur + équipement et infrastructures spécialisées
Activités végétales	27 ha (paturage naturel); 3 ha paturage amélioré (Sylvo Pastoralismo); 0,8 ha (Canne/King Grass); 1 ha (banane); 0,6 ha (riz); 0,6 ha (Haricot/mais); 0,2 ha vivrier; 0,3 ha maraicher
Activités d'élevage	70 animaux - 22 laitières; 16 porcs de 100 kg ; 5300 œufs et 200 poulets; 3 chevaux

C2	Inflows	Cattle	Pig	Poultry	Food crop	Forage crop	Forage storage	Manure storage
Cattle	24.2	0.0	0.0	0.0	0.0	17.9	8.5	0.0
Pig	24.8	5.5	0.0	0.0	31.0	0.6	0.0	0.0
Poultry	0.0	0.0	0.0	0.0	29.1	0.0	0.0	0.0
Food crop	13.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	29.8
Forage crop	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.5
Forage storage	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.5	0.0	0.0
Manure storage	0.0	36.8	19.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	1,141.4	30.6	16.1	101.5	0.0	0.0	0.0
Losses	0.0	1,531.1	11.9	0.0	3.5	1.5	0.0	11.2

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	92
Diversity	Fi/n	1.6
Organization	1-AMI/Hr	0.51
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	6.1
	ICR (%)	6.6
Cycling	FCI	10.7
Resilience	ϕ/C	0.79
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	39
	P (%)	42
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	2
	SS (%)	98
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	2066

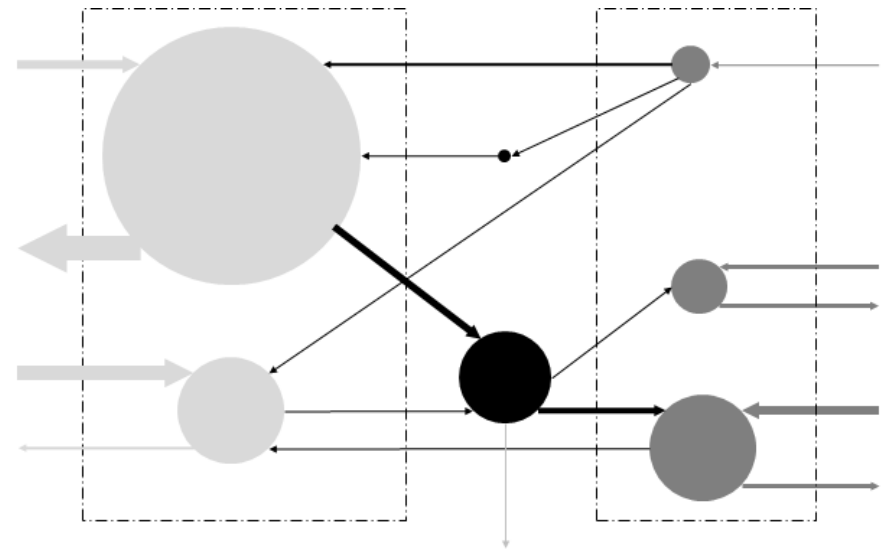
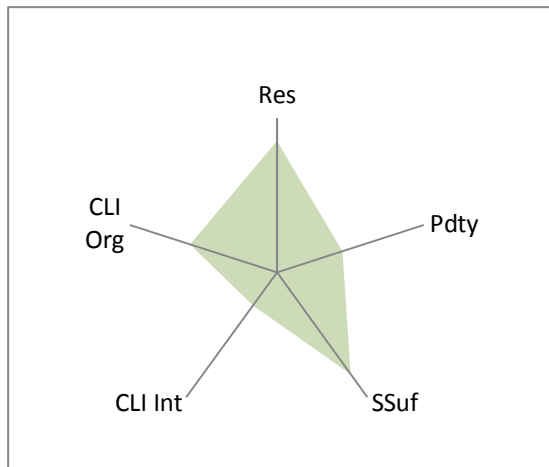


Exploitation C3 : Colon, Province de Matanzas, Cuba

Surface	28.9 ha
Main d'œuvre	2 permanents et 25 occasionnels
Matériel et bâtiments	Tracteur + équipement et infrastructures spécialisées
Activités végétales	20,88 ha (paturage naturel); 2 ha (Canne/King Grass); 3 ha (Mais); 0,5 ha (haricot); 0,4 ha (Manioc); 2 ha (tomate)
Activités d'élevage	136 animaux - 23 laitières; 80 porcs de 100 kg ; 10 chevaux

C3	Inflows	Cattle	Pig	Food crop	Market gardening	Forage crop	Forage storage	Manure storage
Cattle	440.4	0.0	0.0	0.0	0.0	173.9	60.7	0.0
Pig	749.3	0.0	0.0	7.3	0.0	12.4	0.0	0.0
Food crop	437.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	293.0
Market gardening	201.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	109.0
Forage crop	92.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Forage storage	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	60.7	0.0	0.0
Manure storage	0.0	405.0	36.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	1,308.7	184.3	247.9	206.7	0.0	0.0	15.0
Losses	0.0	1,214.5	548.8	68.7	29.1	9.5	0.0	0.0

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	190
Diversity	Fi/n	1.3
Organization	1-AMI/Hr	0.47
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	40.1
	ICR (%)	21.1
Cycling	FCI	0.0
Resilience	ϕ/C	0.68
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	68
	P (%)	36
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	66
	SS (%)	65
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	102

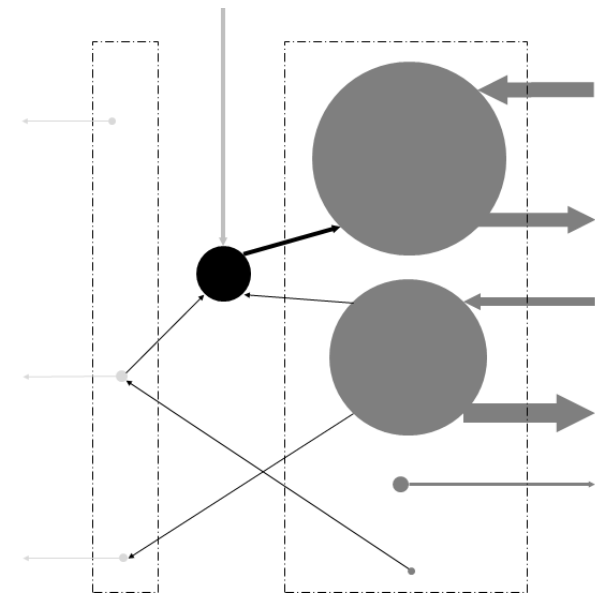
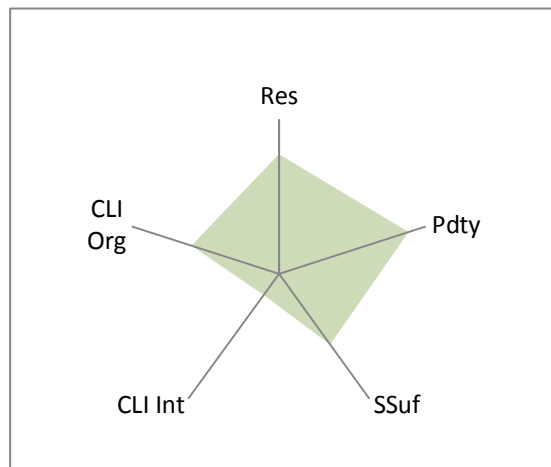


Exploitation C4: Máximo Gomez, Province de Matanzas, Cuba

Surface	64 ha
Main d'œuvre	16 permanents et 20 occasionnels
Matériel et bâtiments	Tracteur + équipement et infrastructures spécialisées
Activités végétales	2 ha (paturage naturel); 0,8 ha (Canne/King Grass) + 3 ha (arbuste fourrager); 1,2 ha (arbre fruitier); 15,5 ha (banane plantain); 13,5 ha (maïs); 13,5 ha (haricot + pois chiche); 14,5 ha maraicher (choux, piment, betterave)
Activités d'élevage	69 animaux- 20 vaches laitières; 3000 œufs et 400 poulets; 200 lapins à 2 kg ; 7 chevaux; 5 moutons

C4	Inflows	Rabbit	Poultry	Rabbit	Food crop	Market gardening	Fruit crop	Forage crop	Manure storage
Rabbit	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	172.8	0.0
Poultry	0.0	0.0	0.0	0.0	24.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Rabbit	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Food crop	1,154.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Market gardening	2,115.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	605.0
Fruit crop	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Forage crop	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Manure storage	600.0	91.7	0.0	0.0	49.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	12.0	24.8	14.0	2,574.6	1,976.4	381.5	0.2	0.0
Losses	0.0	69.2	0.0	5.4	174.0	255.7	0.0	0.0	135.8

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	110
Diversity	Fi/n	0.6
Organization	1-AMI/Hr	0.48
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	14.7
	ICR (%)	13.4
Cycling	FCI	0.0
Resilience	ϕ/C	0.62
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	78
	P (%)	71
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	60
	SS (%)	45
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	129

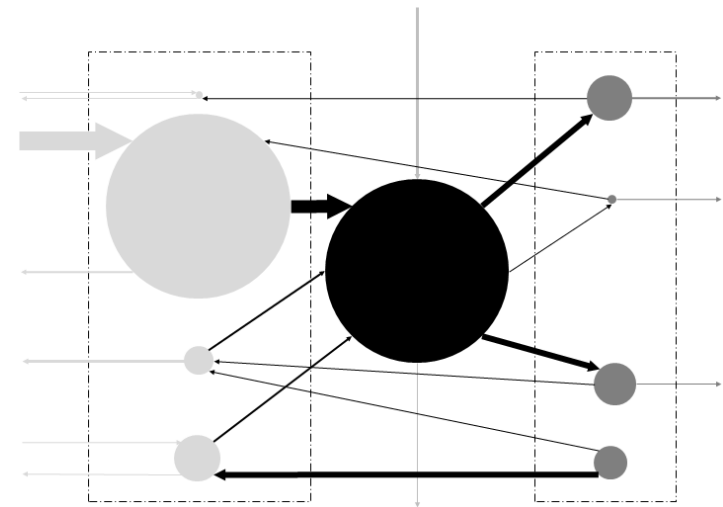
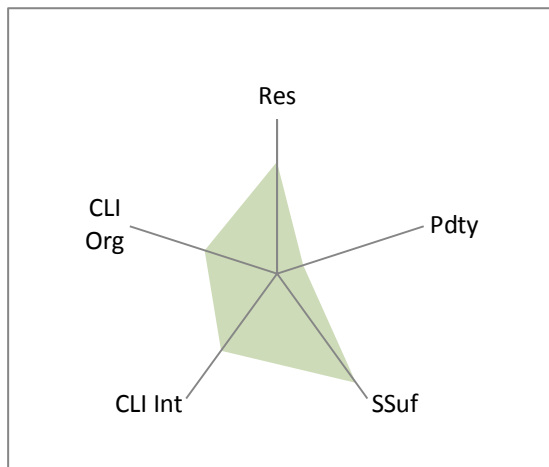


Exploitation C5: Máximo Gomez, Province de Matanzas, Cuba

Surface	13 ha
Main d'œuvre	8 permanents et 5 occasionnels
Matériel et bâtiments	Tracteur + équipement et infrastructures spécialisées
Activités végétales	5 ha (paturage naturel); 0,5 ha paturage amélioré (Sylvo Pastoralismo); 2 ha (Canne/King Grass) + 0,5 ha (arbuste fourrager); 3,5 ha (arbre fruitier); 0,2 ha (Manioc); 2,1 ha maraicher
Activités d'élevage	23 animaux - 7 laitières; 200 porcs de 100 kg; 5000 œufs; 540 lapins à 2,5 kg

C5	Inflows	Cattle	Pig	Poultry	Rabbit	Food crop	Market gardening	Fruit crop	Forage crop	Manure storage
Cattle	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.5	8.7	0.0
Pig	1,803.8	0.0	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Poultry	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.3	0.0	0.0	0.0
Rabbit	21.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	568.4	0.0
Food crop	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	39.4
Market gardening	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	586.2
Fruit crop	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	586.2
Forage crop	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Manure storage	260.0	148.6	1,259.9	0.0	175.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Outflows	0.0	326.6	153.6	4.8	39.0	0.3	198.4	126.2	0.0	145.0
Losses	0.0	158.0	637.5	10.0	132.4	3.7	55.1	55.1	0.0	239.1

System activity	TST/ha (Kg N/ha)	502
Diversity	Fi/n	1.2
Organization	1-AMI/Hr	0.39
Intern circulation	TT/ha (Kg N/ha)	246.8
	ICR (%)	49.2
Cycling	FCI	0.5
Resilience	ϕ/C	0.58
Productivity	Outflows (Kg N/ha)	72
	P (%)	14
Self Sufficiency	Inflows (Kg N/ha)	152
	SS (%)	70
Efficiency	Outflow/ Inflow (%)	48



Résumés

Résumé

Tit : Evalyasyon agroékolojik a pratik a entegrasyon a agrikilti é bèt: aplikasyon a analiz a rézo ekolojik a fèm an twopik yo imid

Mo clé: agroékolojik, effisiens, résiliens, plicilti-élvaj, Karaïb, amazoni

Résumé:

Agrikilti dwèt satisfè défi de pli zan pli konplèks. I dwèt pwodwi plis pou repon demann a manjé ki toujou ka grandi; avè mwens, lè ou gadé rawté a resous natirèl; i ni pou adapté a kontrent nouvo ki ni rapò a chanjman brital a sosyo-ekosistèm. Agroekoloji ka bay on fondasyon teyorik pou désiné sistèm agrikòl ki en meme ten pwodiktif, efikas, fleksib é endepandan pou répon a defi a agrikilti. Tèz la konsantre si analiz agro-ekolojik a entegrasyon a agrikilti é bèt (EAI) an sistèm avè pliziè kilti é bèt melanje (SMAE). Nou ka kesyonné ki jan, en l'échèl a la fèm, entegrasyon a pliziè kilti é bèt, kòm on ensem a pratik agrikòl ka mobilizé pwosesis ekolojik ka kontribye an pèfòmans agro-ekolojik an fèm, é pli lwen adan pwoblèm agrikòl. Pou reponn sa a, nou poze pwoblèm la sa an de kesyon: 1) IAE pé ète analizé kon on rezo a fli a eleman nitritif andan jaden la, ki ni pwopriyete ki sanble avè sa o ki ni adan fonksionman a ekosistèm; ii) SMAE ki pi kompliké sa vle di ni fli a eleman nitritif pi divèsifye é rezo pi konplèks, yo kapab pèmèt SMAE join pèfòmans agroékologiquement; sètadi pwodiktif, efikas, endepandan é fleksib. Pou reponn kesyon la sa, nou devlopé en premye on fondasyon metodolojik ki baze si analiz a rezo ekolojik (ENA) pou evalye pwopriyete a agro-ekosistèm, kè nou testé anlè uit ka d'étid teyorik avè on gradyan a divèsite a aktivite agrikòl é dè IAE. Nou validé i avè on kadriyaj a endikatè, ki soti adan ENA, ki pewmet nou adan on pwèmié tan karakterizé entegrasyon a agrikilti é bet adan l'échèl a exploitation agrikol, é adaan on désièm tan pèfòmans jeneral a sé operasyon la sa. Apré sa nou aplike kad metodolojik la sa si disèt fèm melanjé adan lé twopik imid, ki soti andan twa teritwa avè kondisyon konparab an tèm de aksè adan faktè de pwodiksyon: Gwadeloup, Amazoni de lès Brezilien é Kiba. Pou fè sa, SMAE etidyé té modelize an rézo a fli a nitwojèn, a l'échèl a on l'ané, rebati pa investigasyon en plizyè passaj owa agrikiltè. Lè ou konsideré okòmansman sèlman exploitation an Gwadeloup (uit fèm), nou ka montré ke nivo a entegrasyon la ba a l'échèl a fèm la nou étidié la, byenke sé pratik a entegrasyon la ka parèt siyifikatif a l'échèl a on pratik (manje animal ka soti adan résidus a rekòlt, angrè soti nan fimye). Lè ou konsidere adan on dezyèm tan tout disèt fèm adan lé twa térin nou etidié, nou ka montré ke l'IAE a l'échèl à fèm la ka pé èt evalyé pa dé kritè: òganizasyon a sé rézo a fli la é intansite a ciwkilasyon a nitwojèn adan aktivité a exploitation la. Echantiyon an nou ni anpil sitiyaasyon différan silon dé kritè la sa. Tandans ka émergé adan analiz a lyen ki ni ant IAE é pèfòmans: fèm avè nivo ba a entegrasyon yo mwens éfikas, mwens résiliant, é mwens pwodiktif, é très fleksib a on nivo entèmedyè a detèminasyon. Nou montré enteré a ENA pou analiz a fonksyonman é pèfòmans a sistèm agrikòl agro-ekolojik adan on dimansyon ki komine, menm si sé pèfòmans la pa ka dépann sèlman dè pratik a IAE. Sé pèwfòmans la ka dépann a konbinezon a aktivite ki ni adan SMAE é a pèwfòmans pasyèl a sé aktivité la. Modèl a simulation a pratik a entegrasyon ki adan SMAE sé on moyen a dévlopé pou vwè konsekans a diferan fòm a IAE si pèfòmans a sistèm la.

Resumen

Título: Avaliação agroecológica das práticas de integração lavoura-pecuária : Aplicação da análise de rede ecológica em estabelecimentos agrícolas em clima tropical úmido

Palavras chaves : Agroecologia, eficiência, resiliência, sistemas mistas agrícola-pecuária, Caraíbas, Amazônia

Resumo :

A agricultura deve enfrentar desafios cada vez mais complexos. Ela deve conseguir a produzir mais para atender uma demanda em produtos alimentícios crescente ; usando menos, devido a escassez dos recursos naturais ; adaptando-se à novos obstáculos resultando das mudanças brutais que afetam os socio-ecossistemas. A agroecologia propõe um quadro teórico para desenhar sistemas agrícolas que estejam tanto produtivos, auto-suficientes, eficientes e resilientes, como capazes de enfrentar os desafios agrícolas. Essa tese foca à análise agroecológica da integração lavoura-pecuária (ILP) nos sistemas mistas agrícola-pecuária (SMAP). Questionamos em que medidas, na escala dos estabelecimentos agrícolas, a ILP pode contribuir aos desempenhos agroecológicos dos SMAP, e além, aos desafios da agricultura. Essa problemática é sub-divida em duas perguntas : i) a ILP pode ser analisada como uma rede de fluxos de nutrientes na escala da propriedade agrícola, apresentando propriedades de estrutura e de funcionamento semelhantes aos ecossistemas ; ii) os SMAP os mais integrados, i.e. com as redes de fluxos de nutrientes as mais diversificadas e mais complexas, são agroecológicos, tanto em relação à produtividade, à eficiência, à auto-suficiência e resiliência. Para responder a essas perguntas, desenvolvimos primeiro um quadro metodológico baseado sobre a análise das redes ecológicas (ENA) afim de avaliar as propriedades dos agroecossistemas. Esse método foi testado em 8 casos de estudo teóricos apresentando um gradiente de diversidade de atividades agrícolas e de integração lavoura-pecuária. Esse método, uma vez validado, permitiu de caracterizar a ILP na escala do estabelecimento agrícola e de avaliar os desempenhos globais dos estabelecimentos. Esse quadro metodológico foi aplicado em dezessete estabelecimentos mixtos em zona tropical úmida, em três territórios apresentando condições contrastadas em relação ao acesso aos fatores de produção : a Guadalupe, a Amazônia oriental brasileira e Cuba. Os SMAP estudados foram modelizados em redes de fluxos de nitrogênio, na escala temporal de um ano, construídos a partir de dados de entrevistas com os agricultores recolhidos através de várias visitas. Primeiro resultado original, a análise dos oito estabelecimentos de Guadalupe mostra que o nível de ILP é fraco na escala do SMAP apesar do que o nível de integração parecia importante na escala de uma prática (alimentação animal a partir de resíduos de lavouras, fertilização a partir de excreções). Segundo, o estudo dos dezessete estabelecimentos das três áreas de estudo mostra que a ILP, na escala do estabelecimento, pode ser avaliada através de dois criterios : a organização da rede de fluxos e a intensidade da circulação do nitrogênio entre as atividades da propriedade agrícola. Nossa amostragem confirma esse resultado, apresentando situações contrastados considerando esses dois criterios. Quanto à análise das relações entre ILP e desempenhos, evidenciamos tendências : os estabelecimentos pouco integrados são pouco eficientes e pouco resilientes ou pouco produtivos e fortemente resilientes. Entretanto, os estabelecimentos fortemente integrados combinam um nível elevado de produtividade, de eficiencia e um nível intermediário de resiliência. A tese mostra portanto a relevância de usar o ENA para analisar o funcionamento e os desempenhos agroecológicos dos agroecossistemas, em apenas uma dimensão, apesar do que esses desempenhos não dependem unicamente das práticas de ILP. Os desempenhos dependem com efeito da combinação das atividades em um SMAP, e dos desempenhos parciais dessas atividades. A simulação por modelagem das práticas de integração é uma pista de pesquisa a prosseguir para avaliar melhor as consequências de diferentes modalidades de ILP sobre os desempenhos do sistema.

Resumo

Título: Evaluación agroecológica de la integración agricultura-ganadería a nivel de la finca. Aplicación del análisis de redes ecológicas en sistemas mixtos bajo las condiciones de trópico húmedo

Palabras claves: Agroecología, eficiencia, resiliencia, agricultura-ganadería, Caribe, Amazona

Resumen:

La agricultura debe responder actualmente a retos cada vez más complejos. De ella se demanda producir más (debido al aumento de la demanda de alimentos) en un contexto de rarefacción de recursos, cambio climático y crisis económicas, que requiere estrategias pertinentes de adaptación a todos los niveles. La agroecología propone un marco teórico para concebir sistemas agrícolas a la vez productivos y eficientes, resilientes y autosuficientes, capaces de responder a dichos retos. La presente tesis se centra en el análisis agroecológico de la integración agricultura-ganadería (IAE) en sistemas mixtos de agricultura-ganadería (SMAE). Nos planteamos hasta qué medida, a nivel de las explotaciones agrícolas (o fincas), la IAE, reconocida como el conjunto de prácticas que moviliza una serie de procesos ecológicos, puede contribuir a mejorar el comportamiento agroecológico de las explotaciones y, finalmente, contribuir a superar los retos actuales. Para abordar el tema, declinamos la problemática en dos sub-cuestiones: i) la IAE puede ser analizada como una red de flujo de nutrientes a la escala de la finca, si se admiten propiedades de estructura y de funcionamiento similares a aquellas que ocurren en los ecosistemas; ii) el SMAE más integrado, o sea con redes de flujo de nutrientes más complejas y diversificadas, estará en condiciones de devenir en un SMAE agroecológicamente atractivo, o sea, productivo, eficiente, autosuficiente y resiliente. Para confirmar estas hipótesis, desarrollamos un marco metodológico fundado sobre el análisis de redes ecológicas (ENA) con vistas a estimar las propiedades del agrosistema. Dicho cuadro metodológico fue evaluado en ocho casos de estudios teóricos representando un gradiente y diversidad tanto de actividades agrícolas como de prácticas de IAE. Inspirados en ENA, se preparó y validó una grilla de indicadores, con vistas a caracterizar la IAE y medir el comportamiento global de la explotación. De esta manera nuestro marco conceptual y metodológico fue aplicado a 17 fincas mixtas presentes en 3 territorios enclavados en el trópico húmedo, con una serie de contrastes socioeconómicos los cuales, *a priori*, afectarían indirectamente el comportamiento y desarrollo de las explotaciones bajo estudio. Dichos territorios son: las islas caribeñas de Guadalupe y Cuba, y el Amazona oriental brasileño. Los SMAE estudiados fueron modelizados en redes de flujo de nitrógeno (N), en el período de un año, lo cual se logró a partir de una reconstrucción derivada de varias encuestas realizadas directamente sobre el terreno a los agricultores involucrados. En una primera etapa de análisis, al considerarse únicamente las explotaciones de Guadalupe (n= 8), se observó un bajo nivel de integración, incluso cuando la integración parecía significativa a nivel de una práctica específica (ej. alimentación animal a partir de residuos de cultivo o fertilización a partir de las deyecciones de los animales). En la segunda fase del análisis, al considerarse el conjunto de las 17 explotaciones, se demostró que la IAE a nivel de la finca puede ser apreciada a través de dos criterios fundamentales: la organización de la red de flujos y la intensidad de la circulación del N entre las actividades de la explotación. Al analizar nuestra muestra según estos dos criterios, se evidencia la presencia de situaciones de IAE bien contrastadas y diferentes. Asimismo, hay tendencias que se generan a partir del análisis de posibles vínculos entre IAE y comportamiento agroecológico: las fincas poco integradas tienden a ser poco eficientes, poco resilientes y poco productivas pero significativamente resilientes. En cambio, las explotaciones con un fuerte grado de integración combinan por lo general un elevado nivel de productividad y de eficiencia con un nivel intermedio de resiliencia. En conclusión, con este estudio hemos demostrado el interés de la metodología ENA para el análisis, en un sentido y dimensión común, del funcionamiento y comportamiento agroecológico de los agroecosistemas. No obstante, debemos ser conscientes que dicho comportamiento agroecológico no depende únicamente de las prácticas de IAE sino de la combinación de actividades (con sus comportamientos respectivos) al seno de un SMAE dado. La simulación de las prácticas de integración en el seno de un SMAE, con la ayuda de la modelización, deviene una pista que merita continuar su desarrollo, en los objetivos de estimar con mayor precisión las consecuencias de la adopción de diferentes modalidades de IAE sobre el comportamiento agroecológico global de los agroecosistemas.

Abstract

Title: Agroecological assesment of crop-livestock integration practices: The application of ecological network analysis to mixed farms in the humid tropics

Keywords: Agroecology; crop livestock system; efficiency; resilience; Caribbean; Amazonia

Abstract:

Agricultural systems have to produce more and better in a changing world. This requires adaptation to the increasing scarcity of natural resources while responding to the demands of a growing global population. In light of this, the design of local sustainable agricultural systems is a crucial task. Such agricultural systems should be simultaneously efficient, productive, resilient and self-sufficient, based on the principles of agroecology. This thesis presents an agroecological analysis of crop-livestock integration (CLI) in mixed crop-livestock farming systems (MCLS). We question to what extent, at farming system level, CLI, as a set of agricultural practices mobilizing ecological processes, can contribute to the agroecological performance of MCLS, and beyond, to agricultural issues as a whole. To answer this, we examine this question in the light of two hypotheses: i) CLI can be analyzed as a network of nutrient flows, with structure and functioning properties similar to those of ecosystems; ii) the most integrated MCLS, *i.e.* the most diversified and complex flow networks of nutrients, contribute to the agroecological performance of MCLS, enhancing productivity, efficiency, self-sufficiency and resilience. As part of our study, we first develop a methodological framework based on ecological network analysis (ENA) to assess the properties of agrosystems. We tested that framework on eight theoretical case studies, which represent a gradient of CLI and diversity of agricultural activities. We thus validate a grid of indicators to characterize both CLI and agroecological performances at system level. We then apply this methodological framework to seventeen MCLS in the humid tropics, from three territories with contrasting conditions in terms of access to production factors: Guadeloupe (F.W.I.), Brazilian Amazonia, and Cuba. The MCLS studied were modeled into nitrogen flow networks, on a year scale, rebuilt following iterative investigations with farmers. Based initially only on farms from Guadeloupe (eight farms), we show that the level of CLI is low at farm scale, although CLI practices appear significant at agricultural practice scale (animal feed from crop residues, and organic fertilizer from manure). We then extend our analysis to all seventeen farms from the three fields of study and show that CLI can be assessed on two criteria: the organization of flow networks and the intensity of flows circulating between agricultural activities. Our sample covers contrasting CLI situations, according to these two criteria. The trends that emerge from the analysis of the links between CLI and performance suggest that less integrated farms are inefficient and poorly resilient, or not very productive and resilient. However, highly integrated farms combine a high level of productivity and efficiency and an intermediate level of resilience. We demonstrate the benefits of ENA for the analysis of the functioning and agroecological performance of agricultural systems, even if such performance is not wholly dependent on CLI practices. In fact, the performance depends partly on the combination of agricultural activities and on the relative performance of these activities. Finally, simulation modeling of CLI practices within a given MCLS sheds greater light on the consequences of different forms of CLI on system performance.

Rapport-Gratuit.com

Titre : Evaluation agroécologique des pratiques d'intégration agriculture-élevage: Application de l'analyse de réseau écologique à des exploitations agricoles en milieu tropical humide

Mots clés : Agroécologie, efficacité, résilience, polyculture élevage, Caraïbe, Amazonie

Résumé : L'agriculture doit répondre à des enjeux de plus en plus complexes. Elle doit en effet produire plus pour satisfaire à une demande alimentaire toujours croissante ; avec moins, compte tenu de la raréfaction des ressources naturelles; en s'adaptant à de nouvelles contraintes liées aux changements brutaux que subissent les socio-écosystèmes. L'agroécologie propose un cadre théorique pour concevoir des systèmes agricoles à la fois productifs, autosuffisants, efficaces et résilients, à même de répondre à ces enjeux agricoles. La thèse est centrée sur l'analyse agroécologique de l'intégration agriculture-élevage (IAE) dans les systèmes mixtes agriculture-élevage (SMAE). Nous questionnons dans quelles mesures, à l'échelle des exploitations agricoles, l'IAE, peut contribuer aux performances agroécologiques des SMAE, et par-delà, aux enjeux de l'agriculture. Cette problématique a été déclinée en deux sous-questions : i) l'IAE peut-elle être analysée comme un réseau de flux de nutriments à l'échelle de l'exploitation agricole, possédant ainsi des propriétés de structure et de fonctionnement similaires à celles des écosystèmes; ii) les SMAE les plus intégrés i.e. les réseaux de flux de nutriments les plus diversifiés et les plus complexes, sont-ils agroécologiquement performants, tout à la fois productifs, efficaces, autosuffisants et résilients. Pour répondre à ces questions, nous avons tout d'abord développé un cadre méthodologique fondé sur l'analyse des réseaux écologiques (ENA) pour apprécier les propriétés des agrosystèmes. Cette méthode a été testée, sur huit cas d'études théoriques présentant un gradient de diversité d'activités agricoles et d'IAE. Cette méthode, une fois validée, nous a permis de caractériser d'une part l'IAE à l'échelle de l'exploitation agricole et d'autre part de mesurer les performances globales des exploitations. Ce cadre méthodologique a été appliqué sur dix-sept exploitations mixtes en zone tropicale humide, issues de trois territoires présentant des conditions contrastées d'accès aux facteurs de production: la Guadeloupe, l'Amazonie orientale brésilienne et Cuba. Les SMAE étudiés ont été modélisés en réseaux de flux d'azote, à l'échelle d'une année, reconstruits par enquêtes en plusieurs passages auprès des agriculteurs. Dans un premier temps, l'analyse des huit exploitations de Guadeloupe a montré que le niveau d'IAE était faible à l'échelle du SMAE même si l'IAE apparaissait importante à l'échelle d'une pratique (alimentation animale à partir de résidus de culture, fertilisation à partir de déjections). Dans un second temps, l'étude des dix-sept exploitations des trois terrains d'étude, a montré que l'IAE à l'échelle de l'exploitation, peut être appréciée au travers de deux critères : l'organisation du réseau de flux et l'intensité de la circulation d'azote entre les activités de l'exploitation. Notre échantillon présentait bien des situations très contrastées d'IAE selon ces deux critères. Pour ce qui est de l'analyse des liens entre IAE et performances, des tendances se dégagent: les exploitations peu intégrées sont peu efficaces et peu résilientes ou peu productives et fortement résilientes. En revanche, des exploitations fortement intégrées combinent un niveau élevé de productivité, d'efficacité et un niveau intermédiaire de résilience. Ainsi l'intérêt de l'ENA a été démontré pour l'analyse du fonctionnement et des performances agroécologiques des agrosystèmes, dans une dimension commune, même si ces performances ne dépendent pas uniquement des pratiques d'IAE. Les performances dépendent en effet de la combinaison des activités au sein d'un SMAE, et des performances partielles de ces activités. La simulation par modélisation des pratiques d'intégration au sein d'un SMAE donné est une piste à développer pour mieux apprécier les conséquences de différentes modalités de l'IAE sur les performances du système.