



HAL
open science

La complémentarité entre culture et élevage permet-elle d'améliorer la durabilité des systèmes de production agricole ? : Approche par modélisation appliquée aux systèmes de polyculture-élevage ovin allaitant

Inès Sneessens

► To cite this version:

Inès Sneessens. La complémentarité entre culture et élevage permet-elle d'améliorer la durabilité des systèmes de production agricole ? : Approche par modélisation appliquée aux systèmes de polyculture-élevage ovin allaitant. Sciences agricoles. Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II, 2014. Français. NNT : 2014CLF22505 . tel-01247596v2

HAL Id: tel-01247596

<https://theses.hal.science/tel-01247596v2>

Submitted on 4 Jan 2016

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

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

Ecole doctorale Sciences de la Vie, Santé, Agronomie et Environnement

N° d'ordre : 648

THESE

Présentée à l'Université Blaise Pascal pour l'obtention du grade de

Docteur d'Université

(Spécialité : Agronomie et Environnement)

Soutenue le 31/10/2014

Inès SNEESSENS

La complémentarité entre culture et élevage permet-elle d'améliorer la durabilité des systèmes de production agricole ?

Approche par modélisation appliquée aux systèmes de polyculture-élevage ovin allaitant

Jury

Gilles MAILHOT	Directeur de Recherche, CNRS/UBP -Clermont-Ferrand	Président
Jean-Philippe BOUSSEMART	Professeur, IESEG/Université de Lille 3	Rapporteur
Philippe FLEURY	Professeur, ISARA-Lyon	Rapporteur
Philippe LECOMTE	Directeur de Recherche, CIRAD-Montpellier	Rapporteur
Florence GARCIA-LAUNAY	Ingénieur de de Recherche, INRA-Rennes	Examineur
Hervé GUYOMARD	Directeur de Recherche, INRA-Paris	Examineur
Marc BENOIT	Ingénieur de Recherche, INRA-Clermont-Theix	Directeur de thèse
Gilles BRUNSCHWIG	Professeur, VetAgro Sup-Clermont-Ferrand	Directeur de thèse

Equipe d'accueil : INRA - Unité Mixte de Recherche sur les Herbivores (UMRH)

Economie et Gestion de l'Exploitation d'Elevage (EGEE)

Correspondante ADEME : Audrey TREVISIOL

REMERCIEMENTS

Je remercie mes directeurs de thèse, Gilles Brunshwig et Marc Benoit, pour leur soutien et leur confiance en moi pour mener à bien ce projet.

Une attention particulière aussi pour les personnes qui ont été disponibles pour débattre avec moi sur mon sujet de thèse et autres questionnements scientifiques : Stéphane Ingrand, Patrick Veysset, Philippe Baret, Sergio Perelman, Hervé Dakpo, Laurent Perochon, Benoît Dedieu, Olivier Pagnot, Gérard Servièrre, Gilles Lemaire et Xavier Coquil.

Je remercie également toute l'équipe EGEE pour son accueil, et plus particulièrement, Anne Lamadon et Gabriel Laignel pour leur soutien et contribution.

Je tiens également à souligner la collaboration réalisée avec Hélène Raynal, Eric Casellas et Jean-Claude Poupa. Merci pour ce début de projet commun.

Je remercie également toutes les personnes ayant participé à mes comités de thèse.

Mes remerciements s'adressent aussi à mes collègues, amis, et colocataires Giuseppe Copani et Hervé Dakpo. Merci également aux personnes qui ont contribué à faire de ma vie clermontoise une belle aventure : Amandine, Elodie & co, Maguy, Noël, Thaïs, Marcelo, Irène, Matthieu, etc.

Une pensée également pour tous ceux qui m'ont soutenue malgré la distance : Hélène, Camille, Aurélie, Clem, Flo, Marie, Augustin, Marion, Adrienne, Benjamin, Jérôme, etc.

Bien entendu, je n'oublie certainement pas ma famille et Nicolas : merci pour votre soutien continu.

Merci à l'ADEME et à l'INRA (SAE2 et PHASE) pour les financements octroyés.

Merci aux membres du jury d'avoir accepté d'assurer leurs rôles respectifs pour évaluer et discuter ce travail.

Publication dans des revues à comité de lecture

Articles Soumis

Sneessens I., Brunshwig G., Benoit M., (submitted). Maintaining French sheep-for-meat production in plainland areas through crop-livestock integration: a way to enhance farming system sustainability.

Sneessens I., Ingrand S., Benoit M., Brunshwig G., (submitted). A framework to compare sustainability of diversified and specialized production systems.

Sneessens I., Veysset P., Benoit M., Lamadon A., Brunshwig G., (submitted). *Sheep'n'Crop*: an integrated whole-farm model to assess economic and environmental performances

Article à soumettre

Sneessens I., Brunshwig G., Benoit M., (-). Efficiency gains permitted through crop-livestock integration: a data envelopment analysis approach.

Autres Publications

Article accepté

Sneessens I., Benoit M., Brunshwig G., 2014. Un cadre d'analyse pour évaluer les gains d'efficience permis par les interactions culture-élevage : une typologie des systèmes de polyculture-élevage couplée à une quantification de l'intégration. *Innovations Agronomiques* (39), 127-137. <http://prodinra.inra.fr/ft?id={58CFF683-34CF-45A3-820D-2526C9289AEA}>

Communication orale dans des congrès

European Federation for Animal Science (EAAP)

Sneessens, I., Brunshwig, G., Benoit, M., 2013. French sheep-for-meat production: state of the art and perspectives for sustainable farming systems. In: Book of abstracts of the 64th annual meeting of the European Federation of Animal Science (p. 268). *Book of Abstracts, 19*. Presented at 64th Annual Meeting of the European Association for Animal Production (EAAP), Nantes, FRA (2013-08-26 - 2013-08-30). Wageningen, NLD : Wageningen Academic Publishers. <http://prodinra.inra.fr/record/207698>

Communication orale dans des séminaires

Séminaire ACTA-INRA

Sneessens, I., Benoit, M., Brunschwig, G., 2013. Caractériser les systèmes de polyculture-élevage pour comprendre et identifier les conditions d'intégration des ateliers pour des systèmes de production durables. Séminaire ACTA-INRA « *Les systèmes de polyculture-élevage dans les territoires* », Toulouse, 4 et 5 juin 2013.

https://colloque6.inra.fr/jspcct/content/download/446/4766/file/4_SNEESS_spctet2013_fin_Snessens.pdf

Séminaire RMT SPyCE (INRA-ACTA-IDELE-Chambres Agricultures)

Sneessens I., Ingrand S., Benoit M., Brunschwig G., 2014. Efficience des systèmes diversifiés versus spécialisés : concepts et définitions. Séminaire RMT « *Systèmes de Polyculture Elevage (SPyCE)* », Paris, 12 et 13 juin 2014.

Posters

Journées des doctorants ADEME

Sneessens I., 2012. Durabilité des systèmes d'élevage ovins par analyse multicritères. Journées de doctorants ADEME, Angers, 4 et 5 février 2012.

Journées Ecole Doctorale « Sciences de la vie, Agronomie et Environnement » (ED65, Clermont-Ferrand).

Sneessens I., Brunschwig G., Benoit M., 2013. Associer culture et élevage pour assurer une production ovine allaitante durable en zone de plaine. Journées Ecole Doctorale « *Sciences de la vie, Agronomie et Environnement* » (ED65), Clermont-Ferrand, 16 et 17 mai 2013.

TABLE DES MATIERES

PARTIE 0 - INTRODUCTION.....	1
PARTIE I - CONTEXTE & PROBLEMATIQUE	7
CHAPITRE I.1 : Enhancing crop–livestock integration: a way to promote farming system sustainability.....	9
1. Introduction.....	10
2. Crop-livestock integration for sustainable intensification	11
3. Specialization vs diversification: what are the drivers for farming systems?	12
4. Case study: evolution of the French sheep-for-meat production in plainland areas	13
5. Lessons and perspectives	16
6. Conclusion	18
CHAPITRE I.2 : Définition des objectifs de recherche	23
PARTIE II – EVALUATION DE LA DURABILITE	27
CHAPITRE II.1: <i>Sheep’n’Crop</i> —an integrated whole-farm model to assess environmental and economic performances.....	29
1. Introduction.....	30
2. Materials and Methods	31
3. Application.....	40
4. Results	41
5. Discussion	47
6. Conclusion	49
CHAPITRE II.2 : Effet de la période de mise-bas sur la capacité d’un système de polyculture-élevage ovin allaitant à exploiter des économies de gamme : application en zone de plaine française.....	53
1. Introduction.....	53
2. Matériel et Méthode	54
3. Résultats	56
4. Discussion	64
5. Conclusions et perspectives	66
PARTIE III – CARACTERISATION DE L’INTEGRATION.....	67
CHAPITRE III.1: Assessing the efficiency of mixed crop–livestock systems: a new framework	69
1. Introduction.....	70

2. Material and methods.....	71
3. Analytical framework to compare MC–L and SPE systems.....	77
4. Results and discussion.....	79
5. Conclusion.....	82
CHAPITRE III.2: Efficiency gains permitted through crop-livestock integration and diversification: A data envelopment analysis approach.	85
1. Introduction.....	86
2. Material & Methods.....	87
3. Results and Discussion.....	93
4. Strengths, weaknesses and perspectives.....	99
5. Conclusion.....	100
PARTIE IV – DISCUSSION & PERSPECTIVES.....	105
1. Rappel des objectifs de recherche.....	107
2. Adéquation de la démarche de recherche avec nos objectifs.....	108
3. Discussion des résultats.....	112
4. Récapitulatif : Intérêts, limites et perspectives.....	120
PARTIE V – CONCLUSION.....	127
REFERENCES.....	131
TABLES DES FIGURES & TABLEAUX.....	141
ANNEXES.....	147

LISTE DES ABREVIATIONS

FRANCAIS	SIGNIFICATION	ENGLISH
ACV	Analyse de cycle de vie	LFA
ADEME	Agence De l'Environnement de la Maîtrise de l'Energie	ADEME
Ci	Indicateur de Complémentarité	Ci
DEA	Data Envelopment Analysis	DEA
EA	Exploitation agricole	-
EqCO2	Equivalents émissions de gaz carbonique	EqCO2
EqMJ	Equivalents Méga-Joules	EqMJ
Gi	Indicateur d'efficacité Globale	Gi
IDELE	Institut De l'Elevage	IDELE
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique	INRA
MJ	Méga-Joule	MJ
PCE	Polyculture-élevage	MC-L
Si	Indicateur d'efficacité Stratégique	Si
SPE	Systèmes spécialisés	SPE
SOERE/ACBB	Système d'Observation et d'Expérimentation sur le long terme pour la Recherche en Environnement - Agro-écosystème, Cycle Bio-géochimique et Biodiversité	SOERE/ACBB
Ti	Indicateur d'efficacité Technique	Ti
UTH	Unité de Travail Humain	UTH

GLOSSAIRE

Complémentarité	Capacité d'un système de polyculture-élevage à dégager des gains d'efficacité énergétique par rapport à une stratégie de production représentant des systèmes spécialisés.
Compromis	Choix du trade-off optimal.
Diversification	Système agricole présentant au moins deux ateliers de production, avec intégration ou non de ces ateliers.
Economies d'échelle	Economies monétaires permises par la taille de production.
Economies de gamme	Economies monétaires permises par la production conjointe de plusieurs outputs.
Efficience	Capacité d'un système agricole à produire des outputs en minimisant ses coûts si l'on étudie l'efficacité économique, ou en minimisant sa consommation d'énergie non-renouvelable si l'on étudie l'efficacité énergétique.
Efficience allocative (input-mix)	Capacité d'un système agricole à combiner ses inputs de façon optimale pour produire une quantité d'outputs donnée (optimal = minimiser ses coûts si étude de l'efficacité économique ou minimiser sa consommation d'énergie non-renouvelable si étude de l'efficacité énergétique).
Efficience d'échelle	Capacité d'un système agricole à produire à une échelle de production lui permettant d'améliorer son efficacité économique ou énergétique.
Efficience globale	Capacité d'un système agricole à produire une quantité d'outputs donnée avec le minimum de consommation d'énergie non-renouvelable.
Efficience intra-stratégie	Capacité d'un système agricole à produire une certaine quantité d'outputs avec le minimum d'inputs possible pour sa stratégie de production. Cette notion est à différencier de celle de l'inefficience technique étant donné que les stratégies de production définies dans ce travail sont composées de systèmes agricoles avec des technologies de production sensiblement différentes, ne présentant pas d'inefficience technique.
Efficience stratégique	Capacité d'un système agricole à dégager des gains d'efficacité

	<p>énergétique par rapport à une autre stratégie de production que la sienne.</p>
Efficiencce technique	<p>Capacité d'un agriculteur à produire une certaine quantité d'outputs avec le minimum d'inputs possible pour sa technologie de production.</p>
Hectares mobilisés	<p>Totalité des hectares nécessaires à la production de viande, comptabilisant les hectares internes et externes au système agricole.</p>
Intégration	<p>Système agricole présentant au moins deux ateliers de production qui interagissent, avec intégration verticale et/ou horizontale.</p>
Intégration horizontale	<p>Processus d'interaction entre ateliers de production n'impliquant pas la modification des quantités produites.</p> <p><i>Exemple : Intégration des prairies dans les rotations culturales.</i></p>
Intégration verticale	<p>Processus d'interaction entre ateliers de production où le produit d'un atelier sert d'intrant à l'autre atelier de production.</p> <p><i>Exemple : Autoconsommation de céréales pour l'atelier ovin.</i></p>
Organisation culture-élevage	<p>Part relative de culture et d'élevage au sein d'une exploitation de culture et d'élevage. Elle correspond au pourcentage d'hectares alloué à la production de cultures.</p>
Partie > Chapitre > Section	<p>Hiérarchie de la table des matières.</p>
Spécialisation	<p>Système agricole présentant un seul atelier de production.</p>
Stratégie de production	<p>Caractérisation de la conduite d'un système agricole à travers les concepts de diversification, d'intégration et de spécialisation.</p>
Système de polyculture-élevage	<p>Système agricole avec un atelier de production « Culture » et un atelier de production « Elevage ».</p>
Système diversifié fictif	<p>Système de polyculture-élevage sans intégration verticale et horizontale, fonctionnant comme deux systèmes spécialisés juxtaposés.</p>
Système intégré	<p>Système de polyculture-élevage avec intégrations verticales et horizontales : autoconsommation des céréales, intégration des prairies dans les rotations culturales, utilisation du fumier sur les têtes de rotations culturales et utilisation de la paille pour l'alimentation et la litière.</p>

Systeme non-integre	Systeme de polyculture-levage avec integrations verticales et horizontales minimales : utilisation du fumier sur les tetes de rotations culturales et utilisation de la paille pour l'alimentation et la litiere.
Trade-off	Situation ou l'atteinte d'un objectif ne peut pas etre realisee sans qu'un autre soit diminue. En economie, ce trade-off est represente par le cout d'opportunite de realiser un objectif plutot qu'un autre.
Travail mobilise	Nombre total de travailleurs necessaire pour la production de viande, en comptabilisant les besoins de main-d'oeuvre internes et externes au systeme agricole.

PARTIE 0 - INTRODUCTION

Dans le contexte d'après-guerre, l'essor de la mécanisation et la politique productiviste ont conduit à l'intensification et la spécialisation des exploitations agricoles (Peyraud et al., 2014, Dupraz and Vermersch, 1997). Ce processus a mené à l'uniformisation des territoires, et les systèmes de production obtenus ne valorisent plus les synergies entre productions animales et végétales (Lemaire et al., 2014). Cette configuration génère de nombreux problèmes environnementaux et remet en cause la durabilité des systèmes de production (Peyraud et al., 2014, Wilkins, 2008). De plus, leur dépendance à l'achat d'intrants conforte la remise en cause de la viabilité de ces systèmes si les prix augmentent. Par ailleurs, le découplage des ateliers de production rend les systèmes plus vulnérables aux aléas climatiques et économiques (Lemaire et al., 2014).

Pourtant, l'intégration des ateliers de culture et d'élevage semble être une piste pour produire durablement (Bonaudo et al., 2014, Bell et al., 2014). Les bénéfices économiques et environnementaux d'une intégration ont déjà été largement démontrés et répertoriés dans la littérature scientifique (Russelle et al., 2007, Lemaire et al., 2014, Hendrickson et al., 2008). Cependant, ces études se focalisent généralement sur l'effet de l'intégration à l'échelle de processus biophysiques pour promouvoir les systèmes de polyculture-élevage. Les effets de l'intégration à l'échelle de l'exploitation agricole sont nettement moins connus à cause de la complexité des interactions existant au sein d'un système de polyculture-élevage. Une meilleure compréhension de ces systèmes est pourtant primordiale si l'on veut contribuer à la conception de systèmes durables (Bell and Moore, 2012, Bonaudo et al., 2014).

Dans le cadre de cette thèse, nous nous focalisons sur la problématique spécifique du déclin de la production ovine et de la spécialisation céréalière dans les zones de plaines fertiles du département de la Vienne (AGRESTE, 2013). Nous émettons l'hypothèse que le maintien de l'élevage ovin en zone de plaine peut être obtenu en les intégrant à des systèmes céréaliers, ce qui permettrait d'en améliorer la durabilité. Notre objectif consiste alors à identifier sous quelles conditions d'intégration les systèmes de polyculture-élevage ovin allaitant sont plus durables que les systèmes spécialisés (Figure 0).

Afin de définir des axes de recherche qui prennent sens face à notre objectif, la première étape de ce travail consiste à répertorier les intérêts attendus des systèmes de polyculture-élevage et à identifier les spécificités de la production ovine en regard d'une intégration culture-élevage. Etant donné que les systèmes de polyculture-élevage sont de moins en moins observés malgré la revendication croissante de leurs intérêts agronomiques, économiques et environnementaux, on s'intéresse ensuite à l'identification des *drivers* d'évolution des systèmes agricoles afin de mieux comprendre les processus de spécialisation et de diversification. A l'aide de l'exemple de la production ovine allaitante dans une zone de la Vienne, le Montmorillonnais, nous identifions également les drivers spécifiques à la production ovine allaitante (Chapitre I.1).

Cette analyse du contexte permet de définir deux axes de recherche qui prennent sens en regard de notre objectif d'identification des conditions sous lesquelles l'intégration de cultures et d'ovins allaitants au sein d'une exploitation agricole permettrait d'améliorer leur durabilité. Le premier axe de

recherche défini a pour objectif d'évaluer la durabilité de systèmes de polyculture-élevage contrastés. Le second axe de recherche a pour objectif d'améliorer la caractérisation de l'intégration au sein de systèmes de polyculture-élevage (Chapitre I.2).

La mise en place de ces deux axes de recherche nécessite le développement d'un modèle de simulation de systèmes de polyculture-élevage ovin allaitant – *Sheep'n'Crop* – dont les paramètres sont ajustés pour correspondre au contexte pédoclimatique de la Vienne (Chapitre II.1). *Sheep'n'Crop* couple un module économique, un module représentant les interactions culture-élevage et un module environnemental. Cette configuration permet de générer une diversité de systèmes de polyculture-élevage tout en évaluant leur durabilité via un indicateur de performance économique (résultat courant par travailleur), un indicateur de productivité par atelier de production (kilo de carcasse par hectare mobilisé et kilo de protéines végétales par hectare vendu), et trois types d'indicateurs environnementaux : (i) la balance azotée (kg N/ha), (ii) la consommation d'énergie non renouvelable (eqMJ/kg carcasse et eqMJ/kg protéines végétales), et (iii) les émissions de gaz-à-effet-de-serre (eqCO₂/kg carcasse et eqCO₂/kg protéines végétales) (Chapitre II.1). Faute de données, le pilier social n'a pas été évalué.

Ce modèle permet d'analyser (i) l'effet des interactions et de l'organisation culture-élevage sur les performances économiques, productives et environnementales des systèmes agricoles (Chapitre II.1), (ii) l'effet de la saisonnalité de la production ovine et de l'intégration sur les performances économiques, productives et environnementales (Chapitre II.2), (iii) l'effet des interactions culture-élevage, de l'organisation culture-élevage et de la saisonnalité de la production ovine sur la complémentarité culture-élevage, c'est-à-dire la capacité des systèmes de polyculture-élevage à être plus efficaces que les systèmes spécialisés (Chapitre III.2). Cette troisième et dernière étape a nécessité la construction d'un cadre conceptuel. Ce cadre conceptuel se base sur le couplage d'une analyse de cycle de vie concernant la consommation d'énergie non-renouvelable et la méthode de frontière de production pour permettre l'évaluation des gains d'efficacité permis par les interactions et l'organisation culture-élevage (Chapitre III.1).

Dans la dernière partie de ce manuscrit, l'adéquation de la démarche de recherche et nos résultats sont discutés en vue d'établir des perspectives de recherche pour améliorer et compléter nos résultats (Partie IV)

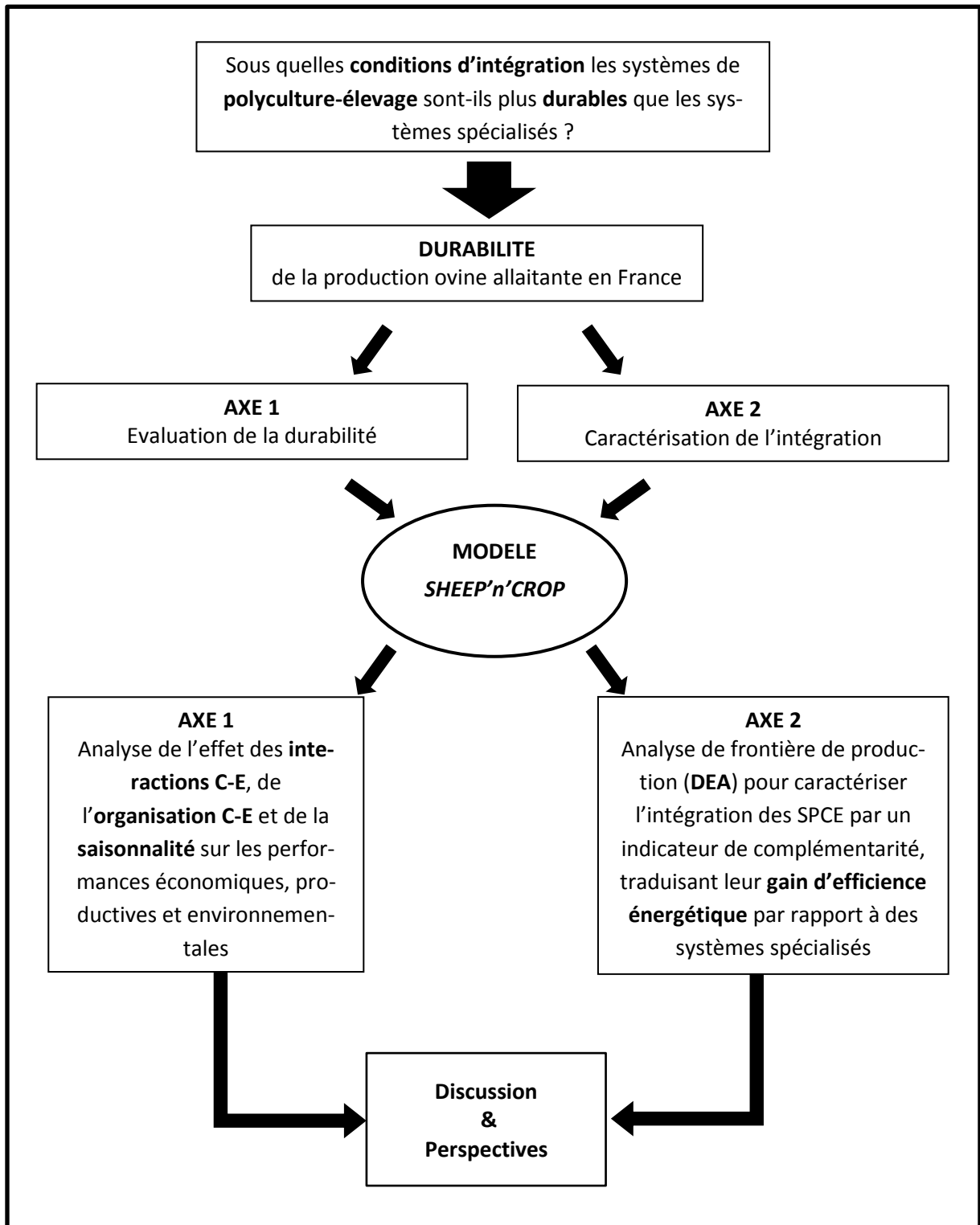


Figure 0 : Représentation de la démarche de thèse

Références

- AGRESTE 2013. Utilisation du territoire. Statistique Agricole Annuelle. <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr>.
- 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. 2014. Evolution in crop–livestock integration systems that improve farm productivity and environmental performance in Australia. *European Journal of Agronomy*, 57, 10-20.
- 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.
- DUPRAZ, P. & VERMERSCH, D. 1997. La spécialisation et la concentration des exploitations agricoles peuvent-elles être remises en cause? *INRA Sciences Sociales*, 2.
- HENDRICKSON, J. R., HANSON, J. D., TANAKA, D. L. & SASSENATH, G. 2008. Principles of integrated agricultural systems: Introduction to processes and definition. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23, 265-271.
- LEMAIRE, G., FRANZLUEBBERS, A., CARVALHO, P. C. D. F. & DEDIEU, B. 2014. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 4-8.
- PEYRAUD, J.-L., TABOADA, M. & DELABY, L. 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy*, 57, 31-42.
- RUSSELLE, M. P., ENTZ, M. H. & FRANZLUEBBERS, A. J. 2007. Reconsidering Integrated Crop–Livestock Systems in North America. *Agronomy Journal*, 99, 325.
- WILKINS, R. J. 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 363, 517-25.

PARTIE I - CONTEXTE & PROBLEMATIQUE

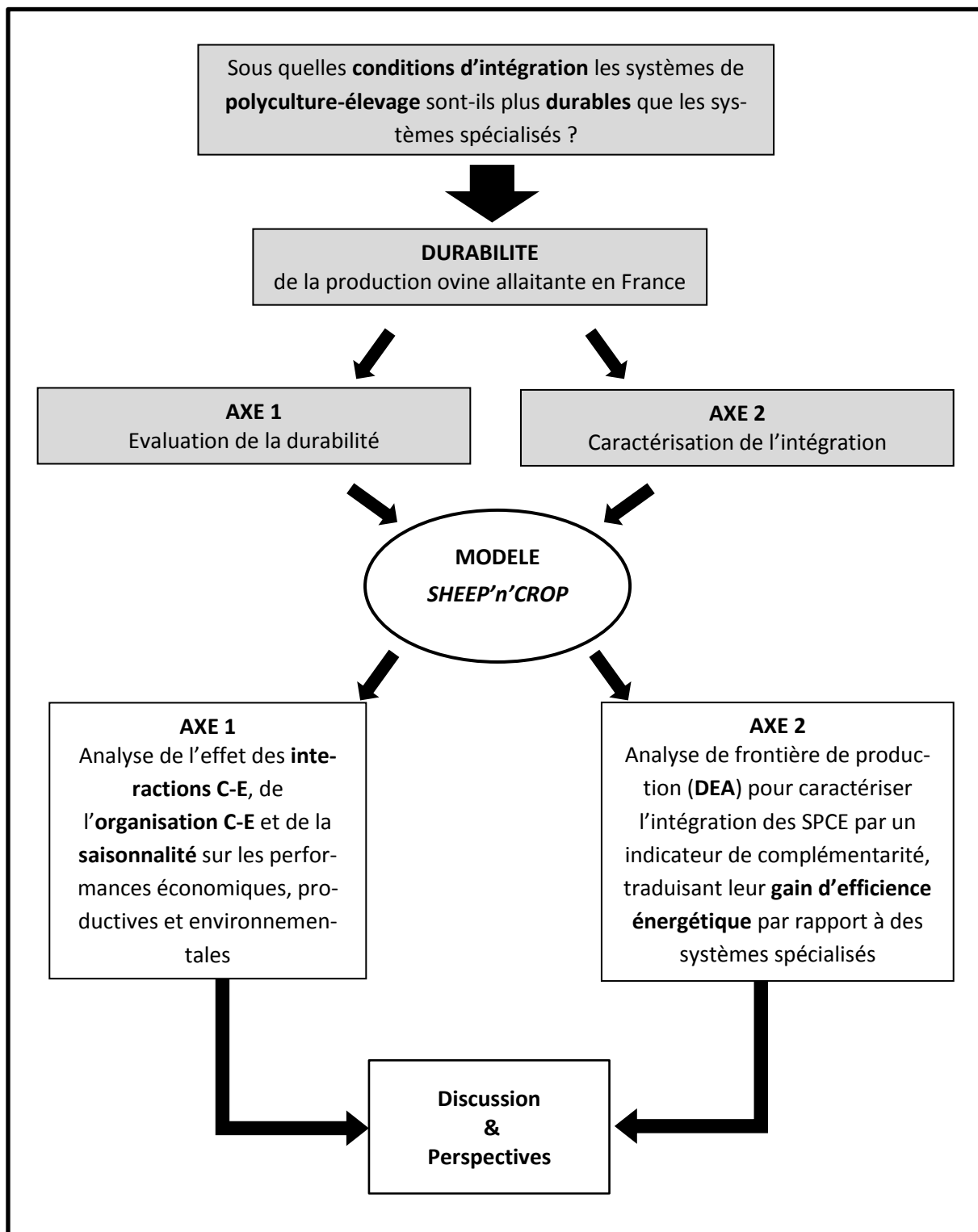


Figure I : Représentation de la démarche de thèse – CONTEXTE, PROBLEMATIQUE & QUESTION DE RECHERCHE

CHAPITRE I.1 : Enhancing crop–livestock integration: a way to promote farming system sustainability

I. Sneessens^{1a,b}, G. Brunschwig^{a,c}, M. Benoit^a

^a*Inra, UMR1213, 63122 Saint-Genès-Champanelle, France;* ^b*French Environment and Energy Management Agency (Ademe), 49004 Angers Cedex 01, France;* ^c*Clermont University, VetAgro Sup, UMR1213, 63000 Clermont-Ferrand, France*

Abstract

Despite the fact that the sustainability of mixed crop-livestock systems through ecological intensification is increasingly demonstrated in the scientific literature, specialisation of farming systems and territories are still observed. This point faces thus us to the necessity of understanding processes of adoption, maintain and discontinuation of farming systems. We identified four drivers explaining those processes (economic, politic, spatial and social) whose functions were highlighted through the example of the evolution of French sheep-for-meat production in plainland areas. The analysis of this marginal production confirms us that drivers of specialisation/diversification/integration are context- and location-specific, but also specific to the production studied. For instance, for sheep-for-meat production, integration is especially recommended for farming systems based on autumn lambing and high numerical productivity. Indeed, as these systems post higher consumption of concentrates, crop–livestock integration appears particularly interesting as a solution to enhance their self-sufficiency and resilience. This case study analysis confirms us the necessity to better understand which crop-livestock systems are sustainable.

Keywords: sustainable intensification, crop–livestock integration, sheep-for-meat production, drivers.

¹¹ Corresponding author: Inès Sneessens. Email : Ines.sneessens@clermont.inra.fr

1. Introduction

In the past half-century, global intensification and specialization of agriculture is observed, mainly in developed region as Europe (Peyraud et al., 2014), United Kingdom (Wilkins, 2008), or North America (Russelle et al., 2007). However, this specialization of territories and farming systems is widely criticized. On one side, these systems have shown limits in terms of environmental performances, mainly as they drive a loss of biodiversity (Lemaire, 2007, Tichit et al., 2011). On the other side, while the increase of work productivity yet has plateaued in main countries, the farming systems are liable to struggle to maintain good profitability if prices increase as expected (Bommarco et al., 2013). It is thus necessary to design farming systems with high and stable profitability in the presence of climatic and/or economic hazards and in a sharper economic situation. Farming systems should also be able to meet environmental standards on GHG emissions, fossil energy consumption, pollution, biodiversity, etc.

In this context, the concept of sustainable intensification emerged (Garnett et al., 2013). This concept traduces the necessity to enhance productivity of farming systems while preserving the environment. In that objective, Garnett et al. (2013) ask for a re-thinking of food production systems considering the context-and location-specific challenges. While sustainable intensification doesn't specify a priori what systems to develop (organic, conventional, agro-ecologic), the concept of ecological intensification promotes the same goal but specify the necessity of incorporating the natural ecosystem properties into agroecosystems (Doré et al., 2011), for instance by recoupling C and N cycles (Soussana and Lemaire, 2014). An example of ecological intensification is crop-livestock integration (Hochman et al., 2013). Indeed, our intensive specialized systems no longer take advantage of synergies between crop and livestock productions, and their operating costs are dependent on marketplace input prices.

In front of these future challenges, we posit that crop-livestock integration effectively is a good way to run sustainable (or ecological) intensification. To argue along this line, we first present a review of the global advantages of crop-livestock integration (Section 1). However, some recent studies highlights that current mixed crop-livestock systems were not always showing the best results in comparison to specialized systems (Veysset et al., 2014, Ryschawy et al., 2012). While these observations are in line with the current trend of specialization, these contradictories results exacerbates the need for better understanding the main drivers explaining the processes of diversification and specialization (Section 2). For that purpose, we took the French example of abandonment of sheep-for-meat production in plainland areas at the expense of crop production to highlight the role of each driver in this specific context and location (Sections 3.1- 3.2). In the same way, we use this example to demonstrate the impact of livestock specificities for crop-livestock integration, arguing that animal species also are drivers for the occurrence of complementarities (Section 3.3).

2. Crop-livestock integration for sustainable intensification

Environmental and economic benefits of crop-livestock integration, mainly through agro-ecologic processes, yet have been described in the scientific literature (Bell and Moore, 2012, Wilkins, 2008, Russelle et al., 2007). Regarding economic performances, complementarities between crop and livestock productions make it possible to cut operating costs and enhance economic efficiency by taking advantage of economies of scope (Dupraz and Vermersch, 1997, Villano et al., 2010). More concretely, these economies of scope result from savings made on different consumption items - a given category of inputs - that interconnect plant and animal subsystems. These items are mainly feed, fertilizers, crop protection products and labour work (Figure I.1). The type of items affected and the level of integration depend on the nature of the farming practices that interconnect these biotechnical subsystems (Bell and Moore, 2012, Soussana and Lemaire, 2014). So, for instance and in a simplified way, combined with crop systems, livestock production systems allow on one hand to cut the purchase of fertilizers in crop systems by supplying organic fertilizers (Russelle et al., 2007, Wilkins, 2008). On the other, adding perennial crops in the rotation enhances soil structure and cuts the consumption of fertilizers and crop protection products (Wilkins, 2008). Crop systems allow livestock production systems to cut their purchase of concentrates by producing feed (crop sub-products, fallow, etc.). Nevertheless, crop-livestock systems are known to be more complex to manage, and workload appears difficult to simplify and reduce in these integrated systems (Lemaire et al., 2014, Bell and Moore, 2012, Charroin et al., 2012).

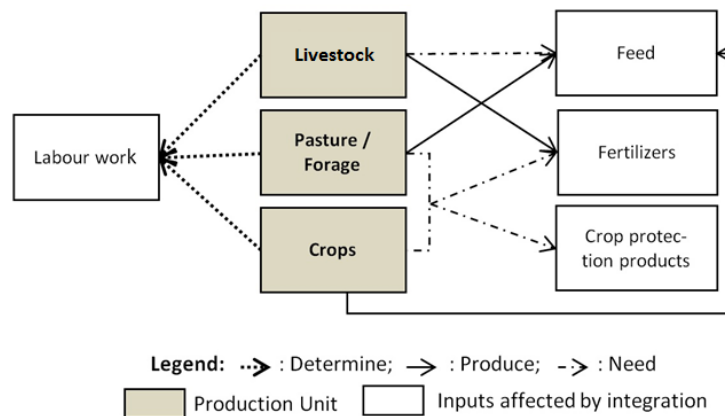


Figure I .1: Categories of inputs affected by crop-livestock integration

These interactions between biotechnical subsystems help bolster the farming system's economic performance against agricultural market fluctuations (Wilkins, 2008, Ewing and Flugge, 2004). Diversity is also known to bolster the farming system against climatic hazards (Milestad et al., 2012, Tichit et al., 2011). Indeed, diversity enhances the adaptive ability and resilience of farming systems (Milestad et al., 2012). For instance, crop-livestock integration yet has proven its ability to face climatic hazards and economic context variability in Australia (Bell et al, 2014), even if their integration is not yet judged optimal (Hacker et al., 2009).

With regards on environmental performances, mixing crop and livestock is important for preserving biodiversity (Tichit et al., 2011, Bonaudo et al., 2014). Furthermore, pastures, mainly permanent pastures, enhance carbon balance via carbon sequestration (Soussana and Lemaire, 2014). Non-renewable energy consumption diminished when crop-livestock integrations are optimized (Benoit and Laignel, 2010). It permits reducing the risk of water pollution too by the better management of the nitrogen surplus through the transfer of animal organic fertilizers to crops (Ryschawy et al., 2012).

3. Specialization vs diversification: what are the drivers for farming systems?

Globally, various drivers spurred two main contrasted forces influencing farming system evolutions: specialization and diversification.

3.1. Economic drivers

Dupraz and Vermersch (1997) explain the processes of farming system specialization and diversification through their ability to exploit economies of scope and scale. Economies of scope are the economic advantages that result from cost reduction associated with producing two products together rather than separately (Baumol et al., 1982). Economies of scale are the economic advantages that result from decreasing marginal costs of producing an additional unit of product (Drouin, 2009). These economies mainly result from spreading the fixed costs over a wider production. From these two notions, Dupraz and Vermersch (1997) developed an indicator of competitiveness, the economies of specialization, i.e. the difference between economies of scale between specialized and mixed systems minus economies of scope. If economies of specialization are positive, it means farmers would gain from specializing. This relative competitiveness between specialized and mixed systems is strongly determined by the economic context.

These principles explain why the current low input prices favour specialization. However, as we are expecting further hikes in input prices given the growing scarcity of fossil fuel and rising world demand for cereals, we may argue that diversification and integration are more sustainable strategies. This fact is consistent with the strategies adopted in Australia, where mixed-crop livestock systems dominate given their ability to face economic fluctuations (Bell et al., 2014).

3.2. Political and institutional drivers

Political and institutional drivers largely influence the economic context of production (Bell et al., 2014). It is the reason why expected political context has to be charted out in order to identify upcoming challenges. For instance, it is expected that public policies for GHG mitigation emerge given the quasi worldwide involvement in the Kyoto protocol. This kind of driver can also be used at national scale as a tool to guide the evolution of farming systems. Indeed, new policies could be developed to shape a production context favourable to the adoption or preservation of farming systems of interest. In the same way, policies may be developed to make agriculture better fit the environment. Indeed, there is a general consensus that specialization is bad for the environment, as it speeds biodiversity loss and causes water pollution (Lemaire, 2007, Tichit et al., 2011, Panzar and Willig, 1981).

3.3. Spatial drivers

Spatial drivers are determined by pedoclimatic conditions and easy access to factors of production. Pedoclimatic conditions directly affect the possibilities of production of a given farming system and also its economic profitability when hazards occur. Access to factors of production refers to the ability of farming systems to easily contract workers or buy other input of production. In the same way, the presence of the given agricultural sector in the same spatial area is primordial to ensure viability of the farming systems. These spatial constraints yet have been identified as a key factors influencing the evolution of production systems (Schiere et al., 2002).

Regarding pedoclimatic conditions, future challenges are expected to stem from climate context, with climate hazards expected to increase in frequency and intensity. Farming systems that are resilient to this expected climatic context have thus to be drawn and tested. Again, the better resilience of mixed crop-livestock systems yet has been demonstrated (Bell and Moore, 2012, Bell et al., 2014)

3.4. Social drivers

Social drivers reflect constant efforts to simplify and alleviate labour work. Labour work emerges as the biggest constraint that prevents the adoption or preservation of integrated system given their higher needs of technical and organisational skills (Lemaire *et al.*, 2014). Moreover, crop-livestock integration entails heavier workload whereas there is a shortage of workers in rural areas (Ryschawy et al., 2013, Schiere et al., 2002). Indeed, the era where we increased labour productivity in terms of hectares per worker is now behind us, and is part of the reason why farming systems have since tended to intensify, specialize and grow in size (Charroin et al., 2012). These systems are now showing their limits, particularly at the social level with the depopulation of rural areas. In these circumstances, it looks difficult to diversify farming systems given that the additional workload required for crop–livestock integration cannot be sourced out simply by employing additional workers when there is already a shortage of workers in rural areas.

4. Case study: evolution of the French sheep-for-meat production in plainland areas

4.1. Context-, location-and species specific characteristics

Over the last thirty years, French sheep-for-meat production has been cut in half (France-Agrimer, 2009). Today, with self-sufficiency down to 46%, French production falls well short of consumer demand. This decline is mostly observed in plainland areas where competition with crop systems is high. For instance, in the Vienne plainland area – an area previously renowned for its sheep production, the sheep-for-meat production has declined twice as fast as the national average over the period 1989-2012 (AGRESTE, 2013). We elected to focus on these plainland areas, and specifically the Montmorillonnais (southern Vienne department) because we have a lot of useful information on the underlying trends involved (Figure I.2). We can thus easily identify the role of each driver in the evolution of those farming systems.



Figure I.2: The Montmorillonais, Vienne department, France.

The main particularities of sheep-for-meat production systems are that animals can be made to lamb at different periods in the year and at different reproduction rhythms. Combined to the zootechnical characteristics of the flock (prolificity, fertility, mortality), the reproduction rhythm determines the numerical productivity, i.e. the number of lambs produced by ewes aged 12-plus months over one year. Regarding the periods of lambing, the natural period is spring but some breeds can be made to lamb in autumn-winter, with hormonal treatments or not.

4.2. Evolution in the Montmorillon plainland area

The case study described below illustrates the importance of economic, political, spatial and social drivers in the evolution of sheep-for-meat production systems in the Montmorillonais. The influence of the sheep-for-meat sector has to be noted too.

In the 1930s, the socio-economic context favoured the development of extensive grazing systems that offered lower labour and investment needs (Jean, 1986, Benoit et al., 1991). This period represents the sheep breeding specialization era. Nevertheless, in the 1950s, Western migrants began to diversify large farms with crops (Jean, 1986). This diversification process led to productive and intensive farming systems that challenged the competitiveness of local specialized sheep-for-meat production systems. However, the 1970s price hierarchy again favoured specialized intensive sheep-for-meat production systems. In the 1980s, the more liberal Common Agricultural Policy (CAP) led to a rise in sheep meat imports from 20% to 46% of national consumption, which made the price of sheep meat on the domestic market heavily dependent on Irish and English prices. Domestic prices fell by 40% (Benoit et al., 1991), and gross margin became very sensitive to operating expenses. In this context, specialized intensive sheep systems were no longer competitive and were forced to evolve to diversified systems, mainly with crops. This evolution implied an intensification of the forage system (higher animal unit per ha). In the same period, the sheep-for-meat cooperatives gave economic incentives to promote autumn lambing and foster competitive French sheep meat production, with the knock-on effect that traditional spring grazing systems - even if keeping the major part of production - were progressively less conducted in favour of autumn lambing systems with indoor fattening of lambs (Benoit et al., 1991). To further enhance system productivity, the reproduction rhythm was increased up to three lambings per ewe over two years. This accelerated system led to good results with hardy breeds in mountainous areas but not in plainland areas because it was decided to main-

tain breeds better suited to sheep meat production that didn't permit having good results in accelerated systems. Moreover, autumn lambing systems are highly dependent on external inputs.

From the 1990's to the 2000s, political context shaped profitability in sheep-for-meat systems. First, the Compensatory Sheep Premium was cut by 39% and no longer supported sheep production enough (Benoit and Laignel, 2011). Second, the 1992 CAP reform favoured cereal production at the expense of sheep production in mixed production systems (Benoit and Laignel, 2011). Moreover, cereal production is more attractive than sheep production due to the lower labour-intensity required. Thereafter, due to higher production of cereals, feed prices decreased between 1987 and 2005, thereby supporting intensification in the remaining specialized sheep production systems.

Other political measures curbed these effects. First, a Grass Premium helped counterbalance cereal premiums. Second, a Territorial Contracts (2000-2006) system supported sheep production by granting financial aids to compensate easily-implementable measures for better environmental management (Benoit and Laignel, 2011). Third, some capped aids, like the Compensatory Indemnities for Natural Handicap, supported particularly small farming systems with good technical results and low investments (Benoit and Laignel, 2011). Fourth, from 2009 till 2013, the "Barnier Plan" CAP significantly increased sheep farm revenues.

4.3. Sheep-for-meat and crop integration for sustainable production

4.3.1 Sustainability assessment

We decided to assess mixed crop-sheep systems sustainability through three indicators available in the scientific literature: the economic profitability, the energy consumption and the greenhouse gases emissions. The fossil energy consumption is a relevant indicator of farming system autonomy as we posit that input prices are correlated to the fossil energy needed to produce them. Lower energy consumption indicates a higher autonomy, and thus a lower vulnerability in front of economic hazards. An indicator of greenhouse gases (GHG) emissions linked to the production process is of interest given the significant contribution of the agricultural sector to global warming (Steinfeld et al., 2006). Farming systems with lower GHG emissions per unit of production are thus considered more sustainable. The methodology used to estimate the energy consumption and GHG emissions linked to production process is the lifecycle analysis, allowing for an evaluation of environmental impacts from raw materials extraction to product conception (ADEME, 2010).

4.3.2 Sheep and crop integration

As the detailed drivers of the evolution of French sheep-for-meat production have been identified, we can now highlight the determinants of economic profitability and environmental impacts. The major factors influencing economic profitability, energy consumption and GHG emissions are specific to sheep-for-meat production management. Regarding the economic profitability, the search for economies of scale, primarily through mechanization and enhanced labour productivity, has led to a general scaling-up of production systems as expected. However, in sheep-for-meat production sys-

tems, size and profitability are not linearly correlated. Indeed, these systems cannot easily be mechanized and it is difficult to get high animal performances with big flock sizes. Furthermore, analysis of the evolution of French sheep-for-meat production systems showed that profitability is mainly explained by gross margin by ewe (Benoit and Laignel, 2011). Gross margin per ewe is first determined by numerical productivity, and second by consumption of concentrates. A variation in numerical productivity from 0.5 to 2.2 leads to a variation in gross margin per ewe from 10 to 100 euros (Bocquier et al., 2011). A high numerical productivity could thus offset high operating costs. However, if input prices increase strongly, the profitability of this kind of system highly dependent on external inputs comes under challenge (Benoit and Laignel, 2011). Indeed, consumption of feed concentrates is the second determinant of gross margin per ewe. The more there are used, the more the gross margin per ewe decreases. So, better profitability hinges on finding a compromise between numerical productivity and concentrate consumption in a given economic context.

Regarding environmental impacts, sheep-for-meat systems with high numerical productivity are also beneficial. Indeed, there are known to be less GHG-emitting per kilogram carcass produced, by diluting ewe methane emissions on a larger sheep-meat production scale (Benoit and Dakpo, 2012). With regards to energy consumption, numerical productivity and lamb weight both have a significant impact on the total energy consumption (Benoit and Laignel, 2010). Diversification with crop doesn't allow reducing fossil energy consumption if no interactions are conducted with sheep-for-meat production, otherwise mixed crop-livestock systems permit having better results than grazing systems mainly thanks to their ability to reduce fertilizers purchase (Benoit and Laignel, 2010).

5. Lessons and perspectives

5.1. Sheep and crop integration for sustainable farming systems in plainland areas

Crop-livestock integration seems appropriated to enhance sustainability of sheep-for-meat farming systems. Our first argument is that crop–livestock integration appears particularly well geared to maintain the most profitable French sheep-for-meat production systems. Indeed, the first factor explaining profitability is numerical productivity but those systems with high feed purchases are threatened in case of feed price market fluctuations (Benoit and Laignel, 2010). Integrated crop–livestock systems producing feeds on-farm could thus be a way to be less vulnerable, thereby enhancing the sustainability of these farming systems.

Our second argument concerns the autumn lambing systems that are promoted and sustained by cooperatives in order to provide sheep meat year-round and remain competitive on the import market. These systems can also be seen as a way to increase resilience to economic hazards by spreading lambing periods over the year (Tournadre et al., 2009). However, autumn lambing implies a bad match between feed needs and forage resources, resulting in feed purchases to fatten shed-reared lambs indoors, making the system more vulnerable to price fluctuations (Manyong et al., 2006). Again, crop-livestock integration would allow them to reduce their dependence on the market by on-farm feed production, allowing these systems to achieve better economic and environmental per-

formances. These two particularities of sheep-for-meat production systems justify thus the interest of integrating crop and livestock productions to achieve sustainable food systems.

However, it is important to underline that the move away from sheep-for-meat production systems to crop-livestock system has to be reasoned considering changes in labour management. For instance, lambing period and reproduction rhythm could affect the ability of a farm system to integrate crop and livestock production as task work periods of crop and livestock production may fail to match up efficiently (Bell and Moore, 2012, Dedieu and Servièrè, 2012).

5.2. Call for better understanding of which integration for sustainable farming systems

Some authors are calling for studies about crop–livestock integration at the regional scale (Bos and Van de Ven, 1999, Russelle et al., 2007, Hendrickson et al., 2008, Wilkins, 2008). This integration would consist on interactions between specialized farming systems in animal or plant production. This type of configuration would exploit the productivity gains made possible by economies of scale from specialization while taking advantage of economies of scope from complementarities with nearby systems - specialized in another production line. Furthermore, maintaining the heterogeneity of farming systems at regional level would be beneficial to the environment (Lemaire, 2007, Tichit et al., 2011). Nevertheless, this regional-scale integration would require the implementation of local agricultural markets and especially governance systems to ensure exchanges between complementary specialized farming systems. However, this regional configuration of farming systems would not a priori enhance farming system resilience, whereas resilience looks to be an essential factor for sustainable farming system design. It's the reason why we argue that the benefits of crop–livestock integration should preferentially be studied at farming system scale.

5.3. The need for trade-offs analysis

The evaluation of the sustainability of crop–livestock systems is another problem that has to be discussed. For instance, there is a pressing need to identify what indicators to study and at which spatial and temporal scale (Lebacqz et al., 2012). The choice of which aggregate indicators to use for assessing sustainability at system scale is also a key step, and has naturally sparked debate given the loss of information and the subjectivity inherent to the aggregation process (Bockstaller et al., 2008). Indeed, it is necessary to investigate how to deal with the various conflicting sustainability objectives. The problem is that we do not know exactly what trade-offs there are between sustainability objectives for any given practice. It seems thus difficult to define a priori the rules of aggregation without compromising the evaluation of sustainability. Our position is that trade-offs analysis is needed to gain a better understanding of these complex systems before we can identify production strategies that best fit our definition of sustainability. With regards to this objective, there is a need for simulation tools able to test a huge range of candidate sustainable farming systems, and permitting identifying the most promising systems to test in on-farm trials (Thornton and Herrero, 2001, ten Berg et al., 2000, Rossing et al., 1997). Furthermore, this approach could help better manage the effect of

production context on results (Sterk et al., 2007), and thus help identify the real benefits of crop–livestock integration in a given production context.

6. Conclusion

The analysis of the French sheep-for-meat case confirms us that drivers of diversification are context- and location-specific, but also specific to the livestock production under study. For instance, for sheep-for-meat production, integration seems especially recommended for farming systems based on autumn lambing and high numerical productivity. Indeed, as these systems post feed needs that do not fit with pasture production, crop–livestock integration appears particularly interesting as a solution to enhance their self-sufficiency and resilience. We also underscore the importance of looking for the preservation of mixed farming systems in areas where the sector still exists to avoid an irreversible abandonment of livestock in plainland areas (and thus of underlying agricultural sector). We argue that further investigation should focus on farm-scale crop–livestock integration systems to better understand their complexity, and identify the best compromise between labour work, profitability and environmental impacts for each context, location and species particularities. We suggest studying a third environmental impact, the N balance as this indicator permits dealing with water pollutions problems. The perspectives of this work are to assess different crop–livestock combinations according to their level of integration, using a modelling approach.

Acknowledgments

The authors are grateful for financial support from the French National Institute for Agricultural Research (INRA-Phase/SAE2) and the French Environment and Energy Management Agency (ADEME).

References

- ADEME 2010. Guide de la méthode Diaterre. Paris, France: ADEME.
- AGRESTE 2013. Utilisation du territoire. Statistique Agricole Annuelle. <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr>.
- BAUMOL, W. J., PANZAR, J. C. & WILLIG, R. D. 1982. *Contestable market and the theory of industry structure*, New York, Harcourt brace Jovanich.
- 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. 2014. Evolution in crop–livestock integration systems that improve farm productivity and environmental performance in Australia. *European Journal of Agronomy*, 57, 10-20.
- BENOIT, M. & DAKPO, H. 2012. Greenhouse gases emissions and energy consumption in French sheep-for-meat farms (1987-2010). *63th EAAP meeting*. Bratislava.
- BENOIT, M. & LAIGNEL, G. 2010. Energy consumption in mixed crop-sheep farming systems: what factors of variation and how to decrease? *Animal*, 4, 1597-605.

- BENOIT, M. & LAIGNEL, G. 2011. Analyse sur le long terme de systèmes d'élevage ovins allaitants en France. Quelles trajectoires et quels facteurs de réussite économique? . *Inra Productions Animales*, 24, 1-10.
- BENOIT M., L. G., LIÉNARD G. 1991. L'élevage ovin montmorillonnais partagé entre l'intensification et une voie plus extensive. Observations pour un débat. *Inra Productions Animales*, 4, 343-359.
- BOCKSTALLER, C., GUICHARD, L., MAKOWSKI, D., AVELINE, A., GIRARDIN, P. & PLANTUREUX, S. 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28, 139-149.
- BOCQUIER, F., BENOIT, M., LAIGNEL, G., DEDIEU, B., COURNUOT, A., FIORELLI, C., JOUVEN, M., MOULIN, C. H., AUBRON, C., LURETTE, A., LAPEYRONIE, P., HASSOUN, P., MEURET, M., AGREIL, C., NAPOLÉONE, M., HOSTE, H., FRIGGENS, N., TICHIT, M., GONZALEZ-GARCIA, E., HAZARD, D., FRANÇOIS, D., PELLICER, M., GUILLOUET, P., BOISSARD, K., FABRE-NYS, C., DEBUS, N., TEYSSIER, J., TOURNADRE, H., MIGAUD, M., MALPAUX, B., CHEMINEAU, P., BODIN, L., PRACHE, S., BOUIX, J., BARILLET, F., BOUTONNET, J. P., CHIA, E., LASSEUR, J., ETIENNE, M., GIBON, A., CHOISIS, J. P., LABATUT, J., PAOLI, J. C. & SANTUCCI, P. M. 2011. Innovations et performances environnementales en production caprine et ovine : Expertise Elevage-Environnement à l'INRA. . *Innovations agronomiques*, 12, 29-52.
- BOMMARCO, R., KLEIJN, D. & POTTS, S. G. 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in ecology & evolution*, 28, 230-238.
- 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.
- BOS, J. F. F. P. & VAN DE VEN, G. W. J. 1999. Mixing specialized farming systems in Flevoland (The Netherlands): agronomic, environmental and socio-economic effects. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 47, 185-200.
- CHARROIN, T., VEYSSET, P., DEVIENNE, S., FROMONT, J., PALAZON, R. & FERRAND, M. 2012. Productivité du travail et économie en élevages d'herbivores: définition des concepts, analyse et enjeux. *Productions Animales*, 25, 193.
- DEDIEU, B. & SERVIÈRE, G. 2012. Vingt ans de recherche-développement sur le travail en élevage: acquis et perspectives. *Productions Animales*, 25, 85.
- DORÉ, T., MAKOWSKI, D., MALÉZIEUX, E., MUNIER-JOLAIN, N., TCHAMITCHIAN, M. & TITTONELL, P. 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy*, 34, 197-210.
- DROUIN, J. C. 2009. *Les grands économistes*, Paris, Collection Major.
- DUPRAZ, P. & VERMERSCH, D. 1997. La spécialisation et la concentration des exploitations agricoles peuvent-elles être remises en cause? *INRA Sciences Sociales*, 2.
- EWING, M. A. & FLUGGE, F. The benefits and challenges of crop-livestock integration in Australian agriculture. In: AL., F. T. E., ed. *New directions for a diverse planet*. 4th International Crop Science Congress, 2004 Brisbane, Australia.
- FRANCE-AGRIMER 2009. Filière ovine: cheptel, abattage, consommation. France, Europe, Monde. *Cahiers de France Agrimer*. France.

- GARNETT, T., APPLEBY, M., BALMFORD, A., BATEMAN, I., BENTON, T., BLOOMER, P., BURLINGAME, B., DAWKINS, M., DOLAN, L. & FRASER, D. 2013. Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *Science*, 341, 33-34.
- HENDRICKSON, J. R., HANSON, J. D., TANAKA, D. L. & SASSENATH, G. 2008. Principles of integrated agricultural systems: Introduction to processes and definition. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23, 265-271.
- HOCHMAN, Z., CARBERRY, P., ROBERTSON, M., GAYDON, D., BELL, L. & MCINTOSH, P. 2013. Prospects for ecological intensification of Australian agriculture. *European Journal of Agronomy*, 44, 109-123.
- JEAN, Y. 1986. Intensification, extensification ou diversité des systèmes de production ovine dans le Montmorillonnais. *Économie rurale*, 175, 36-43.
- LEBACQ, T., BARET, P. V. & STILMANT, D. 2012. Sustainability indicators for livestock farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development*.
- LEMAIRE, G. 2007. Interactions entre systèmes fourragers et systèmes de grandes cultures à l'échelle d'un territoire. Intérêts pour l'environnement. *Fourrages*, 189, 19-32.
- LEMAIRE, G., FRANZLUEBBERS, A., CARVALHO, P. C. D. F. & DEDIEU, B. 2014. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 4-8.
- MANYONG, V., OKIKE, I. & WILLIAMS, T. 2006. Effective dimensionality and factors affecting crop–livestock integration in West African savannas: a combination of principal component analysis and Tobit approaches. *Agricultural economics*, 35, 145-155.
- MILESTAD, R., DEDIEU, B., DARNHOFER, I. & BELLON, S. 2012. Farms and farmers facing change: The adaptive approach. *Farming Systems Research into the 21st century: The new dynamic*. Springer.
- PANZAR, J. C. & WILLIG, R. D. 1981. Economies of Scope. *The American Economic Review* 71.
- PEYRAUD, J.-L., TABOADA, M. & DELABY, L. 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy*, 57, 31-42.
- ROSSING, W. A. H., MEYNARD, J. M. & VAN ITTERSUM, M. K. 1997. Model-based explorations to support development of sustainable farming systems: case studies from France and the Netherlands. *European Journal of Agronomy*, 7, 271-283.
- RUSSELLE, M. P., ENTZ, M. H. & FRANZLUEBBERS, A. J. 2007. Reconsidering Integrated Crop–Livestock Systems in North America. *Agronomy Journal*, 99, 325.
- RYSCHAWY, J., CHOISIS, N., CHOISIS, J. P. & GIBON, A. 2013. Paths to last in mixed crop–livestock farming: lessons from an assessment of farm trajectories of change. *Animal*, 7, 673-81.
- 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, 1722-30.
- 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. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90, 139-153.

- SOUSSANA, J.-F. & LEMAIRE, G. 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17.
- STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M. & HAAN, C. D. 2006. *Livestock's long shadow: Environmental issues and options*, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- STERK, B., VAN ITTERSUM, M. K., LEEUWIS, C. & WIJNANDS, F. G. 2007. Prototyping and farm system modelling—Partners on the road towards more sustainable farm systems? *European Journal of Agronomy*, 26, 401-409.
- TEN BERG, H. F. M., VAN ITTERSUM, M. K., ROSSING, W. A. H., VAN DE VEN, G. W. J., SCHANS, J. & VAN DE SANDEN, P. A. C. M. 2000. Farming options for The Netherlands explored by multi-objective modelling. *European Journal of Agronomy*, 13, 263-277.
- 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.
- TOURNADRE, H., SIRBEN, E. & BENOIT, M. 2009. Utilisation de la modélisation pour évaluer la sensibilité aux aléas techniques et économique de deux projets d'élevage expérimentaux. *Renc. Rech. Ruminants*, 16, 337-340.
- VEYSSET, P., LHERM, M., BEBIN, D. & ROULENC, M. 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 1-11.
- VILLANO, R., FLEMING, E. & FLEMING, P. 2010. Evidence of farm-level synergies in mixed-farming systems in the Australian Wheat-Sheep Zone. *Agricultural Systems*, 103, 146-152.
- WILKINS, R. J. 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 363, 517-25.

CHAPITRE I.2 : Définition des objectifs de recherche

Dans ce contexte où l'élevage ovin allaitant disparaît en zone de plaine au profit des systèmes de cultures spécialisés, nous nous intéressons aux intérêts économiques, productifs et environnementaux que procurerait l'intégration de ces systèmes d'élevage dans les systèmes céréaliers. Nous avons déjà mis en avant quelques spécificités de l'élevage ovin allaitant en regard d'une intégration culture-élevage, ainsi que les drivers influençant leur maintien et leur adoption. Suite à cette description du contexte, nous proposons alors **deux axes de recherche pour mieux comprendre sous quelles conditions l'intégration de cultures et d'ovins allaitants au sein d'une exploitation agricole permettrait d'améliorer la durabilité du système global.**

AXE 1 : Evaluation de la durabilité des systèmes de polyculture-élevage

L'objectif de cet axe est de **dresser des conclusions chiffrées sur la durabilité des systèmes de polyculture-élevage par rapport aux systèmes spécialisés.**

Afin de mieux comprendre les conditions d'intégration qui permettent d'obtenir des systèmes plus durables, nous optons pour la construction d'un modèle, permettant de simuler et d'analyser une large gamme de systèmes de polyculture-élevage dans un contexte de production constant (Rossing et al., 1997, Sterk et al., 2007). L'originalité et la nouveauté de notre modèle est qu'il prend en compte à la fois les interactions culture-élevage ovin allaitant et leurs impacts sur les performances économiques et environnementales globales. En effet, les modèles présentés dans la littérature scientifique ne tiennent pas toujours compte d'une part des effets liés aux interactions C-E, comme par exemple la diminution de la consommation de fertilisants et de produits phytosanitaires liée à l'introduction de prairies dans les rotations (Veysset et al., 2005). D'autre part, les modèles incluant ces interactions entre culture et élevage ne considèrent généralement pas les impacts sur les performances environnementales, et encore moins lorsqu'il s'agit de production ovine allaitante (Morrison et al., 1986, Parsons et al., 2011a).

Le modèle construit dans le cadre de ce projet est appelé *Sheep'n'Crop*, et est spécifique à la production ovine allaitante. Le contexte pédoclimatique choisi est le département de la Vienne, une zone de plaine française où l'élevage ovin disparaît au profit des exploitations céréaliers (Chapitre I.1). Ce modèle permet d'évaluer la durabilité de systèmes simulés à travers des indicateurs de performances économiques (le revenu par travailleur), de performances productives (kilo de carcasse par hectare mobilisé¹ et kilo de protéines végétales par hectare vendu), et de performances environnementales. Les indicateurs environnementaux sont la consommation d'énergie non-renouvelable, les émissions de gaz-à-effet-de-serre et la balance azotée. Les deux premiers indicateurs environnementaux prennent sens face aux objectifs 2020 de l'Union européenne de diminution des émissions de gaz-à-effet-de-serre étant donné leur implication dans le réchauffement climatique, et aux objectifs

¹ Cfr Glossaire

de diminution de consommation d'énergie non-renouvelable pour améliorer la durabilité des systèmes agricoles (Ministry of Ecology Sustainable Development and Energy, 2014). L'indicateur de balance azotée à l'échelle de l'exploitation agricole, lui, prend sens face à la prise de conscience des responsabilités de l'agriculture dans la dégradation de la qualité de l'eau (Simon and Le Corre, 1992).

Les scénarios que nous testons sont tout d'abord définis à partir de l'hypothèse selon laquelle **l'organisation culture-élevage – la part relative de culture et d'élevage – influence la capacité des systèmes à intégrer leurs ateliers de culture et d'élevage** (Chapitre II.1). Ensuite, à partir de l'hypothèse construite à l'issue de l'analyse de l'évolution des systèmes ovins allaitants dans cette région, nous testons **l'effet de la saisonnalité de la production ovine sur les performances économiques, productives et environnementales, ainsi que sur la capacité des systèmes à intégrer leurs ateliers de culture et d'élevage** (Chapitre II.2).

AXE 2 : Développement d'un cadre d'analyse pour caractériser l'intégration des ateliers de production au sein des systèmes de polyculture-élevage

La définition de cet axe de recherche provient de notre prise de conscience de la difficulté de comparer les systèmes de polyculture-élevage et les systèmes spécialisés. En effet, il n'existe pas de consensus sur la définition des systèmes de polyculture-élevage, et leur comparaison aux systèmes spécialisés en matière de durabilité est ainsi généralement peu appropriée. Certains auteurs utilisent les outputs monétaires pour définir les systèmes de polyculture-élevage et les comparer aux systèmes spécialisés, ne se souciant pas du processus de production interne (Villano et al., 2010, Coelli and Fleming, 2004). Cette typologie ne permet donc pas d'identifier des exploitations où l'élevage auto-consomme la totalité de leur production culturelle comme des exploitations de polyculture-élevage. Nous jugeons pourtant nécessaire de considérer ces systèmes comme des systèmes de polyculture-élevage étant donné leurs efforts pour boucler les cycles biogéochimiques et d'ainsi profiter d'économies d'intrants que d'autres exploitations spécialisées ne pourraient pas obtenir. Par ailleurs, en se focalisant sur le rapport entre outputs avec des unités monétaires pour définir un seuil au-delà duquel une exploitation est considérée diversifiée (Seré and Steinfeld, 1996), on rend l'indicateur de classification dépendant du contexte économique alors que l'objectif d'un indicateur de classification est qu'il reste stable si le processus de production n'a pas changé.

Parallèlement à ces cas où une classification trop simplifiée des systèmes ne permet pas une comparaison correcte des systèmes spécialisés et diversifiés/intégrés, d'autres établissent un indicateur d'intégration pour classer les systèmes (Manyong et al., 2006, Bell and Moore, 2012, Stark et al., 2010). Stark et al. (2010) proposent par exemple d'attribuer une note d'intégration à chaque pratique agricole et d'ensuite les agréger à l'échelle de l'exploitation agricole pour obtenir un niveau d'intégration global des ateliers de production. Manyong et al. (2006), quant à eux, proposent un index d'intégration des ateliers de production qui serait le résultat de l'agrégation d'indicateurs d'intégration à l'échelle du processus biophysique (i.e. le niveau d'utilisation de fertilisants organiques, d'autoconsommation, etc.). Enfin, Bell and Moore (2012) définissent des niveaux

d'intégration à partir d'une typologie des types d'interactions en vigueur dans un système agricole. Bien qu'étant de bonnes données qualitatives pour décrire les systèmes, nous soulignons néanmoins leurs limites pour être utilisés comme indicateurs de gains d'efficience par rapport aux systèmes spécialisés. En effet, ces indicateurs qualitatifs sont définis à l'échelle de processus biophysiques, et ne prennent pas en compte les effets secondaires de ces interactions à l'échelle de l'exploitation agricole. Ces indicateurs d'intégration ne permettent donc pas de transmettre des informations sur les gains d'efficience permis par une stratégie de production de polyculture-élevage donnée par rapport à un système spécialisé.

Enfin, d'autres auteurs ont mis en place des méthodes basées sur des analyses de frontières de production pour quantifier des économies de gamme, i.e. des économies d'intrants liées à la production conjointe de plusieurs ateliers de production (Baumol et al., 1982, Villano et al., 2010). La méthode de frontière de production consiste à construire, à partir de données d'exploitations agricoles, une courbe correspondant à la limite des possibilités de production pour un niveau d'inputs donné (Farrell, 1957). Alors que certains réalisent une approche paramétrique permettant d'avoir uniquement une valeur d'économie d'intrants physique moyenne sur l'échantillon (Coelli and Fleming, 2004, Villano et al., 2010), d'autres utilisent une approche non-paramétrique permettant d'étudier la situation de chaque exploitation agricole (Morita, 2003, Chavas and Kim, 2007). Les avantages que ces approches présentent par rapport à celles présentées ci-avant sont tout d'abord leur habilité à considérer le processus de production à l'échelle de l'exploitation agricole et à distinguer les économies d'intrants permises par la diversification/intégration de celles permises par l'échelle de production ou la technicité de l'éleveur (Grosskopf et al., 1992). Ensuite, bien qu'initialement conduite selon une approche duale (i.e. par les coûts), cette méthode peut également être menée selon une approche primale (i.e. par les quantités), permettant ainsi d'éviter d'avoir des résultats dépendants du contexte économique.

Ces approches par la méthode de frontières de production ont surtout été développées dans le cadre de travaux dans le champ de l'économie, et ne répondent pas à nos attentes agronomiques. En effet, ces analyses n'identifient pas différentes stratégies de production de polyculture-élevage, ce qui permettrait pourtant d'identifier plus facilement les pratiques d'intégration qui ont un intérêt pour améliorer l'efficience des systèmes. L'objectif de ce second axe de recherche consiste alors à **adapter l'utilisation de la méthode de frontière de production afin de développer des indicateurs pertinents pour étudier les gains d'efficience permis par les interactions entre les ateliers de culture et d'élevage**. Développé dans le chapitre III.1, ce cadre d'analyse conceptuel est appliqué dans le chapitre III.2 à partir de données simulées avec *Sheep'n'Crop*.

Références

- BAUMOL, W. J., PANZAR, J. C. & WILLIG, R. D. 1982. *Contestable market and the theory of industry structure*, New York, Harcourt brace Jovanich.
- BELL, L. W. & MOORE, A. D. 2012. Integrated crop–livestock systems in Australian agriculture: Trends, drivers and implications. *Agricultural Systems*, 111, 1-12.

- CHAVAS, J. P. & KIM, K. 2007. Measurement and Sources of Economies of Scope: A primal Approach. *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 411-427.
- COELLI, T. & FLEMING, E. 2004. Diversification economies and specialisation efficiencies in a mixed food and coffee smallholder farming system in Papua New Guinea. *Agricultural Economics*, 31, 229-239.
- FARRELL, M. J. 1957. The measurement of productive efficiency. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, 120, 253-290.
- GROSSKOPF, S., HAYES, K. & YAISAWARGN, S. 1992. Measuring economies of diversification: a frontier approach. *Journal of Business & Economic Statistics*, 10, 453-459.
- MANYONG, V., OKIKE, I. & WILLIAMS, T. 2006. Effective dimensionality and factors affecting crop-livestock integration in West African savannas: a combination of principal component analysis and Tobit approaches. *Agricultural economics*, 35, 145-155.
- MINISTRY OF ECOLOGY SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND ENERGY 2014. Les objectifs européens énergie-climat. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/document138236>.
- MORITA, H. 2003. Analysis of economies of scope by data envelopment analysis: comparison of efficient frontiers. *International Transactions in Operational Research*, 10, 393-402.
- MORRISON, D. A., KINGWELL, R. S. & PANNELL, D. J. 1986. A mathematical Programming Model of a Crop-Livestock Farm System. *Agricultural Systems*, 20, 243-268.
- PARSONS, D., NICHOLSON, C. F., BLAKE, R. W., KETTERINGS, Q. M., RAMÍREZ-AVILES, L., CHERNEY, J. H. & FOX, D. G. 2011. Application of a simulation model for assessing integration of smallholder shifting cultivation and sheep production in Yucatán, Mexico. *Agricultural Systems*, 104, 13-19.
- ROSSING, W. A. H., MEYNARD, J. M. & VAN ITTERSUM, M. K. 1997. Model-based explorations to support development of sustainable farming systems: case studies from France and the Netherlands. *European Journal of Agronomy*, 7, 271-283.
- SERÉ, C. & STEINFELD, H. 1996. *World Livestock Production Systems: Current status, Issues and Trends*.
- SIMON, J. C. & LE CORRE, L. 1992. Le bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation agricole: méthodologie, exemples de résultats. *Fourrages*, 129, 79-94.
- STARK, F., ALEXANDRE, R., DIMAN, C., FANCHONE, A., ALEXANDRE, G. & DIMAN, J. 2010. Intégration au sein des systèmes de type polyculture élevage en Guadeloupe: première caractérisation. *Rencontre Recherche Ruminants*, 421-424.
- STERK, B., VAN ITTERSUM, M. K., LEEUWIS, C. & WIJNANDS, F. G. 2007. Prototyping and farm system modelling—Partners on the road towards more sustainable farm systems? *European Journal of Agronomy*, 26, 401-409.
- VEYSSET, P., BEBIN, D. & LHERM, M. 2005. Adaptation to Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area: a model-based study. *Agricultural Systems*, 83, 179-202.
- VILLANO, R., FLEMING, E. & FLEMING, P. 2010. Evidence of farm-level synergies in mixed-farming systems in the Australian Wheat-Sheep Zone. *Agricultural Systems*, 103, 146-152.

PARTIE II – EVALUATION DE LA DURABILITE

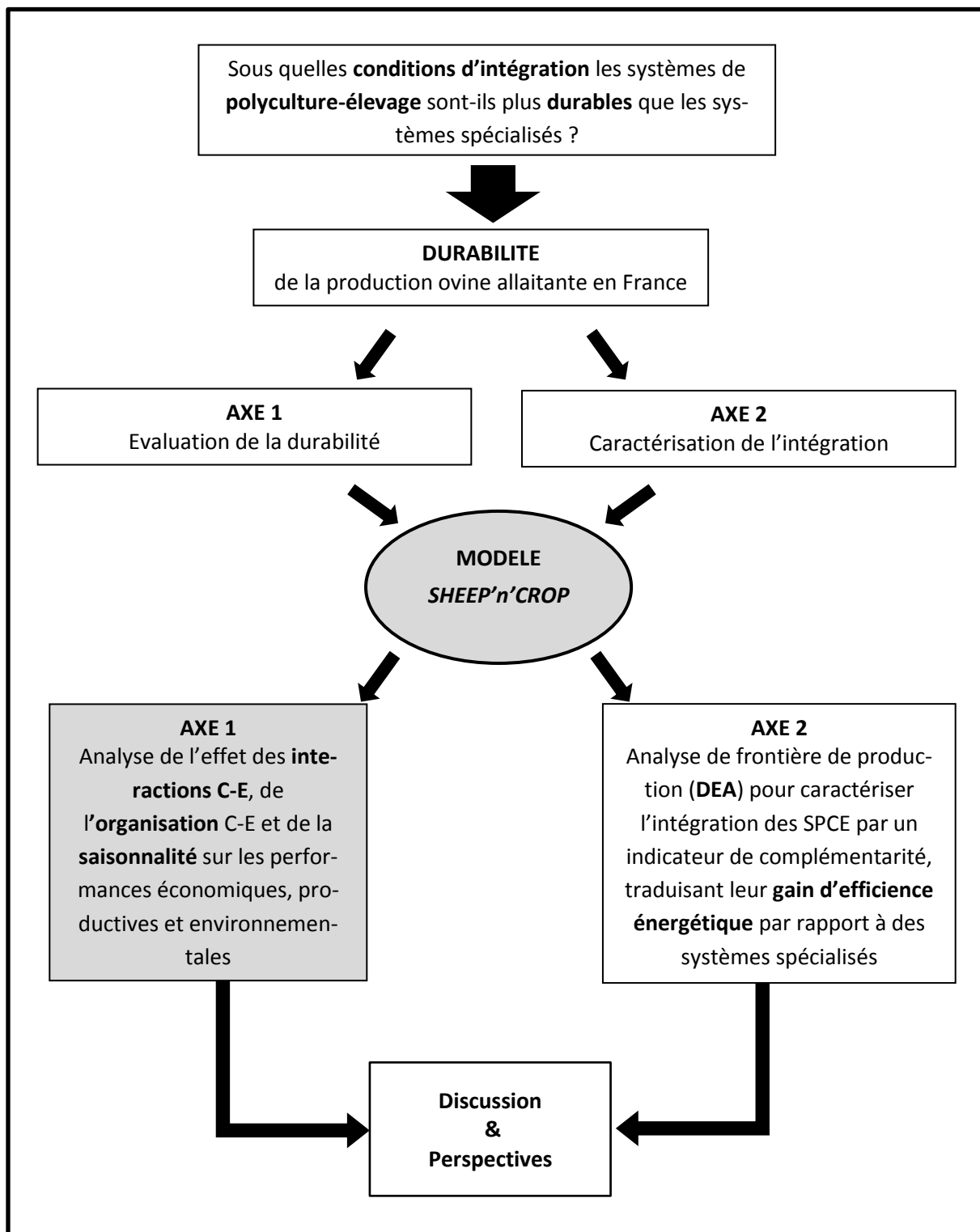


Figure II : Représentation de la démarche de thèse – AXE 1 – EVALUATION DE LA DURABILITE

CHAPITRE II.1: *Sheep'n'Crop*—an integrated whole-farm model to assess environmental and economic performances

Sneessens I.*^{1,2}, Veyssset P.¹, Benoit M.¹, Lamadon A.¹, Brunschwig G.^{1,3}

¹ INRA, UMR1213, 63122 Saint-Genès-Champanelle, France

² French Environment and Energy Management Agency, 20 avenue du Grésillé - BP 90406, 49004 Angers Cedex 01, France

³ Clermont University, VetAgro Sup, UMR1213, BP 10448, 63000 Clermont-Ferrand, France

*Corresponding author : Email : ines.sneessens@clermont.inra.fr; Phone: +33 (0)4 73 62 41 35.

Abstract

The whole-farm mathematical programming model *Sheep'n'Crop* has been built to represent mixed crop and sheep-for-meat production systems in plainland areas of France. The main objective of this model is to make it possible to study the effect of crop–livestock interactions on economic and environmental results. To our knowledge, *Sheep'n'Crop* is the first mixed crop and sheep model able to analyze the trade-offs between economics, GHG emissions, energy consumption and nitrogen balance while increasing crop and sheep interactions. We first present the multidisciplinary approach adopted to build the model and the resulting model structure, underscoring the interdependencies between farm enterprises. We then apply the model in order to investigate the extent to which interactions and organization between enterprises influence optimal farm management in terms of economic and environmental efficiency. The crop–livestock interactions included are percentage of crops in total area, feed transfers, intercrops for feed production, manure transfers, and rotational patterns involving crops and pasture (or intercrops). This application confirms us that integrated systems, i.e. systems with crop–livestock interactions, present environmental and economic advantages relatively to virtual diversified systems, i.e. systems acting as two juxtaposed specialized systems. However, the crop–livestock organization affects economic and environmental performances (MJ consumption and N balance) in opposite directions, highlighting the need for trade-off analysis.

Keywords: crop–livestock integration, mathematical programming model, sheep–for–meat production.

1. Introduction

Mixed crop-livestock systems are seen more sustainable than specialized farming system given their ability to produce food while providing ecosystem services, facing climate change and volatility of commodity and input prices (Bonaudo et al., 2014, Lemaire et al., 2014, Peyraud et al., 2014). However, these socio-economic and environmental effects of crop–livestock integration aren't well understood at farm scale (Bell and Moore, 2012, Bell et al., 2014). Indeed, we found quantitative scientific studies showing opposite socio-economic and/or environmental effects of crop–livestock interactions (Veysset et al., 2014, Ryschawy et al., 2012, Perrot et al. 2012). At this stage, there is still no way to determine which kind of mixed crop–livestock system is optimal under specific conditions (Parsons et al., 2011a).

This misunderstanding of the economic and environmental advantages of mixed crop–livestock system can be explained by two main reasons mentioned in the literature. First, studies mainly focused on the biophysical process level and not on the farm scale to study the impact of crop-livestock interactions (Russelle et al., 2007; Wilkins, 2008). Second, at farm scale, results are affected by the complex interactions between subsystems and are highly dependent on the context of production (Bell and Moore, 2012, Bell et al., 2014). In this paper, we posit that those contrasted results on the advantages that MC-L systems take over specialized systems are mainly due to the lack of characterization and consideration of crop-livestock interactions but also to the lack of production scale concerns when comparing farming systems. Indeed, while some studies completely fails to consider the production scale in their comparisons (Veysset et al., 2014, Ryschawy et al., 2012, Parsons et al., 2011b), others takes into account scale economies while studying scope economies (Perrot et al. 2012, Kingswell and Pannell, 1987, Morrison et al., 1986). Scale economies correspond to the economic gains due to an increase in production scale. Scope economies correspond to economic gains tied to joint production of crop and livestock. Those last studies – focusing on economic gains or losses - fail thus considering the effects of production scales on environmental and productive performances whereas these are crucial objectives for sustainable production.

In this paper, our objective is thus twofold. First, we aim at extending the analysis of the production scale impact on productive and environmental performances of farming systems through the consideration of various relative size of crop and livestock production, i.e. the crop-livestock organization. Second, we aim at quantifying the impact of crop-livestock interactions on performances for contrasted crop-livestock organization.

To understand the impacts of crop-livestock interactions and organization on farming system sustainability, exploratory modelling is needed to keep a constant production context (Rossing et al., 1997, Sterk et al., 2007). As a consequence, we build a mixed crop-livestock model to test our hypothesis. The model was calibrated on the specific case of french sheep-for-meat production in the Vienne lowlands area because of its relevance regarding our research study. Indeed, sheep-for-meat production in the Vienne has declined by 60% over the period 1989-2012 in favour of crop production, i.e. twice as fast as the national average (AGRESTE, 2013). Understanding conditions of crop-

livestock integration that permits sustaining sheep-for-meat production is thus a key concern. Sustainability is analyzed by quantifying economic, productive and environmental indicators. Economic and productive indicators are farm income and kilo of products sold per hectare. The environmental indicators we elected to study are the consumption of non-renewable energy, greenhouse gases (GHG) emissions, and nitrogen balance at farm scale. These choices were guided by the ambitious EU objectives for 2020 designed to reduce GHG emissions (as a driver of global warming) and energy consumption (as a driver of farm system sustainability) (Ministry of Ecology Sustainable Development and Energy, 2014). The decision to integrate nitrogen balance as the third indicator of environmental impact reflects collective awareness of the role of agriculture in the degradation of water quality (Simon and Le Corre, 1992).

Next subsections described the procedure followed to build and calibrate the model and its components. Then, the simulation patterns are described and analyzed in order to highlight the importance of considering crop-livestock interactions and organization to understand conditions under which MC-L systems are sustainable.

2. Materials and Methods

To get a consistent dataset on which to realistically compare specialized and mixed crop–livestock systems, we selected a specific plainland area of France. We choose the Vienne region in the Poitou-Charentes *département* of western France for two main reasons. First, sheep-for-meat production was once renowned in this region but has since declined in favor of crop production (Sneessens et al., 2014a). Moreover, given that some sheep-for-meat production still exists in the region, it is really important to investigate the benefit of mixed sheep–crop farming before the activity disappears. Indeed, it is much more difficult to reintroduce a production sector into a region than to keep it alive. Second, we disposed of various databases on this region describing (i) contrasting sheep-for-meat farming systems and (ii) rotational crop and crop–pasture patterns. The data on sheep-for-meat farming systems comes from an internal database composed of 40 (mixed crop and) sheep-for-meat farm-years monitored by our INRA research group (*Farm Economy and Management Team* (EGEE), in the *joint research unit Herbivores* (UMRH, INRA)). Our database was completed with French Livestock Institute (Idele) data that offers the added advantage of describing the specialized and mixed sheep-for-meat farming systems representative of the region. We also had access to a database describing various crop and pasture rotational patterns in this region. This database comes from the ACBB/SOERE experimental station in Lusignan (INRA) that has been running in-depth studies on the effects of crop and crop-pasture rotations since 2006. This panel of data thus enabled us to engage the process of building the model to represent effects of crop–livestock integration on sheep-for-meat production in plainland areas. Various other technical documents, in conjunction with expert testimony, were also used to complete this information when missing.

2.1. General structure of the model

Sheep'n'Crop is a whole-farm mathematical programming model that selects the gross margin-maximizing set of farm activities from various management options and constraints. There are three categories of farm activities (livestock, pasture and crop production) that can interact through a crop–livestock interactions subsystem (Figure II.1.1). The crop–livestock interactions influence labour input and purchases of fertilizers, treatments and feeds. This consideration of the interactions between farm activities constitutes the first major novelty of this work. Indeed, to our knowledge, there are no models of mixed crop and sheep-for-meat production systems in a French context that factor in crop–livestock integration, despite how crucial it is to represent these processes (Morrison et al., 1986). The second major novelty is that our model is not restricted to economics results but also reports the environmental impacts of the farming system selected. The environmental impacts studied here are consumption of non-renewable energy, GHG emissions, and nitrogen balance.

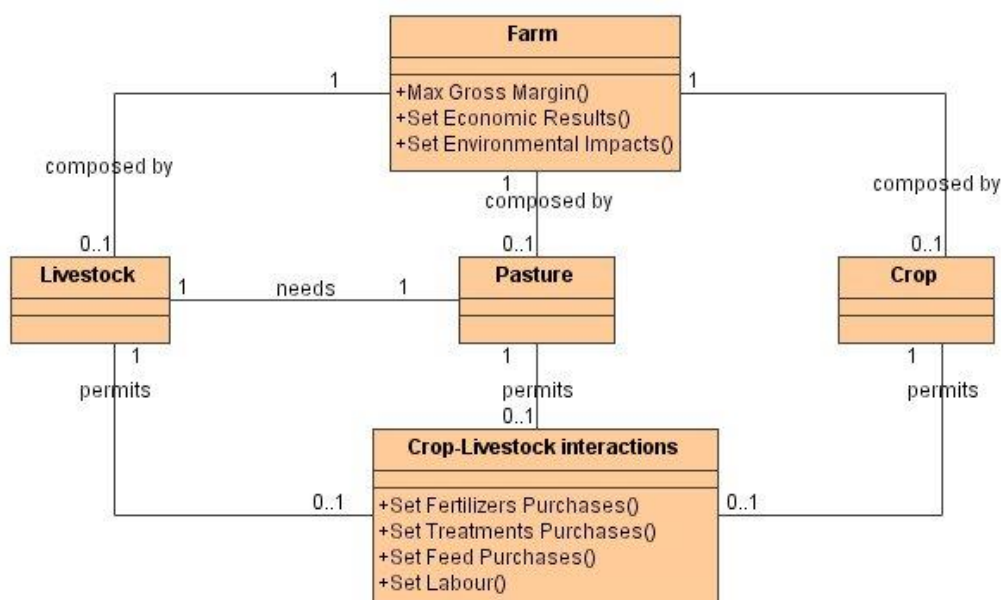


Figure II.1.1: Class diagram (in Unified Modeling Language – UML) illustrating the *Sheep'n'Crop* model. (A farm is composed by 0 or 1 livestock/pasture/crop subsystems. A livestock subsystem implicitly needs a pasture subsystem. All subsystems may or may not interact through a crop–livestock interactions subsystem.)

2.2. Model description

2.2.1. The objective function

The objective function is set at whole-farm level and is intended to maximize the overall gross margin, i.e. the difference between total yearly products and the total assignable costs (Table II.1.1). Total yearly products compile animal and crop sales plus government aids and subsidies. Total assignable costs compile flock, pasture and crop costs. Flock costs correspond to costs tied to feed and breeding. Pasture and crop costs correspond to costs tied to seeds, fertilizers, treatments and harvesting.

Activities → Constraints ↓	Livestock production		Vegetal production		Purchases			Other		Limit	
	Ewes	Demographics	Choose rotation	Crop production	Pasture production	Feeds	Ferti	Treatments	Labour		Ewes aids
<u>Livestock production</u>											
Number _{EWEs}	1										≤ Available places
Demographics	-1	d _i -d _i , +d _j									= 0
<u>Vegetal production</u>											
Total area			1								≤ Area max
Crop area			-Area	1							≤ 0
Pasture area			-Area		1						≤ 0
<u>MC-L interactions</u>											
Feeding	+N	+N	-S	-S	-S	-S					≤ 0
Manure	-S		+N	+N	+N	-S					≤ 0
Treatments			+N	+N	+N		-S				≤ 0
Labour	+N		+N	+N	+N			-S			= 0
<u>Politics</u>											
Ewes eligible	-E _{EWEs}								1		= 0
Ha eligible			-E _{HA}							1	= 0
<u>Objective function</u>											
		- Costs/head ; + Price/head	-Costs/ha ; + Price/ha			-Costs/unit			+Amount/ Ewes	+Amount/ ha	MAXIMISE

Table II.1.1.1: General structure of *Sheep'n'Crop*.
 [d_i,d_j: numbers of animals of different physiological categories (see 2.3.2); N: need; S: supply; E_{EWEs}: number of ewes eligible for a CAP premium; E_{HA}: number of hectares eligible for a CAP premium].

Concretely, this objective function is calculated through a linear programming method run on the Excel Premium Solver Plus platform (Frontline System, 1999). To resolve this optimization programming problem, the solver has to choose between 773 activities subjected to 454 constraints, reported per categories in Table II.1.1.

2.2.2. Animal production

The main characteristic of sheep-for-meat production is that ewes can be made to lamb in three contrasting seasons: spring, autumn or winter. We elected to first represent the spring lambing season as it corresponds to the natural physiological cycle of ewes. The second characteristic is that ewes can produce one or two lambs per reproduction cycle (simple or double), or even three when prolificacy is very high. Regarding these characteristics, we elected to represent sheep-for-meat flock management by differentiating categories of animals in terms of their evolving physiological needs. For adult ewes, we determined six categories: empty ewes, early-gestation ewes, final simple gestation ewes, final double gestation ewes, simple lactating ewes, and double lactating ewes. The ewe life-cycle, characterized by changes between the six above mentioned physiological stages, is represented in figure II.1.2 which reports dates and percentage presences of a given category. For each category, daily physiological needs were determined using the INRA references (INRA, 2007).

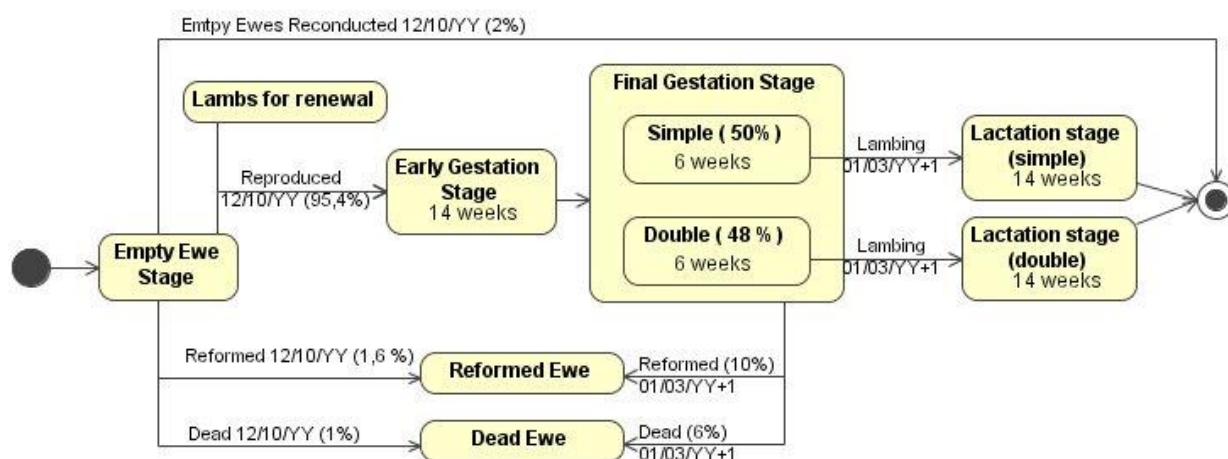


Figure II.1.2: State diagram of a ewe (Unified Modeling Language – UML).

For lambs, we differentiated four categories: simple males, double males, simple females and double females. For each category, weights after weaning and weights of sales are user-adjustable. It determines the fattening period and the physiological needs of the growing lambs (INRA, 2007). However, a part of the females is needed for the renewal of reformed and dead ewes. The model authorizes purchases of females but renewal is generally assured by the farm's own ewe-lambs. These are led separately to the lamb fattening batch after 30 kg, based on their specific physiological needs (INRA, 2007). The number of replacement ewes is determined by mortality, fertility and reform rates, which are parameters determined from our own research-unit database.

2.2.3. Plant production

Pasture production

The analysis of representative farms of the Vienne department region permits highlighting three schemes of pasture management (IDELE, 2013). The first scheme corresponds to spring silage, summer hay harvest and autumn pasture (Pasture A). The second scheme corresponds to spring pasture, summer hay harvest and autumn pasture (Pasture B). The third scheme corresponds to a full pasture system (Pasture C). These schemes were analyzed using data of Idele (French livestock institute) to quantify average hay and silage production and using the SOERE/ACBB database (INRA) to quantify season-by-season pasture production. The production consensus reached with experts after comparing this data is reported in Table II.1.2 and includes manipulation and trampling losses. Mineral needs are dependent on pasture management and have been setup based on representatives farms of the Vienne region (IDELE, 2013). Note that nitrogen return to soil at pasture is already factored into the mineral needs estimations reported in Table II.1.2.

Harvest	Pasture A	Pasture B	Pasture C	Units
Spring pasture	-	1.6	2	T MS/ha
Spring silage	2.7	-	-	T MS/ha
Summer hay	2.4	2.4	-	T MS/ha
Summer pasture	-	-	1	T MS/ha
Autumn pasture	1	1	1	T MS/ha
TOTAL	6,1	5	4	T MS/ha
Mineral needs	219	95.2	24.6	uN/ha

Table II.1.2: Pasture production and mineral needs for the three core management schemes (Idele, SOERE/ACBB INRA).

Crop production

We selected two crops rotations schemes representative of plainland areas in France: Maize–Wheat–Barley (MWB), and Rapeseed–Wheat–Barley (RWB). In the case of MWB rotation, we allowed for two kinds of intercrop: white mustard (Mu) and fodder rapeseed (Rf). White mustard is a popular intercrop as it is cheap and easy to manage. Fodder rapeseed is uncommon but recent studies have demonstrated that it carries a number of advantages, mainly its ability to provide good-quality feeds for animals in the September–October period when pasture production is low (CIIRPO, 2008). Moreover, advantages of fodder rapeseed are much better documented for sheep production. The reference data used to parameterize these crop productions come from IDELE (2013), CIIRPO (2008) and SOERE/ACBB databases, all of which are representative of systems in the Vienne/Poitou-Charentes plainland area of France.

To explicitly represent these rotational patterns in a linear programming model, constraints were designed to allow for a specific preceding and succeeding crop for each rotational pattern option (Table II.1.3). Given these constraints, the rotational pattern is defined by the presence of the same plot-size X for each preceding and succeeding crop. In case of rotations with pasture, the plot size for

pasture has to be multiplied by six in order to represent systems where crop rotations are separated by six years of pasture.

Vegetal production →	TP	TP _{crop}	R	M _j	W _j	B _j	Mu	Rf	LIMIT
Rotational constraints ↓									
Rotation TP	X								≤ TP _{TOT}
		6X							≤ TP _{cropTOT}
Rotation TP _{crop} MWB		-6X		X					= 0
				-X	X				= 0
					-X	X			= 0
Rotation RWB			-X		X				= 0
					-X	X			= 0
Rotation MWB				-X	X				= 0
					-X	X			= 0
Rotation MWBMu					-X	X			= 0
						-X	X		= 0
Rotation MWBRf				-X	X				= 0
					-X	X		X	= 0
						-X			= 0
TOTAL AREA	1	1	1	1	1	1	0	0	≤ Area _{TOT}

Table II.1.3: Representation of rotational patterns as constraints to allow plant production. (Plant productions are temporary pastures (TP), temporary pastures in rotation with cultures (TP_{crop}), rapeseed (R), maize (M), wheat (W), barley (B), mustard (Mu) and fodder rapeseed (Rf). A j index indicates that an activity is multiplied by the number of rotational patterns that include this activity. Variable X indicates the number of ha involved in a rotation.)

2.2.4. Crop–livestock interactions

Feeds

In mixed crop–livestock systems, plant production can be sold as cash crops or stocked on-farm to feed the flock, a practice we have termed ‘feed transfer’. Additional practices can be run to enhance this availability of on-farm feeds, such as intercropping or dual-purpose cropping. We elected here to only represent feed transfer and intercropping because dual-purpose cropping practices, such as pasturing cereals at vegetative stage during the winter, have not been documented enough to be taken into account in this model. We had intended to include the cropping of stubble after harvest but again, there is not enough relevant documentation in France. Furthermore, some of the actors contacted reported that stubble can damage the ewe’s legs or simply fails to provide the animals enough feed to warrant inclusion in the model.

Nitrogen needs, manure & chemical fertilizers

The literature is full of information on the nitrogen needs and yields of a specific crop but tells little on the effect of preceding crop on the yield and mineral needs of the succeeding crop. However, by scouring the databases and technical–scientific documents available, we were able to reach a consensus that was to keep yield constant and to only consider an effect on nitrogen consumption (Table II.1.4). Yields and standard nitrogen values for maize, wheat and barley (MWB rotation) were

taken from the SOERE/ACBB experiments. Yield for rapeseed and nitrogen values for the RWB rotation come from Idele data on representative farms in the Poitou-Charentes (IDELE, 2013). Yield and nitrogen values for intercrops come from technical documents published online by the French Chamber of Agriculture and CIIRPO (CIIRPO, 2008). Coefficients of decreasing nitrogen use were determined for maize and wheat after temporary pasture (GAB/FRAB, 2009) and for maize after intercrops (Hardy, 2010).

Crops → Rotational pattern ↓	Rapeseed	Maize	Wheat	Barley	Mustard	Fodder Rapeseed
uN/ha TPMWB	-	64.7	100.8	97.7	-	-
uN/ha RWB	190.0	-	135.0	135.0	-	-
uN/ha MWB	-	89.7	118.3	97.7	-	-
uN/ha MWBMu	-	77.2	118.3	97.7	65.0	-
uN/ha MWBRf	-	69.7	118.3	97.7	-	60.0
Yield (T MS/ha)	3.4	7.8	6.1	4.5	2.0	4.5

Table II.1.4: Nitrogen needs and yields of crops considered in *Sheep'n'Crop*, according to rotational their patterns.

(TPMWB: rotation with six years of pasture and then maize, wheat, barley; RWB: rapeseed, wheat, barley; MWB: maize, wheat, barley; MWBMu: maize, wheat, barley, mustard as intercrop; MWBRf: maize, wheat, barley, fodder rapeseed as intercrop).

Sheep'n'Crop also explicitly takes into account manure production and its subsequent nitrogen value in function of its use from basis of data of the French Chamber of Agriculture. Manure production is calculated proportionally to the duration of presence of ewes and lambs in the sheepfold, giving a daily production of 2.74 kg and 1.34 kg manure, respectively. Then, three manure classes based on their nitrogenous value are distinguished according to the frequency at which there are spread on soils. If manure is spread every year, its mineral equivalent value is 14.58 N/kg, but if manure is spread every two-three years or even less often, its value drop down to 12.42 N/kg or 10.80 N/kg, respectively. Furthermore, the nitrogen value of manure is linked to plant production involved (Maize = 0.3 equivalent N/ha crop; Pasture = 0.15 equivalent N/ha crop; Other = 0.10 N equivalent/ha crop). In concrete terms, the model is designed with various constraints in order to choose the right nitrogen value for the manure according to how frequently it is spread. If there is not enough manure, chemical fertilizers are purchased.

Treatments

There is no detailed information available on the effect of rotations on the consumption of plant pest control products. However, technical–scientific documents point to a consensus on a negative correlation between diversity of crops in rotations and consumption of plant pest control products (Morrison et al., 1986, GAB/FRAB, 2009, Bell et al., 2014). To deal with this gap without compromising the reliability of the results, we decided to apply a 10% decrease in consumption of plant pest control products compared to the reference value when pastures or intercrops are included in the rotational patterns.

Labor

A global labor constraint is integrated in our model that generates a quantity of workers as function of flock size and total crop area. This relation was constructed using our research-unit database. Unfortunately, we do not have sufficient data to distinguish seasonal and on-call worker at a daily scale (Dedieu et al., 2000). On-call work concerns work that cannot be postponed, like lambings, whereas seasonal work concerns tasks that can be postponed, as fences maintenance. These both sets of work data would have permitted taking into account organizational constraints linked to crop-livestock integration, and more generally to quantify the viability of the farming systems modeled (Cournut and Chauvat, 2010, Chauvat and Servi re, 2005).

2.2.5. Aids and subsidies policy

The Common Agricultural Policy (CAP) reform package for 2014-2020 has not yet been finalized, but we decided to factor in decoupled and coupled aids that have already reached consensus (France Agricole, 2014). Regarding coupled CAP aids, an aid of €27.7 per ewe is granted for the first 500 ewes, after which a digressive rate of €1.9 per ewe is applied. Regarding decoupled aids, the current single farm payments are going to be split into three types: base payments, green payments, and redistributive payments. The objective of the base payments and green payments is to reach the same value of aids per ha in France. Green payments are attributed if some easily implementable rules are respected (5% of ecological surfaces, maintenance of temporary pastures, minimum crop diversity). Our simulation cases assume that all these rules are respected. Regarding redistributive payments, aids are granted for the first 52 ha owned by each farm. Given that the values of all these payments are set to converge until 2020, we decided to already consider the expected aids value for 2020. Thus, farms have access to a base payment of €92/ha, a green payment of €86/ha and a redistributive payment of €103/ha.

2.2.6. Capital and other economic variables

In order to evaluate the value of capital and other economic variables as net income—which is a valuable variable for studying the profitability of a farming system—materials and buildings subsystems were integrated in the model. The parameterization and functioning of these subsystems were taken from an existing model called Ostral that has been validated by expert testimony and against observed farm data (Benoit, 1998). These subsystems thus generate the appropriate materials and buildings for leading the farming systems modeled, and make it possible to calculate depreciation charges.

2.2.7. Environment

For each farming system modeled, an environmental analysis is led via a life cycle assessment (LCA) method (Veysset et al., 2010). LCA makes it possible to quantify the environmental impacts of a product from raw material extraction through to its ultimate processing. Here, we used LCA to analyze the impacts of two environmental factors: non-renewable energy consumption and GHG emis-

sions of integrated crop–livestock farming. The energy and CO₂ coefficients used come from the Diaterre® calculated method used for energy-GHG audits (ADEME, 2010). The methodology used to couple this environmental assessment analysis to the global model is detailed in Veysset et al. (2010). This methodology permits reporting the environmental impacts by categories of inputs and by type of production (crop or livestock). Regarding livestock production, the categories for MJ consumption are crop self-consumption, feed purchases, fertilizers purchases, other purchases (treatments, seeds, veterinary interventions, etc.), direct energy (fuel, electricity, water), materials and buildings. For GHG emissions, there are two additives categories: CH₄ emitted through enteric fermentation and GHG emitted from C-N cycle (nitrogen leaching, manure storage and spreading, dejections, etc.). With regards to crop production, the same categories are evaluated apart those that are specific to livestock production.

A nitrogen balance indicator is also quantified. The approach used is the Simon and Le Corre (1992) method for calculating the balance between nitrogen leaving and nitrogen entering the farm. This methodology thus again requires converting each input and output into nitrogen equivalents.

2.3. Validation process

We see whole-farm model validation as a two-phase process: (i) validation through the construction process and (ii) validation through results analysis. In the construction process, validation first entails verifying boundary adequacy, i.e. whether we chose the right processes to model. Second, constants and parameters of these processes have to be well-assessed and the choices well-documented (Serman, 2000). This validation step was easily implemented given our large panel of data sources. Each choice made where there was conflicting information has been validated through expert testimony.

In the results analysis process, it is vital to check the model structure, i.e. whether qualitative responses are observed when running the model. Then, with or without data observed on-farm, it is important to verify the dimensional consistency of the model, i.e. whether units and scales are well respected (Serman, 2000). This can be done through statistical analysis, literature review or expert testimony (Veysset et al., 2005). In our case, in order to validate the results, we simulated contrasted real-world farming systems: a specialized sheep-for-meat system and a mixed crop–livestock system. Both datasets come from the EGEE database and represent farms in the Vienne plainland area. In the first case, observed data corresponds to the mean of three comparable farms selected on the basis of two criteria: over 97% spring lambing and under 15% crops. As these three farms were registered in different years, the resulting observed farm corresponds to a mean of 50 farm-years. In the second case, observed data corresponds to the 4-year mean of one farm that runs over 95% spring lambing and in which 40–60% of total area is crops.

For this validation process, we selected 8 criteria for comparison, i.e. total area; number of workers; crop area; stocking rate (ewes/ha pasture); numerical productivity (lambs produced per ewe); total energy consumption; GHG emissions per kg carcass produced; nitrogen balance. Note that we chose

not to compare economic results as political context is a major contributor to gross margin in French sheep-for-meat production and it evolves strongly among real-world farms and even more strongly in simulated systems integrating CAP 2020 figures.

Mean, min and max for each criterion in observed and simulated farming systems are reported in Table II.1.5. For both specialized and mixed crop–sheep-for-meat farming systems, all 8 criteria fit with the observed data except for the numerical productivity, the number of workers, the MJ consumption and GHG emissions per kg carcass in the mixed crop–livestock system. The lower matching between observed and simulated results for the mixed crop–livestock system is not surprising. Indeed, the observed data refers to one system of production, with its own context of production. It is the reason why we considered the deviations from the observed system as non-significant. Moreover, as this study of results at farm-scale was completed by an expert validation of the subsequent feed rations, we can consider that the solutions are representative of the cases studied.

RESULTS VALIDATION	SPECIALIZED SHEEP SYSTEM				MIXED SHEEP&CROP SYSTEM			
	OBSERVED			SIMULATED	OBSERVED			SIMULATED
	Mean	Min	Max		Mean	Min	Max	
Area (ha)	105.0	60	142	105.0	251.4	251.4	251.4	251.0
Number of workers	1.7	1.4	2.1	1.7	1.7	1.0	3.1	3.6
% crops	3.0	0	13.77	3.0	60.0	50.3	64.0	60.0
Numerical Productivity	1.4	1.0	1.7	1.1	1.3	1.2	1.4	1.1
Ewes/ ha	6.5	5	8.5	5.5	6.5	5.9	7.5	5.9
EqMJ/ Kg carcass	50.3	32.22	75.32	60.3	63.7	57.5	73.1	55.9
EqCO2/kg carcass	28.5	21.47	36.1	25.8	32.1	31.0	34.9	23.8
N Balance (/ha)	19.7	-0.3	65.13	39.7	25.4	-12.0	69.9	68.4

Table II.1.5: Comparison of observed and simulated data for two contrasted farms—a specialized sheep-for-meat system and a mixed sheep–crop system.

3. Application

Thanks to its ‘crop–livestock interactions’ subsystems, *Sheep'n'Crop* permits studying environmental and economic impacts of crop–livestock interactions and organization at the farming system level. To demonstrate its functionality, we defined contrasted crop–livestock farming systems on basis of their crop–livestock organization (i.e. the percentage of crops in the total agriculture area) and their crop–livestock interactions, permitting opposing integrated mixed sheep and crop system with virtual diversified systems. Virtual diversified systems aim to represent two juxtaposed specialized systems, i.e. without any interaction between the crop and livestock subsystems. Contrary, integrated mixed crop–livestock systems have opportunities to adopt various crop–livestock integration practices: feed consumed on-farm as crop transfer or intercrop, and rotational patterns with intercrops or pasture (Table II.1.6). To simulate those systems, we set a labour constraint in order to not exceed 2 workers per farm and set the pedoclimatic and socioeconomic context constants.

Our objective is then to compare the economic, productive and environmental performances of these contrasted simulated systems. Economic performance is studied through an indicator of farm

income. The analysis of productivity necessitates a separate indicator for livestock and crop production. Regarding livestock production, the indicator of productivity studied is the kilo of carcass produced per hectare mobilized. The concept of “*hectare mobilized*” reflects the global surface that is needed to conduct the flock. It is composed by the equivalent hectares of imported feeds, the equivalent hectares of self-consumed crops, and the hectares of pastures. This concept permits comparing integrated and virtual diversified systems more consistently. Regarding crop production, results are reported in terms of kilo of plant protein produced per hectare sold. The conversion in equivalent plant protein was chosen to have a common unit that has a signification regarding food security. The denominator “per hectare sold” was chosen to avoid a poor comparison between farming systems that self-consume or not crops. Environmental performances are studied through the following indicators: the MJ consumption per kilo carcass and per kilo of plant protein, the GHG emissions per kilo carcass and per kilo of plant protein, and the N balance (kg N/ha).

VARIABLES	INTEGRATION	VIRTUAL DIVERSIFICATION
Surface tot (ha)	100	100
Organization (% crop)	[20%-40%60%-80%]	[20%-40%60%-80%]
Nitrogen transfer	x	-
Feed transfer	x	-
Feed as intercrop	x	-
Rotations TP-Crop	x	-

Table II.1.6: Presentation of the variables allowed (x) or not allowed (-) for each strategy of production: integrated and virtual diversified systems.

4. Results

4.1 General characteristics

General characteristics of the generated systems are presented in table II.1.7. Regarding the strategies of production adopted, we note that integrated systems stand out from virtual diversified systems by their feeding and rotational patterns management (Table II.1.7). Regarding their feeding management, when self-consumption of cereals is allowed (integrated systems), we note that this practice always is adopted, indicating its higher profitability. We observed that this self-consumption is accompanied with a more intensive feeding management than the other farming systems, i.e. a higher feed concentrates consumption per ewe per year accompanied with a higher stocking rate, at the exception of the farming system that runs 20% of crops (Table II.1.7).

Regarding the rotations, we note that integrated systems always prefer running a rotation with crop and pasture. When no sufficient pasture is available, the classical rotational pattern Maize-Wheat-Barley (MWB) is adopted. Virtual diversified systems always run rotations with maize, wheat and barley. The rotation pattern MWB is thus the most profitable in every case.

	SnC₂₀₊	SnC₂₀₋	SnC₄₀₊	SnC₄₀₋	SnC₆₀₊	SnC₆₀₋	SnC₈₀₊	SnC₈₀₋
<u>Structure</u>								
Nb of workers	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0
Total area	100	100	100	100	100	100	100	100
% of crops	20%	20%	40%	40%	60%	60%	80%	80%
Interactions	x	-	x	-	x	-	x	-
Crop - Rotation _{TPMWB}	53%	20%	96%	40%	64%	60%	32%	80%
Crop - Rotation _{MWB}	47%	80%	4%	60%	36%	40%	68%	20%
<u>Feeding management</u>								
% cereal Self-cons.	67%	0%	47%	0%	32%	0%	26%	0%
Stocking rate	7.4	7.4	8.1	8.0	9.4	9.3	13.2	13.0
Kg cc/Ewes	132.1	134.7	174.9	154.5	204.8	185.0	263.0	241.4
<u>Economic and Production</u>								
Farm income (/worker)	23700	20800	30200	27600	34400	32200	39200	37400
Livestock Production (kg carcass/ha mobilized)	145.5	146.9	160.4	151.1	171.0	160.2	191.9	179.7
Crop Production (kg plant protein/ha sold)	737	722	752	722	742	722	744	722
<u>Environment</u>								
N Balance (N/ha)	20.6	44.2	31.3	54.3	48.9	69.1	67.7	84.0
MJ _{LIVESTOCK} (/kg carcass)	43.0	50.3	46.6	48.2	51.8	50.5	57.4	55.1
MJ _{CROP} (/plant prot.)	17.6	20.4	17.3	19.8	17.6	19.6	18.9	20.0
GHG _{LIVESTOCK} (/kg carcass)	24.7	26.0	23.3	25.3	23.0	25.1	22.8	25.3
GHG _{CROP} (/kg plant prot.)	2.3	2.8	2.2	2.7	2.2	2.5	2.2	2.4

Table II.1.7: General characteristics and economic, productive and environmental results of integrated and virtual diversified farming systems.

(SnC_x: Farming system generated by *Sheep'n'Crop* with x percent of crop; +/-: with or without interactions between crop and livestock subsystems; TPMWB: rotation with temporary pasture (6 years), Maize (1yr), Wheat (1yr), Barley (1yr); MWB: rotation Maize (1yr), Wheat (1yr), Barley (1yr)).

For a better comparison of advantages and limits of each strategy of production, we dress a table that reports the average difference of their economic, productive and environmental performances (Table II.1.8). The percentages reported in table II.1.8 were constructed by first calculating the percentage of decrease (or increase) of performance of a given virtual diversified system relatively to its equivalent integrated system, i.e. with the same percentage of crop. Second, the average decrease or increase of performances between equivalent farming systems is reported on table II.1.8. So, if focusing on environmental results, a negative percentage indicates a lower impact for integration than virtual diversification, while if focusing on economic or productive results, it indicates its lower profitability or productivity respectively.

INTEGRATION versus VIRTUAL DIVERSIFICATION			
<i>At farming system scale</i>	$\Delta\mu$	\pm	σ
Farm income (€/worker)	8.7%	\pm	4%
N Balance (kg N/ha)	-36%	\pm	15%
<i>At livestock production scale</i>	$\Delta\mu$	\pm	σ
Kg carcass/ha mobilized	4.4%	\pm	4%
MJ consumption (/kg carcass)	-3%	\pm	9%
GHG emissions (/kg carcass)	-7%	\pm	2%
<i>At crop production scale</i>	$\Delta\mu$	\pm	σ
Kg plant protein/ha sold	2.9%	\pm	1%
MJ consumption (/kg plant prot.)	-10%	\pm	4%
GHG emissions (/kg plant prot.)	-15%	\pm	5%

Table II.1.8: Comparison of economic and environmental results by strategies of production ($\Delta\mu$: mean difference; σ : standard deviation).

4.2 Economics

Integration permits obtaining better economic results than virtual diversification (+8.7%) (Table II.1.8). This result is mainly explained by a lower intermediate consumption in integrated systems than in virtual diversified systems. Indeed, structural expenses are not affected by more than 1% when crop and livestock production are integrated. The lower intermediate consumption in integrated systems can be first explained by the better recycling of nitrogen operated in integrated systems than in the virtual diversified systems. Indeed, rotational patterns that include pasture permit reducing fertilizers purchases by 6 % in average. Second, the higher stocking rate in integrated systems than in virtual diversified systems leads to higher manure production and thus to a reduction of fertilizers purchases of 12% in average. Third, integrated systems economized feed purchases by self-consuming their crop production (sale price < purchase price).

However, if we compare farming systems with contrasted crop-livestock organization, we note that the more there are crops, the more the farm income increase.

4.3 Production

4.3.1 Livestock production

The results are in favor of integration: integrated farming systems produce in average +4.4% more than virtual diversified systems per hectare mobilized. Again, the more productive systems are those that run more crops. For instance, the best system is the integrated mixed crop-livestock system with 80% of crop that produces 191.9 kg carcass/ha mobilized (Table II.1.7). In fact, when more crops are run, the feed management of the flock is intensified, explaining a higher productivity.

4.3.2 Crop production

No significant difference of productivity is observed between farming systems for crop production (kg protein/ha sold), apart if it is the total plant protein available for sale that is considered. Indeed, they all run the same rotational pattern and the differences of productivity observed between integrated and virtual diversified systems are due to a modification of the ratio between crop productions. This conclusion is thus valid for our simulation context but certainly have to be deepened in knowledge if plant protein production optimization is search. It was not our objective here.

4.4 Environment

4.4.1 Nitrogen balance

We note that the nitrogen balance always is better in integrated systems than in virtual diversified systems (-36%) (Table II.1.8). Furthermore, we observe that the more there are crops, the more the nitrogen balance is detrimental to the environment (Table II.1.7). So, the best system regarding nitrogen balance is the integrated sheep and crop system with 20% of crops (20.6 kg N/ha), and the worst system is the virtual diversified system with 80% of crops (84.0 kg N/ha).

The two main factors explaining why integration runs better results than virtual diversification are their lower fertilizers and feeds purchases (respectively -7.0 and -15.2 kg N/ha in average). Fewer fertilizers are purchases because manure production permits reducing purchase of fertilizers by -12% and rotations with pasture permits reducing the nitrogen needs of crops and thus the purchase of fertilizers by -6%. Fewer feeds are purchased in integrated systems because they consume on-farm cereals. Moreover, when self-consumption is achieved, it concerns integrated systems with crop-pasture rotational patterns so that the cereals self-consumed aren't fertilizers consumers. Indeed, as a consequence, less cereals are sold in integrated systems but it doesn't counterbalance the advantages of self-consumption (only + 1.6 kg N/ha are exported as crop in virtual diversified systems in average).

The main reason explaining why better results are seen in farming systems with a low percentage of crops is their lower need of fertilizers: more fertilizers are necessary for crop production than pasture production.

4.4.2 MJ consumption

A. Livestock production

The MJ consumption per kilo carcass produced is lower for integrated than virtual diversified systems (-3%, i.e. -1.3 eqMJ/kg carcass) (Table II.1.8). The two main factors explaining this lower MJ consumption in integrated systems are their lower direct energy consumption (-1.7 eqMJ/kg carcass in average), and their feed self-consumption that permits limiting purchases (-1.2 eqMJ/kg carcass in average) (Table 9). However, we note that integration leads to higher MJ consumption for fertilizers (+1.7 eqMJ/kg carcass in average). This is exclusively due to the manure production that is first

spread on crops in the integrated farming systems, because of its higher nitrogen value when spread on maize. A contrary, in virtual diversified systems, as the livestock and crop production are conducted as separated systems, the entire manure produce is valorized in the livestock production process, explaining a lower MJ consumption for fertilizers in the livestock production process of virtual diversified systems.

The less MJ consumer per kilo carcass produced is the integrated system with twenty percent of crops (43.0 eqMJ/kg carcass). Its main advantage in comparison with other systems is its feed management that even permits compensating its globally higher energy consumption for fertilizers and direct energy (Table II.1.9). As mentioned before, its higher energy consumption for fertilizers is due to its manure management. Regarding direct energy consumption, its higher consumption is due to its lower size of production that not permits having the same scale economies than others systems.

eqMJ/kg carcass	SnC ₂₀₊	SnC ₂₀₋	Δ	SnC ₄₀₊	SnC ₄₀₋	Δ	SnC ₆₀₊	SnC ₆₀₋	Δ	SnC ₈₀₊	SnC ₈₀₋	Δ
Feed self-cons.	10.0	0.0	10.0	17.1	0.0	17.1	24.0	0.0	24.0	32.1	0.0	32.1
Feed purchases	3.9	19.4	-15.5	3.1	22.2	-19.1	3.1	26.0	-23.0	3.1	33.2	-30.2
Fertilizers	6.6	6.2	0.4	6.0	3.9	2.1	5.2	3.0	2.1	3.8	1.5	2.2
Direct energy	6.2	7.6	-1.4	4.3	6.1	-1.8	3.6	5.5	-1.9	3.0	4.9	-1.8
Other	16.2	17.0	-0.8	16.1	16.0	0.1	16.0	15.9	0.1	15.5	15.5	0.0
TOTAL	43.0	50.3	-7.3	46.6	48.2	-1.6	51.8	50.5	1.3	57.4	55.1	2.3

Table II.1.9: MJ consumption per kilo of carcass produced in integrated versus virtual diversified farming systems: decomposition of total consumption per input categories.

(SnC_x: Farming system generated by *Sheep'n'Crop* with x percent of crop; +/-: with or without integration; "Other" concerns the non-significant categories of inputs as buildings, materials, treatments, seeds, and other).

B. Crop production

Integrated sheep and crop systems consume less energy per kilo of plant protein produced than virtual diversified systems (-10 %, i.e. -2.1 eqMJ/kg plant protein) (Table II.1.8). The main reason is that when integrated, less nitrogen is needed for growing crops (-2.8 eqMJ/kg plant protein in average) (Table II.1.10).

eqMJ/kg plant protein	SnC ₂₀₊	SnC ₂₀₋	Δ	SnC ₄₀₊	SnC ₄₀₋	Δ	SnC ₆₀₊	SnC ₆₀₋	Δ	SnC ₈₀₊	SnC ₈₀₋	Δ
Fertilizers	2.4	7.2	-4.8	4.4	7.6	-3.2	5.7	7.8	-2.1	7.0	8.1	-1.1
Direct energy	9.7	8.9	0.9	8.6	8.2	0.4	7.9	7.9	-0.1	8.2	8.3	-0.1
Other	5.5	4.3	1.1	4.3	4.0	0.3	4.0	3.9	0.1	3.7	3.6	0.1
TOTAL	17.6	20.4	-2.8	17.3	19.8	-2.4	17.6	19.6	-2.0	18.9	20.0	-1.1

Table II.1.10: MJ consumption per kilo of plant protein produced in integrated versus virtual diversified farming systems: decomposition of total consumption per input categories.

(SnC_x: Farming system generated by *Sheep'n'Crop* with x percent of crop; +/-: with or without integration; "Other" concerns the non-significant categories of inputs as buildings, materials, treatments and seeds)

The less MJ consumer per kilo of plant protein produced is the integrated system with 40% of crops (17.3 eqMJ/kg protein) (Table II.1.10). This systems runs the best MJ consumption results because it reaches the best compromise between the increase of MJ consumption for fertilizers and the de-

crease of MJ consumption linked to scale economies (direct energy) when the percentage of crops increase (Table II.1.10).

4.4.3 GHG emissions

A. Livestock production

We note an average reduction of GHG emissions of -7% through integration, i.e. -1.8 eqCO₂/kg carcass (Table II.1.8). The main factor explaining that reduction is the self-consumption of feeds that permits diminishing feed purchases, and thus reducing the total GHG emissions by -1.5 eqCO₂/kg carcass in average (Table II.1.11).

Furthermore we note that the GHG emissions per kilo carcass produced diminished when the percentage of crops increases. This trend is mainly explained by the lower emissions of GHG when less manure is produced (i.e. N cycle emissions diminish, Table II.1.11), thwarting their higher emissions for the feeding management. Consequently, the integrated farming systems with 80% of crops is the lowest GHG emitter per kilo carcass produced (22.8 eqCO₂/kg carcass) (Table II.1.11).

eqCO ₂ /kg carcass	SnC ₂₀₊	SnC ₂₀₋	Δ	SnC ₄₀₊	SnC ₄₀₋	Δ	SnC ₆₀₊	SnC ₆₀₋	Δ	SnC ₈₀₊	SnC ₈₀₋	Δ
Feed self-cons.	1.3	0.0	1.3	2.1	0.0	2.1	2.6	0.0	2.6	3.3	0.0	3.3
Feed purchases	1.2	3.8	-2.5	0.9	4.3	-3.4	0.9	4.9	-4.1	0.9	6.1	-5.3
N cycle	6.6	6.7	0.0	5.8	5.8	0.0	5.1	5.0	0.0	4.4	4.3	0.0
Other	15.5	15.6	-0.1	15.3	15.2	0.1	14.5	15.1	-0.6	14.3	14.9	-0.6
TOTAL	24.7	26.0	-1.3	24.0	25.3	-1.3	23.0	25.1	-2.1	22.8	25.3	-2.6

Table II.1.11: GHG emissions per kilo of carcass produced in integrated versus non-integrated farming systems: decomposition of total consumption per input categories.

(SnC_x: Farming system generated by *Sheep'n'Crop* with x percent of crop; +/-: with or without integration; "Other" concerns the non-significant categories of inputs as fertilizers, buildings, materials, treatments, seeds, direct energy, enteric CH₄)

B. Crop production

GHG emissions for crop production are lower when crop and livestock production are integrated that when conducted separately (-15% in average, i.e. 0.4 eqCO₂/kg plant protein) (Table II.1.8). This reduction of GHG emissions for integrated systems is mainly due to their lower fertilizers purchases (-0.3 eqCO₂/kg plant protein in average) (Table II.1.12). It has to be noted that results for integration takes advantage from their higher plant protein production per hectare sold (see 4.3.2). However, the lower results for integration are not dependent on this effect of higher plant protein production, although it strengthens the trend of lower GHG emissions for integrated systems.

They are three systems that run the lowest GHG emissions per plant protein produced (i.e. 2.2 eqCO₂/kg plant protein): the integrated systems with 40%, 60% and 80% of crops, indicating that the crop-livestock organization doesn't explained the levels of GHG emissions (Table II.1.12).

eqCO ₂ /kg plant protein	SnC ₂₀₊	SnC ₂₀₋	Δ	SnC ₄₀₊	SnC ₄₀₋	Δ	SnC ₆₀₊	SnC ₆₀₋	Δ	SnC ₈₀₊	SnC ₈₀₋	Δ
Fertilizers	0.3	0.8	-0.5	0.5	0.8	-0.4	0.6	0.8	-0.2	0.7	0.9	-0.1
Other	2.0	2.0	0.0	1.8	1.8	-0.1	1.6	1.7	-0.1	1.5	1.6	-0.1
TOTAL	2.3	2.8	-0.6	2.2	2.7	-0.4	2.2	2.5	-0.3	2.2	2.4	-0.2

Table II.1.12: GHG emissions per kilo of plant protein produced in integrated versus non-integrated farming systems: decomposition of total consumption per input categories.

(SnC_x: Farming system generated by *Sheep'n'Crop* with x percent of crop; +/-: with or without integration; "Other" concerns the non-significant categories of inputs as buildings, materials, treatments, seeds, direct energy, enteric CH₄, N cycle)

5. Discussion

5.1. Model and method

The originality and main interest of *Sheep'n'Crop* is its connection between three sub-systems: an economic subsystem, an environmental subsystem and a crop-sheep interactions subsystem. Indeed, existing models fail to represent these three sub-systems at the same time for sheep production, mainly because environmental impact aren't taken into account (Parsons et al., 2011a, Morrison et al., 1986). In this way, our model constitutes a first prototype of model to permit studying sustainability of contrasted mixed-crop livestock systems. However, we suggest improving the sustainability assessment by considering more indicators of sustainability. Indeed, in this work we focused on a given perception of sustainability, defined by the indicators we used. We especially recommend improving the consideration of the social pillar of sustainability, i.e. the effect of crop-livestock interactions on the workload and the necessity to develop technical and organisational skills.

5.2. Economic issues

Our simulation results indicate that integrated farming systems are more profitable than virtual diversified systems. This result, suggesting that mixed crop-livestock systems are more profitable than specialized system, is opposed to those of Veysset et al. (2014) and Ryschawy et al. (2012)(France). However, our results are consistent with Australian scientific literature (Bell et al., 2014, Morrison et al., 1986). Observations such as these make it clear that the economic context influences possibilities for scope and scale economies. As our simulations are made in a French context, we mainly explain our results by the method used to compare integration and specialization. Indeed, we restrict our comparisons to systems with the same crop-livestock organization, i.e. the same scale of production, while observed data are subjected to various levels of scope and scales economies and allow highlighting the higher scale economies permitted through specialization. Furthermore, as we observe that economic performances increase when the percentage of crops increase, we consider our simulations translate well the general trend of specialization in crop production in those areas.

5.3. Productive issues

Our results demonstrate that integration enhances livestock and plant protein productivity. Even if results for crop production are consistent with scientific literature, we suggest to improve these estimations by taking into account rotations effects on yield (Bell et al., 2014, Morrison et al., 1986).

Regarding livestock production, focusing on the effect of integration on livestock productivity appears not to have been researched. We suggest improving our conclusion by studying the impact of livestock intensification on results. Indeed, in our model, the level of livestock intensification is largely influenced by the labour constraint defined. For instance, the restriction of 2 workers per farms prevents farms with few crops to conduct their flock with a stocking rate as high as those of farms with a higher proportion of crops. Indeed, fewer workers are needed for crop production than for livestock production.

5.4. Environmental issues

Integrated farming systems always show better results than virtual diversified systems. Regarding non-renewable energy consumption, our results are consistent with those of Benoit and Laignel (2010) that reported a better energy efficiency for optimized integrated mixed crop-sheep systems (0.93) than for specialized systems (0.42). Regarding GHG emissions and N balance, the positive effect of integration is in line with numerous scientific results (Russelle et al., 2007, Wilkins, 2008). However, this scientific literature generally concerns evaluation at the biophysical scale – as the coupling of N and C cycles – while our evaluation concerns the farming system scale. At this scale of evaluation, some studies focusing on observed data revealed more contrasted effects of integration on environmental performances. For instance, Veysset et al. (2014) reported that specialized suckler beef cattle had better environmental results than mixed crop-livestock systems. In the same way, Ryschawy et al. (2012) showed that mixed crop-livestock systems generally reached intermediary levels of performance in comparison with specialized systems. We link these contrasted results to three factors: (i) they compare systems with different scale of production permitting specialized system to exploit higher scale economies, (ii) observed mixed crop-livestock systems don't optimize crop-livestock integration, (ii) observed mixed crop livestock systems face to agronomical and technical constraints (as workload) that prevent obtaining results reported by simulation models or by studies conducted at the biophysical level.

5.5. Need for trade-off analysis

While the global effect of integration is positive, it isn't the case for crop-livestock organization. Indeed, we note contrasted effects on performances when the percentage of crops was increased. For instance, we note that the environmental performance for non-renewable energy consumption decreases when the percentage of crop increases, while at the same time the economic performance increases. These trade-offs imply the necessity to improve and complete our results to dispose of a much larger database to understand trade-offs between performances objectives. We suggest improving our results by taking into account (i) pedoclimatic and socio-economics effects, (ii) scale effects, (iii) livestock intensification effects, (iv) increasing agronomic, technical and social interactions and (v) increasing livestock management options.

6. Conclusion

To test the impact of crop-livestock interactions and organization on farming system sustainability, we build the whole-farm model *Sheep'n'Crop* – a model developed for a French context and enabling interactions between sheep and crop production to be modeled while at the same time factoring in environmental and economic impacts. A first application of this model permits confirming that crop-livestock interactions have potential to be more favorable than specialization regarding economic performances (+8.7%), productive performances ($\Delta_{\text{LIVESTOCK-}\mu}=+4.4\%$; $\Delta_{\text{CROP-}\mu}=+2.9\%$), and environmental performances as nitrogen balance ($\Delta_{\mu}=-36\%$), GHG emissions ($\Delta_{\text{LIVESTOCK-}\mu}=-7\%$; $\Delta_{\text{CROP-}\mu}=-15\%$) and MJ consumption ($\Delta_{\text{LIVESTOCK-}\mu}=-3\%$; $\Delta_{\text{CROP-}\mu}=-10\%$). An effect of crop-livestock organization is also observed.

Regarding economic results, higher performances are mainly explained by the reduction of costs permitted by lower purchases of feeds and fertilizers. We noted that economic results increase when the percentage of crops increase. With regards to productivity, this higher livestock performance is explained by the higher stocking rate permitted in integrated systems. It's also the reason why livestock productivity increases when the percentage of crop increases. We consider the increased productivity for crop production as not significant because the same crop productions were selected in the rotational patterns and no yield effect is included in the model. This higher performance results from a modification of the proportion of crop-type sold. Regarding nitrogen balance, the positive effect of integration is mainly due to the reduction of fertilizers purchase. This same factor explains why integrated systems emit less GHG for crop production. In case of livestock production, this is the reduction of feed purchases that mainly explains better performances for GHG emissions. The main reasons explaining the better environmental results that integrated systems take over virtual diversified systems are their ability to produce on-farm feed and to run crop rotations with pastures. However, in absolute terms, no-renewable energy consumption increases when the percentage of crop increases.

Even if integration improves global performances, crop-livestock organization influences the performances in contrasted direction, implying the need for trade-off analysis. However, before running this kind of analysis, we suggest completing our results by further investigation in four main directions: (i) studying pedoclimatic and socio-economics effects, (ii) analysing scale effects, (iii) understanding livestock intensification effects, (iv) testing increasing agronomic, technical and social interactions and (v) testing increasing livestock management options. Furthermore, we suggest conducting trade-off analysis not only at the farm scale but also at the micro-region scale. The advantage the micro-region scale analysis takes over the farm scale analysis is its ability to consider the land constraint, and thus the productive capacity of a given region. So, if an objective of production is search, not only one farming system is going to be selected but a pool of contrasting systems. Moreover, micro-region scale analysis permits taking into account other primordial environmental indicators as biodiversity or water quality (Tichit et al., 2011, Bretagnolle et al., 2011).

Acknowledgments

The authors are grateful for financial support from the French National Institute for Agricultural Research (INRA-Phase/SAE2) and the French Environment and Energy Management Agency (ADEME). Many thanks to Gabriel Laignel for its helpful contribution.

References

- ADEME 2010. Guide de la méthode Diaterre. Paris, France: ADEME.
- AGRESTE 2013. Utilisation du territoire. Statistique Agricole Annuelle. <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr>.
- 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. 2014. Evolution in crop–livestock integration systems that improve farm productivity and environmental performance in Australia. *European Journal of Agronomy*, 57, 10-20.
- BENOIT, M. 1998. Un outil de simulation du fonctionnement du troupeau ovin allaitant et de ses résultats économiques : une aide pour l'adaptation à des contextes nouveaux. *Productions Animales*, 11, 199-209.
- BENOIT, M. & LAIGNEL, G. 2010. Energy consumption in mixed crop-sheep farming systems: what factors of variation and how to decrease? *Animal*, 4, 1597-605.
- 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.
- BRETAGNOLLE, V., GAUFFRE, B., MEISS, H. & BADENHAUSSER, I. 2011. The role of grassland areas within arable cropping systems for conservation of biodiversity at regional level. In: LEMAIRE, G., HODGSON, J. & CHABBI, A. (eds.) *Grassland Productivity and Ecosystem Services*. Wallingford, UK: CAB Int.
- CHAUVAT, S. & SERVIÈRE, G. 2005. Améliorer les conditions de travail en élevage ovin viande pour lever un frein majeur à son développement. France: Département Actions Régionales.
- CIIRPO 2008. Alimentation des brebis à l'herbe: du colza fourrager pour les brebis. *Institut de l'élevage/CIIRPO*, 2.
- COURNUT, S. & CHAUVAT, S. Qualifier la vivabilité des exploitations d'élevage de ruminants d'un point de vue du travail. Journées 3R, 2010 Paris. 4.
- DEDIEU, B., COULOMB, S., SERVIÈRE, G. & TCHAKERIAN, E. 2000. *Bilan Travail pour l'étude du fonctionnement des exploitations d'élevage. Méthodes*, Paris, Lignes.
- FRANCE AGRICOLE 2014. PAC 2015-2020, le détail de vos aides. France.
- FRONTLINE SYSTEM 1999. Solver user's guide. Version 3.5. Frontline System Inc.
- GAB/FRAB, R. 2009. La rotation en grandes cultures. Fiche Technique. France.

- HARDY, A. 2010. Plusieurs raisons pour utiliser le colza fourrager. *L'abreuvoir*.
- IDELE 2013. Les cas type ovins viande en Poitou-Charentes, Pays-de-la-Loire, Bretagne. In: CONSEIL, R. D. E. P. L. P. E. L. (ed.). France: Institut de l'élevage.
- INRA 2007. Bovine, ovine and caprine feeding. In: AGABRIEL, J. (ed.) *Feeding Needs and Feed Values*. Paris, France: Quae Editions.
- LEMAIRE, G., FRANZLUEBBERS, A., CARVALHO, P. C. D. F. & DEDIEU, B. 2014. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 4-8.
- MINISTRY OF ECOLOGY SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND ENERGY 2014. Les objectifs européens énergie-climat. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/document138236>.
- MORRISON, D. A., KINGWELL, R. S. & PANNELL, D. J. 1986. A mathematical Programming Model of a Crop-Livestock Farm System. *Agricultural Systems*, 20, 243-268.
- PARSONS, D., NICHOLSON, C. F., BLAKE, R. W., KETTERINGS, Q. M., RAMÍREZ-AVILES, L., CHERNEY, J. H. & FOX, D. G. 2011. Application of a simulation model for assessing integration of smallholder shifting cultivation and sheep production in Yucatán, Mexico. *Agricultural Systems*, 104, 13-19.
- PEYRAUD, J.-L., TABOADA, M. & DELABY, L. 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy*, 57, 31-42.
- ROSSING, W. A. H., MEYNARD, J. M. & VAN ITTERSUM, M. K. 1997. Model-based explorations to support development of sustainable farming systems: case studies from France and the Netherlands. *European Journal of Agronomy*, 7, 271-283.
- RUSSELLE, M. P., ENTZ, M. H. & FRANZLUEBBERS, A. J. 2007. Reconsidering Integrated Crop–Livestock Systems in North America. *Agronomy Journal*, 99, 325.
- 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, 1722-30.
- SIMON, J. C. & LE CORRE, L. 1992. Le bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation agricole: méthodologie, exemples de résultats. *Fourrages*, 129, 79-94.
- SNEESSENS, I., BRUNSCHWIG, G. & BENOIT, M. 2014a. Maintaining French sheep-for-meat production in plainland areas through crop–livestock integration: a way to enhance farming system sustainability *Agroecology and Sustainable Food Systems*, [Submitted].
- STERK, B., VAN ITTERSUM, M. K., LEEUWIS, C. & WIJNANDS, F. G. 2007. Prototyping and farm system modelling—Partners on the road towards more sustainable farm systems? *European Journal of Agronomy*, 26, 401-409.
- STERMAN, J. D. 2000. Truth and Beauty: Validation and Model Testing. *Business Dynamics: Systems Thinking and Modeling for a Complex World*. United States of America: Jeffrey J. Shelsfud.
- 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.

- VEYSSET, P., BEBIN, D. & LHERM, M. 2005. Adaptation to Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area: a model-based study. *Agricultural Systems*, 83, 179-202.
- VEYSSET, P., LHERM, M. & BÉBIN, D. 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103, 41-50.
- VEYSSET, P., LHERM, M., BEBIN, D. & ROULENC, M. 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 1-11.
- WILKINS, R. J. 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 363, 517-25.

CHAPITRE II.2 : Effet de la période de mise-bas sur la capacité d'un système de polyculture-élevage ovin allaitant à exploiter des économies de gamme : application en zone de plaine française

1. Introduction

Une particularité de la production ovine est sa saison de reproduction naturellement définie par le rapport jour/nuit, conditionnant une mise-bas naturelle au printemps. Cependant, certaines races sont capables de se dessaisonner pour produire des agneaux à une autre période que le printemps (Romane, Ile-de-France, etc.). L'avantage de ce mode de fonctionnement du troupeau est qu'il permet d'approvisionner la filière ovine lors des périodes creuses, et d'ainsi proposer de l'agneau toute l'année aux consommateurs. Ces systèmes ont d'ailleurs été vivement recommandés aux éleveurs par les coopératives ovines pour rester compétitives sur le marché.

Cependant, étant donné que les stades physiologiques des brebis et des agneaux sont décalés dans le temps lorsque la période de mise-bas change, le calendrier des besoins alimentaires est modifié aussi. Dans le cas de la mise-bas de printemps, la période à plus forts besoins se situe alors au printemps tandis que dans le cas d'une mise-bas de contre-saison, en automne par exemple, la période à plus forts besoins est en automne-hiver. Ces systèmes de contre-saison sont donc plus consommateurs de concentrés et potentiellement plus dépendants du marché et de ses fluctuations.

Dans le cadre de ce chapitre, nous souhaitons d'une part quantifier l'effet de la saisonnalité de la production ovine sur les performances économiques et environnementales des systèmes agricoles, tout en identifiant les déterminants des modifications de performances observées. D'autre part, nous ambitionnons de quantifier et de comparer l'effet de l'intégration culture-élevage sur des systèmes de production avec une saisonnalité de la production ovine différente.

En regard de ces objectifs, nous avons fixé les paramètres zootechniques et calendaires du modèle *Sheep'n'Crop* de façon à ce qu'ils permettent de représenter des systèmes de production avec mise-bas d'automne et mise-bas de printemps (Section 1.1). Ensuite, deux scénarios de production ont été établis pour chacun de ces systèmes, l'un avec zéro interaction culture-élevage et l'autre avec interactions culture-élevage (Section 1.2). Dans les deux scénarios, le niveau d'intensification de la production ovine (UGB/ha), le nombre de travailleurs, la surface agricole utile totale et le pourcentage de cultures dans l'exploitation sont maintenus constants afin de ne percevoir que les effets liés à la saisonnalité de la production et l'intégration culture-élevage. Les indicateurs de performances évalués sont le résultat courant par travailleur, la balance azotée, la consommation d'énergie non-renouvelable et les émissions de gaz-à-effet-de-serre. Les effets de la saisonnalité de la production ovine sur ces indicateurs de performances sont étudiés dans la section 2.1 en comparant les systèmes de production avec zéro interaction. Dans la section 2.2, les effets de l'intégration culture-

élevage pour chacun des modes de fonctionnement du troupeau sont évalués et discutés. Un récapitulatif et une discussion générale des résultats obtenus sont menés dans la conclusion à l'issue de laquelle des perspectives de recherche sont proposées (Section 3).

2. Matériel et Méthode

2.1. Contexte et caractéristiques générales

Les données utilisées sont issues du modèle *Sheep'n'Crop*, un modèle de programmation linéaire permettant de sélectionner, à l'échelle de l'exploitation agricole, les activités et pratiques agricoles les plus rentables (optimisation de la marge brute). Ce modèle est paramétré pour représenter des systèmes de polyculture-élevage ovins allaitants de la Vienne, et plus spécifiquement des parties fertiles de cette zone de plaine française.

Sheep'n'Crop permet de représenter deux types de gestion du troupeau : l'un avec une mise-bas de printemps et l'autre avec une mise-bas d'automne. Ces deux types de gestion du troupeau se distinguent non seulement par leur calendrier évènementiel (lutte, mise-bas, etc.), mais également par leurs paramètres zootechniques tels que la prolificité (nombre d'agneaux par brebis par portée), la fertilité (nombre de brebis gestantes sur nombre de brebis luttées) et la capacité de croissance des agneaux (Tableau II.2.1). Ces paramètres zootechniques sont plus faibles pour les systèmes de production avec une mise-bas d'automne. En effet, dans ces systèmes, la saisonnalité naturelle de la reproduction n'est pas respectée et induit des performances zootechniques plus faibles. Ce désaisonnement n'est d'ailleurs pas possible pour toutes les races ovines, uniquement pour quelques races plus rustiques telles que la Romane ou l'Île-de-France. Il peut toutefois être mis en œuvre via le recours à des traitements hormonaux. Ces deux types de fonctionnement du troupeau ont été paramétrés à l'aide d'une base de donnée interne à l'équipe de recherche EGEE¹ qui recense un millier d'exploitations-années (24 années de recensement).

Caractéristiques	Mise-bas de printemps	Mise-bas d'automne
Date de mise-bas	1 ^{er} mars	20 septembre
Productivité numérique	1,1	1,0
Fertilité des brebis	95	87
Fertilité des agnelles	70	65
Prolificité des brebis	155	145
Prolificité des agnelles	125	120
Poids au sevrage agneaux/lles simples	20	17
Poids au sevrage agneaux/lles doubles	15	15
Poids de vente agneaux/lles simples	48	40
Poids de vente agneaux/lles doubles	45	38

Tableau II.2.1 : Caractéristiques du fonctionnement du troupeau pour un système avec mise-bas de printemps et un système avec mise-bas d'automne

¹ Economie et Gestion de l'Exploitation d'Élevage (Unité Mixte de Recherche sur les Herbivores (UMRH), Institut National de Recherche Agronomique – Inra).

2.2. Données

2.2.1. Scénarios de génération des données

Afin de percevoir à la fois les effets de la saisonnalité de la production et ceux de l'intégration culture-élevage sur les performances économiques et environnementales des exploitations agricoles, quatre systèmes de production sont générés. Tout d'abord, en vue d'étudier l'effet de la saisonnalité de la production sur ces performances, toutes choses égales par ailleurs, deux systèmes de production avec une période de mise-bas différente (printemps ou automne) sont générés en gardant identiques la surface agricole utile (100 ha), le pourcentage de culture (20%), le nombre de travailleur (2 UTH), le nombre d'UGB ovins par hectare de surface fourragère (1,6 UGB/ha) et l'impossibilité d'avoir des interactions entre culture et élevage (Tableau II.2.2).

Ensuite, en vue d'étudier l'effet de l'intégration sur ces deux systèmes à saisonnalité de production différente, deux systèmes de production supplémentaires sont générés. Ils possèdent les mêmes caractéristiques générales, c'est-à-dire 80 ha prairies avec 1,6 UGB/ha et 20 hectares de cultures, mais des interactions entre culture et élevage sont autorisées telles que l'autoconsommation des céréales, l'introduction de prairies dans les rotations, la valorisation du fumier sur les cultures et la valorisation de la paille dans l'atelier ovin (Tableau II.2.2).

CARACTERISTIQUES SCENARIOS	SANS INTERACTION		AVEC INTERACTIONS	
	Automne	Printemps	Automne	Printemps
<u>Structure</u>				
Nombre de travailleurs	2.0	2.0	2.0	2.0
Surface totale (ha)	100	100	100	100
% de cultures	20.0	20.0	20.0	20.0
UGB _{OVIN} /ha prairie	1.6	1.6	1.6	1.6
<u>Interactions</u>				
Intégration prairie dans rotation MBO	non	non	oui	oui
Rotation PT-PT	80.0	80.0	46.7	46.7
Rotation PT-MBO	0.0	0.0	53.3	53.3
Rotation MBO	20.0	20.0	0.0	0.0
Autoconsommation	non	non	oui	oui
Transfert fumier	non	non	oui	oui

Tableau II.2.2 : Récapitulatif des scénarios de génération des données [PT : Prairie temporaire, MBO : Rotation maïs-blé-orge]

2.2.2. Indicateurs évalués

Les indicateurs économiques et environnementaux évalués pour comparer l'effet de la saisonnalité de la production et l'effet de l'intégration sont identiques. L'indicateur économique étudié est le résultat courant par travailleur, permettant d'établir la rentabilité de l'exploitation. Les impacts environnementaux étudiés sont la consommation d'énergie non-renouvelable, les émissions des gaz-à-effet-de-serre et la balance azotée. Ces choix ont été guidés par la volonté générale d'augmenter la durabilité des systèmes agricoles dont la consommation d'énergie non-renouvelable apparaît être un

bon indicateur, et de diminuer leur contribution au réchauffement climatique – d'où l'étude des émissions de gaz-à-effet-de-serre (Ministry of Ecology Sustainable Development and Energy, 2014). Les indicateurs de consommation d'énergie non-renouvelable et d'émissions de gaz-à-effets de serres sont évalués au sein du modèle *Sheep'n'Crop* via une analyse de cycle de vie (Sneessens et al., 2014b, ADEME, 2010). Cette méthode permet d'évaluer ces indicateurs à l'échelle de l'exploitation agricole tout en donnant des indications précises sur les déterminants de ce résultat global, grâce à la possibilité de désagrégation du résultat à l'échelle de postes de consommation tels que l'alimentation, les fertilisants, le matériel, etc. Enfin, suite à la prise de conscience des effets de l'agriculture sur la qualité de l'eau, un indicateur de balance azotée est étudié par une analyse entrées-sorties (Simon and Le Corre, 1992).

Dans l'objectif de capter les effets liés à la saisonnalité de la production ovine, des indicateurs propres à la gestion de l'alimentation et à la productivité des systèmes agricoles sont également estimés. En ce qui concerne la gestion de l'alimentation, les indicateurs estimés sont les niveaux de concentrés et de fourrages consommés par catégorie d'animal et l'évolution des besoins énergétiques du troupeau dans le temps. La capacité productive des systèmes est quant à elle étudiée à l'aide d'indicateurs de productivité qui correspondent aux kilos de carcasses produits par hectare mobilisé pour la production animale, et aux kilos de protéines végétales produites par hectare vendu pour la production végétale. Le concept d'hectares mobilisés correspond à la quantité d'hectare qui a été nécessaire pour alimenter le troupeau, aliments achetés inclus. Nous évaluons la production végétale en termes de quantité de protéines alimentaires produites afin d'avoir un indicateur qui prend sens face à nos préoccupations de sécurité alimentaire.

3. Résultats

Dans un premier temps, l'étude de l'effet de la saisonnalité de la mise-bas est réalisée en comparant les performances des ateliers ovins dans les systèmes de production avec zéro interaction, permettant ainsi de capter les effets liés uniquement à la différence de période de mise-bas (printemps versus automne) (Section 3.1). Dans un second temps, l'effet de l'intégration sur ces deux systèmes à saisonnalité de production animale différente est analysée en comparant, pour chaque type de système, ses performances économiques, productives et environnementales avec ou sans interactions au sein du système de polyculture-élevage (Section 3.2).

3.1. Effet de la saisonnalité de la mise-bas sur la gestion de l'alimentation et les performances économiques et environnementales

La comparaison des systèmes de production avec mise-bas de printemps et d'automne permet de confirmer que la saisonnalité de la production ovine affecte clairement les périodes à forts besoins pour le troupeau, impliquant une modification de l'adéquation besoins-ressources alimentaires en fonction du type de mise-bas (Figure II.2.1). En effet, les systèmes de contre-saison concentrent leurs besoins les plus élevés en hiver, impliquant une plus forte consommation de fourrages stockés totaux rapportés par brebis (+21.5 kg/an) (Tableau II.2.3). On note néanmoins une plus forte consommation

de concentrés ramené à la brebis pour le système de printemps (+26.1 kg/an). Cette valeur est due au plus grand nombre et à la plus longue période d'engraissement des agneaux dans le système de printemps (Tableau II.2.3).

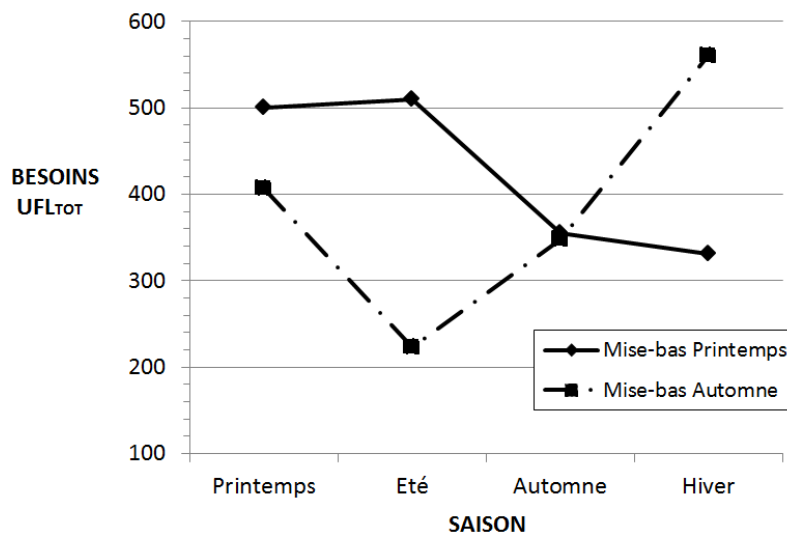


Figure II.2.1 : Effet de la saisonnalité de la production sur le calendrier des besoins alimentaires du troupeau ovin

Par ailleurs, on constate que la dépendance aux concentrés implique un moins bon résultat économique pour les systèmes avec mise-bas d'automne (-1200 euros). On peut souligner également un autre facteur influençant le résultat courant par travailleur, la plus faible productivité numérique dans les systèmes avec mise-bas d'automne, impliquant - à UGB ovins par hectare équivalent - un nombre de brebis plus élevée (+24.8 brebis) et une production de viande plus faible (-2200 kg carcasse) dans les systèmes d'automne (Tableau II.2.3). Le système avec mise-bas d'automne a d'ailleurs une productivité plus faible que celui avec mise-bas de printemps, à hauteur de -34.4 kilos de carcasse par hectare mobilisé (Tableau II.2.3).

En ce qui concerne l'effet de la saisonnalité de la production sur les performances environnementales, on constate tout d'abord une amélioration de la balance azotée pour le système d'automne (-5.6 kg N/ha) (Tableau II.2.3). Le principal facteur expliquant ce résultat est la plus forte production de fumier dans les systèmes avec mise-bas d'automne, permettant une réduction d'achat de fertilisants par rapport aux systèmes avec mise-bas de printemps (-7.1 kg N/ha).

En ce qui concerne la consommation d'énergie non-renouvelable et les émissions de gaz-à-effet-de-serre par kilo de carcasse produit, on observe une augmentation de respectivement + 4.0 MJ/kg carcasse et + 4.2 eqCO₂/kg carcasse pour le système avec mise-bas d'automne (Tableau II.2.3).

RESULTATS	SANS INTERACTION			AVEC INTERACTIONS			
	AUT	PTPS	$\Delta_{AUT-PTPS}$	AUT	$\Delta_{INT-NINT}$	PTPS	$\Delta_{INT-NINT}$
<i>Gestion de l'alimentation</i>							
Nombre brebis total	615.2	590.7	24.8	615.2	0.0	590.7	0.0
% ha culture autoconsommés	0%	0%	0%	52%	52%	67%	67%
Kg MS concentrés tot/brebis/an	103.0	129.1	-26.1	104.2	1.2	126.7	-2.4
Kg MS fourrages tot/brebis/an	133.5	112.0	21.5	120.9	-12.6	99.5	-12.5
<i>Economie et production</i>							
Revenu par travailleur (€)	19600	20800	-1200	21400	2100	23500	2800
Prod. animale (kg carcasse)	12900	15100	-2200	12900	0.0	15100	0.0
Kg carcasse/ha mobilisés	112.6	146.9	-34.4	119.5	+6.9	145.5	-1.4
Prod. Protéines vég. (kg)	14400	14400	0.0	6300	-8100	4900	-9500
Kg protéines vég./ha vendus	721.9	721.9	0.0	663.5	-58.4	737.0	+15.1
<i>Environnement</i>							
Balance N (N/ha)	38.6	44.2	-5.6	19.8	-18.8	20.6	-23.6
MJ _{LIVESTOCK} (/kg carcasse)	54.4	50.3	4.0	50.1	-4.2	43.7	-6.7
MJ _{CROP} (/prot. végétales)	19.8	20.4	-0.6	17.9	-1.9	16.0	-4.4
GHG _{LIVESTOCK} (/kg carcasse)	30.3	26.0	4.2	28.7	-1.6	24.8	-1.3
GHG _{CROP} (/kg prot. végétales)	2.8	2.8	-0.1	2.4	-0.3	2.1	-0.7

Tableau II.2.3 : Récapitulatif des résultats de gestion de l'alimentation, économiques, productifs et environnementaux de systèmes de polyculture-élevage avec mise-bas d'automne ou de printemps, et avec ou non intégration culture-élevage

Une analyse des composantes de ces indicateurs permet d'identifier les facteurs expliquant des impacts environnementaux plus élevés pour les systèmes de contre-saison. Dans le cas de la consommation d'énergie fossile par kilo de carcasse produit, on observe que la diminution de consommation de fertilisants - induisant une réduction d'impact environnemental de -1.7 MJ/kg carcasse - ne permet pas de contrecarrer les hausses de consommation d'énergie liées à l'alimentation (+3.0 MJ/kg carcasse) (Tableau II.2.4). La hausse de consommation liée à l'alimentation est à mettre en parallèle avec la plus forte dépendance des systèmes de contre-saison aux fourrages stockés, dont le processus de production nécessite plus d'énergie qu'une gestion de l'alimentation basée sur les fourrages pâturés (cas du système de printemps).

Consommation MJ (/kg carcasse)	Automne	Printemps	$\Delta_{AUT-PTPS}$
Aliments	22.4	19.4	3.0
Fertilisants	4.5	6.2	-1.7
Energie directe (élec., fuel, eau)	8.5	7.6	0.8
Bâtiments	4.1	3.4	0.7
Matériels	5.5	4.9	0.6
Frais vétérinaires	9.1	8.5	0.5
Autres (Semences, phytos)	0.3	0.2	0.0
TOTAL	54.4	50.3	4.0

Tableau II.2.4 : Déterminants de la consommation d'énergie non-renouvelable par kilo de carcasse produit (MJ/kg carcasse).

A noter également une plus forte consommation d'énergie non-renouvelable pour les systèmes de contre-saison liée à la consommation d'énergie directe (gestion des animaux en bergerie plus longue), aux bâtiments (stockage fourrages supplémentaires), aux matériaux (gestion du fourrage) et aux frais vétérinaires (nombre brebis plus élevé).

Dans le cas des émissions de gaz-à-effet-de-serre par kilo de carcasse produit, le principal facteur expliquant une hausse d'émissions pour le système de contre-saison est le méthane entérique (+2.1 eqCO₂/kg carcasse) (Tableau II.2.5). Ce résultat s'explique par la plus faible productivité numérique et la plus faible production de kilos de carcasse du système avec mise-bas d'automne, impliquant que le méthane émis par les brebis soit moins dilué par les kilos de carcasse produits. On retrouve également les effets liés à l'alimentation, les fertilisants et l'énergie directe cités plus hauts, mais dans une moindre mesure. Les effets liés aux matériels, bâtiments et frais vétérinaires ne sont d'ailleurs plus considérés significatifs (Tableau II.2.5). Par contre, on observe que le cycle de l'azote est moins efficient dans le cas de la mise-bas d'automne (+0.9 eqCO₂/kg carcasse), à cause d'une plus forte production de fumier et donc d'émissions liées au stockage et à l'épandage du fumier.

Emissions GES (/kg carcasse)	Automne	Printemps	$\Delta_{AUT-PTPS}$
Aliments	5.1	3.8	1.3
Fertilisants	0.5	0.7	-0.2
Energie directe (élec., fuel)	0.5	0.4	0.1
CH4 entérique	16.1	14.0	2.1
Cycle N	7.5	6.7	0.9
Autres (Semences, phytos, bât., etc.)	0.5	0.5	0.0
TOTAL	30.3	26.0	4.2

Tableau II.2.5 : Déterminants des émissions GES par kilo de carcasse produit (eqCO₂/kg carcasse).

3.2. Effet de l'intégration culture-élevage sur les performances économiques, productives et environnementales

3.2.1. Cas du système avec mise-bas de printemps

A. Effet de l'intégration sur le résultat courant par travailleur

L'intégration culture-élevage permet d'augmenter le revenu par travailleur par an (+2900€). Nous rattachons cette augmentation du revenu à la diminution de la dépendance aux aliments stockés et à l'achat d'azote chimique. En ce qui concerne la dépendance aux aliments stockés, on constate que l'intégration permet une diminution de la consommation de concentrés par les brebis (-2.4 kg concentrés/an), ainsi qu'une diminution de la consommation de fourrages par brebis (-12.5 kg fourrages/an) (Tableau II.2.3). En ce qui concerne la dépendance à l'azote chimique, on observe une diminution des achats des fertilisants azotés (-9.8 kg N/ha) suite à la diminution des besoins azotés des prairies et des cultures ainsi qu'une meilleure valorisation du fumier (voir section 3.2.1.C).

B. Effet de l'intégration sur les productivités animale et végétale

Etant donné que l'intégration culture-élevage implique l'autoconsommation de la totalité des céréales produites, uniquement le maïs est vendu. Cette modification de la proportion des différentes cultures vendues modifie le nombre de kilo de protéines végétales produites par hectare vendus en faveur de l'intégration (+15.1 kg) (Tableau II.2.3).

En ce qui concerne la productivité animale, on observe que l'intégration réduit la productivité de -1.4 kilos de carcasse par hectare mobilisé (Tableau II.2.3).

C. Effet de l'intégration sur les performances environnementales

▪ La balance azotée

En ce qui concerne la balance azotée, elle est réduite de -23.6 kg N/ha. Le premier facteur expliquant cette diminution est l'autoconsommation des céréales qui permet de réduire l'importation d'azote sur l'exploitation agricole de -15.3 kg/ha. Le second facteur concerne l'achat de fertilisants azotés, permettant une diminution de la balance azotée de -9.8 kg N/ha. Le premier facteur expliquant cette diminution des besoins azotés concerne l'itinéraire technique des prairies. En effet, l'intégration culture-élevage induit une modification de l'itinéraire technique des prairies de telle sorte que plus de prairies sont conduites uniquement pour la pâture, requérant moins d'azote à l'hectare que lorsque du foin doit être produit (-5.5 kg N/ha). Le foin est alors remplacé par de la paille. Le second facteur expliquant la diminution des besoins azotés est l'introduction des prairies dans les rotations, induisant une diminution de la balance azotée de -2.8 kg N/ha. Le troisième et dernier facteur concerne la valorisation du fumier sur les têtes de rotation, permettant une réduction de la consommation d'azote à l'hectare de -1.4 kg N/ha.

▪ Consommation d'énergie non-renouvelable

Grâce à l'intégration culture-élevage, la consommation d'énergie non-renouvelable est réduite de -6.7 MJ par kilo de carcasse produite et de -4.4 MJ par kilo de protéines végétales produites.

Consommation MJ (/kg carcasse)	Intégré _{PTPS}	Div-fictif _{PTPS}	$\Delta_{INT-NINT}$
Autoconsommation	10.5	0.0	10.5
Aliments	3.9	19.4	-15.5
Fertilisants	6.6	6.2	0.4
Energie directe (élec., fuel)	6.2	7.6	-1.4
Autres (Semences, phytos, bât., etc.)	16.4	17.0	-0.7
TOTAL	43.7	50.3	-6.7

Tableau II.2.6 : Déterminants de la consommation d'énergie non-renouvelable par kilo de carcasse produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas de printemps.

L'étude des déterminants de la consommation d'énergie fossile par kilo de carcasse produit permet d'identifier que le principal facteur expliquant cette différence de consommation est la stratégie alimentaire adoptée dans le système intégré, où l'autoconsommation des céréales permet une ré-

duction de consommation d'énergie non-renouvelable de -5.0 MJ par kilo de carcasse produit [10.5-15.5 = -5.0 MJ/kg carcasse] (Tableau II.2.6).

L'étude des déterminants de la consommation d'énergie non-renouvelable par kilo de protéines végétales produit permet d'attribuer la réduction de -4.4 MJ/kg de protéines végétales à la valorisation du fumier ovin sur la tête de rotation et l'introduction des prairies dans la rotation, permettant une réduction d'achat de fertilisants à hauteur de -5.3 MJ/kg de protéines produites (Tableau II.2.7). A noter que les variations observées sur les autres postes de consommation ne sont pas significatives car elles sont en grande partie liées à la variation de leur dénominateur, c'est-à-dire les kilos de protéines végétales produits.

Consommation MJ (/kg prot. Vég.)	Intégré _{PTPS}	Div-fictif _{PTPS}	$\Delta_{INT-NINT}$
Fertilisants	1.9	7.2	-5.3
Energie directe (élec., fuel)	8.8	8.9	-0.1
Autres (Semences, phytos, etc.)	5.4	4.3	1.0
TOTAL	16.0	20.4	-4.4

Tableau II.2.7 : Déterminants de la consommation d'énergie non-renouvelable par kilo de protéines végétales produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas de printemps.

▪ *Emissions de gaz-à-effet-de-serre*

L'effet de l'intégration culture-élevage sur les émissions de gaz-à-effet-de-serre par kilo de carcasse ou de protéines végétales produit est plus faiblement observé. Pour l'atelier ovin, une réduction des émissions de -1.6 eqCO₂ par kilo de carcasse est obtenue via l'intégration culture-élevage. Le principal déterminant de cette réduction d'émissions est la stratégie alimentaire adoptée dans le système intégré, permettant une réduction des émissions de -1.2 eqCO₂/kg carcasse pour l'alimentation (Tableau II.2.8).

Emissions GES (/kg carcasse)	Intégré _{PTPS}	Div-fictif _{PTPS}	$\Delta_{INT-NINT}$
Autoconsommation	1.1	0.0	1.1
Aliments	1.2	3.8	-2.5
Fertilisants	0.7	0.7	0.0
Energie directe (élec., fuel)	0.8	0.9	-0.1
Autres (Semences, phytos, bât., etc.)	21.1	21.1	0.0
TOTAL	25.0	26.5	-1.6

Tableau II.2.8: Déterminants des émissions de gaz-à-effet-de-serre par kilo de carcasse produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas de printemps.

Pour l'atelier culture, l'étroite différence d'émissions entre le système intégré et le système diversifié fictif (-0.7 eqCO₂/kg protéine végétale) est majoritairement due à la baisse d'achats de fertilisants dans le système intégré (-0.6 eqCO₂/kg protéine végétale).

3.2.2. Cas du système avec mise-bas d'automne

A. *Effet de l'intégration sur le résultat courant par travailleur*

D'un point de vue rentabilité économique, l'intégration permet une augmentation du revenu par travailleur de 1900 euros par an, soit une augmentation moins élevée que dans le cas des systèmes de saison – agrandissant l'écart de rentabilité entre systèmes de printemps et d'automne (soit +2200 €/an/travailleur pour le système de printemps) (Tableau II.2.3). Les raisons de l'augmentation du résultat courant par travailleur sont identiques à celles mentionnées pour le système de printemps : une diminution des achats d'aliments et une diminution des achats de fertilisants. Cependant, dans ce cas, les mécanismes de réduction d'achats sont quelque peu différents, expliquant d'ailleurs la plus faible augmentation du résultat courant par travailler. Tout d'abord, en ce qui concerne l'alimentation, le niveau de concentré augmente de +1.2 kilos de concentrés par brebis alors qu'il baisse dans le cas de la mise-bas de printemps. Le niveau de fourrages par brebis, quant à lui, baisse autant dans le système d'automne que dans le système de printemps lors de l'intégration. Ensuite, en ce qui concerne la fertilisation, la baisse des achats de fertilisants est ici de -4.2 kg N/ha alors qu'elle était de -9.8 kg N/ha dans le cas de la mise-bas de printemps. Les raisons de cette plus faible diminution des achats azotés sont explicitées au point 3.2.2.C.

B. *Effet de l'intégration sur les productivités animale et végétale*

En ce qui concerne l'atelier ovin, l'intégration des ateliers de production permet d'augmenter la productivité de +6.9 kg carcasse/ha mobilisé, alors que la productivité animale est réduite lors de l'intégration pour le système de printemps (-1.4 kg carcasse/ha mobilisé). A noter cependant que le système de printemps reste toujours le plus productif, avec +26 kg carcasse/ha mobilisé.

En ce qui concerne la productivité des cultures, contrairement au système de printemps, l'intégration culture-élevage au sein du système d'automne ne nécessite pas la consommation de toutes les céréales produites (Tableau II.2.3). Ce changement des proportions des cultures vendues implique alors une réduction des protéines végétales produites par hectare de culture (-58.4 kg protéines végétales/ha de cultures vendu).

C. *Effet de l'intégration sur les performances environnementales*

▪ *La balance azotée*

La balance azotée est réduite de -18.8 kg N/ha via l'intégration culture-élevage, soit une réduction moins importante que dans le cas d'une mise-bas de printemps (Tableau II.2.3). La raison principale de cette réduction moins importante de la balance azotée est qu'aucune modification de l'itinéraire technique n'est opérée lors de l'intégration culture-élevage pour le système d'automne contrairement à celui de printemps (production de foin). A noter tout de même que le système d'automne permet une réduction plus importante d'achats de fertilisants azotés que le système de printemps via l'épandage du fumier sur les têtes de rotation (soit -2.8 kg N/ha contre -1.4 kg N/ha pour le prin-

temps). Cette plus grande production et valorisation du fumier ne permet cependant pas de compenser la réduction d'achat de fertilisant azoté liée au changement d'itinéraire technique des prairies dans le système de printemps. L'effet de l'introduction des prairies dans les rotations sur les besoins azotés des cultures est bien entendu identique à celui du système de printemps.

▪ *Consommation d'énergie non-renouvelable*

L'intégration culture-élevage dans un système de mise-bas d'automne permet de réduire la consommation d'énergie non-renouvelable de -4.2 MJ/kg de carcasse et de -1.9 MJ/kg de protéines végétales. Cependant, ces réductions sont moins élevées que dans le cas de la mise-bas de printemps.

Dans le cas de la production ovine, le principal facteur expliquant cette diminution de consommation est la stratégie alimentaire basée sur l'autoconsommation dans le système intégré (-7.2 MJ/kg carcasse), permettant d'ailleurs une réduction de la consommation d'énergie non-renouvelable plus importante que dans le système de printemps (Tableau II.2.9). Cependant, pour le système d'automne, cette réduction s'accompagne d'une augmentation de consommation d'énergie non-renouvelable pour le poste fertilisation de +3.2 MJ/kg carcasse, alors qu'elle n'est que de +0.4 MJ/kg carcasse pour le système de printemps. Cette situation s'explique par deux raisons déjà évoquées ci-avant. Premièrement, dans le cas de la mise-bas d'automne, l'itinéraire technique prairial ne change pas lors de l'intégration alors qu'il est modifié dans le cas de la mise-bas de printemps, impliquant une baisse des besoins en fertilisants lors de l'intégration. Deuxièmement, davantage de fumier est produit dans le système d'automne, impliquant une hausse d'achat de fertilisants d'autant plus élevée entre le système intégré et le système diversifié fictif lors du transfert du fumier sur les têtes de rotations culturales.

Consommation MJ (/kg carcasse)	Intégré_{AUT}	Div-fictif_{AUT}	$\Delta_{AUT-NAUT}$
Autoconsommation	9.1	0.0	9.1
Aliments	6.1	22.4	-16.3
Fertilisants	7.8	4.5	3.2
Energie directe (élec., fuel, eau)	7.8	8.5	-0.7
Autres (Semences, phytos, bât., etc.)	19.4	18.9	0.5
TOTAL	50.1	54.4	-4.2

Tableau II.2.9 : Déterminants de la consommation d'énergie non-renouvelable par kilo de carcasse produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas d'automne.

Dans le cas de la production culturale, la diminution de la consommation d'énergie non-renouvelable par kilo de protéine produite est essentiellement due à la réduction d'achats de fertilisants (-4.6 MJ/kg protéines végétales) permise par l'intégration culture-élevage (Tableau II.2.10). Cette diminution est moins élevée que lors de l'intégration pour le système de printemps alors qu'il a été observé ci-avant que le système d'automne permettait d'économiser davantage de fertilisants azotés pour les cultures lors de l'intégration. Cette situation s'explique par le dénominateur qui ne se modifie pas de façon similaire entre le système d'automne et le système de printemps lors de l'intégration (Tableau II.2.3). Ainsi, la plus faible quantité de protéine végétale produite par hectare vendu pour le système

d'automne implique une plus faible diminution de la consommation d'énergie non-renouvelable par poste en comparaison avec le système de printemps. On constate par ailleurs que cette modification du dénominateur implique une augmentation de la consommation d'énergie directe par kilo de protéines végétales produit (Tableau II.2.10).

Consommation MJ (/kg prot. Vég.)	Intégré_{AUT}	Div-fictif_{AUT}	$\Delta_{AUT-NAUT}$
Fertilisants	2.6	7.2	-4.6
Energie directe	10.0	8.6	1.4
Autres (Semences, phytos, etc.)	5.4	4.0	1.3
TOTAL	17.9	19.8	-1.9

Tableau II.2.10 : Déterminants de la consommation d'énergie non-renouvelable par kilo de protéines végétales produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas d'automne.

▪ *Emissions de gaz-à-effet-de-serre*

De la même façon que pour le système avec mise-bas de printemps, la réduction des émissions de gaz-à-effet-de-serre liée à l'intégration est plus faible que celle de la consommation d'énergie non renouvelable. En ce qui concerne l'atelier ovin, la réduction est de -1.6 eqCO₂ par kilo de carcasse produit, et est essentiellement due à la modification de la stratégie alimentaire (-2.0 eqCO₂/kilo carcasse) (Tableau II.2.11). Cette situation est donc comparable à celle décrite pour le système de printemps.

Emissions GES (/kg carcasse)	Intégré_{AUT}	Div-fictif_{AUT}	$\Delta_{AUT-NAUT}$
Autoconsommation	1.2	0.0	1.2
Aliments	2.0	5.1	-3.1
Fertilisants	0.9	0.5	0.4
Energie directe (élec., fuel, eau)	0.4	0.5	0.0
Autres (Semences, phytos, bât., etc.)	24.2	24.1	0.1
TOTAL	28.7	30.3	-1.6

Tableau II.2.11: Déterminants des émissions de gaz-à-effet-de-serre par kilo de carcasse produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas d'automne.

En ce qui concerne l'atelier cultural, la différence d'émissions entre le système intégré et le système diversifié fictif est de -0.3 eqCO₂/kg de protéines végétales et elle est principalement due à la baisse d'achats de fertilisants (-0.5 eqCO₂/kg protéine végétale). A nouveau, la diminution plus faible de la consommation d'énergie non-renouvelable pour le système intégré d'automne que pour celui de printemps est à relier avec le dénominateur utilisé (voir explication ci-dessus, pour les MJ/kg protéine végétale).

4. Discussion

4.1. De meilleures performances pour l'atelier ovin avec mise-bas de printemps ?

Bénéficiant d'une meilleure adéquation des besoins et des ressources alimentaires, un système de production avec mise-bas de printemps présente des performances économiques, productives et

environnementales plus élevées qu'un système avec mise-bas d'automne. A noter, tout de même, l'exception du bilan azoté dont la performance est plus élevée lors d'une mise-bas d'automne car plus de fumier est produit et valorisé sur l'exploitation. N'ayant pas de littérature à disposition pour comparer nos résultats, nous confortons notre résultat par son adéquation avec notre hypothèse de base selon laquelle une meilleure adéquation des besoins et ressources alimentaires permet d'obtenir de meilleures performances. Néanmoins, il faut conserver en tête que cette comparaison a été effectuée à niveau d'intensification équivalent pour faciliter l'interprétation des résultats. Ainsi, un niveau d'intensification plus faible pour la mise-bas de printemps permettrait sans doute d'améliorer davantage les résultats environnementaux, voire économiques, étant donné que l'engraissement à l'herbe des agneaux diminuerait la dépendance aux achats. Ce n'est pas le cas pour un système avec mise-bas d'automne où les agneaux sont obligatoirement engraisés en bergerie. Nous encourageons donc de tester d'autres configurations d'intensification (UGB/ha).

4.2. Effet de la saisonnalité sur les bénéfices économiques et environnementaux de l'intégration

Nos résultats montrent que l'intégration permet d'améliorer les performances économiques et environnementales des systèmes agricoles, et ce pour les deux saisons de mise-bas testées. Nos résultats montrent par ailleurs que les bénéfices de l'intégration sont plus élevés pour le système avec mise-bas de printemps avec (i) un résultat courant par travailleur amélioré de +13% contre +9% pour l'automne, (ii) un bilan azoté réduit de -53% contre -49% pour l'automne, (iii) une consommation d'énergie non-renouvelable pour les ateliers animal et culture réduite de respectivement -13% et -22% contre -8% et -10% pour l'automne, et (iv) des émissions de gaz-à-effet-de-serre pour les ateliers animal et culture réduites de respectivement -5% et -25% contre -5% et -14% pour l'automne.

Nous avons pourtant émis l'hypothèse que les systèmes avec mise-bas d'automne profiteraient davantage des bénéfices de l'intégration. D'après notre expertise technique, nous jugeons néanmoins nos résultats corrects et relient cette situation controversée au niveau d'intensification de l'atelier animal choisi pour comparer les systèmes. En effet, si nous reprenons l'exemple cité ci-avant où un niveau d'intensification plus faible est considéré, un système de printemps sera déjà très autonome et ne tirera pratiquement pas d'avantages à l'intégration tandis qu'un système d'automne profitera pleinement de l'intégration. Nous encourageons donc, à nouveau, de compléter ces premiers résultats avec des comparaisons de systèmes à niveau d'intensification contrastés.

4.3. L'effet contrasté de l'intégration sur la productivité

En ce qui concerne la productivité animale (kg carcasse/ha mobilisé), l'effet de l'intégration est négatif pour le système de printemps alors qu'il est positif pour le système d'automne. En effet, lorsque le système de printemps est intégré, de la paille est consommée à la place de foin impliquant la nécessité de compenser le déficit protéique de cette substitution par l'achat de tourteaux riches en protéines. Néanmoins, le système de printemps intégré reste plus productif que le système d'automne intégré. En ce qui concerne la productivité végétale (kg de protéines végétales/hectare vendu), la situation inverse est observée : l'effet de l'intégration est positif pour le système de printemps et

négligé pour le système d'automne, impliquant une productivité plus élevée du système de printemps. Néanmoins, ce résultat est uniquement lié à la modification des proportions de chaque culture vendue, et non à une productivité de la terre. Ce résultat est donc à relativiser.

5. Conclusions et perspectives

La saisonnalité de la production ovine affecte les résultats économiques et environnementaux des systèmes de production. En effet, il a été démontré que la modification du calendrier des besoins alimentaires impliquait qu'un système de production avec mise-bas d'automne, comparativement à une mise-bas de printemps, ait (i) une plus grande dépendance aux fourrages stockés, (ii) un revenu par travailleur, une production animale à l'échelle de l'exploitation et une balance azotée plus faibles, et (iii) une consommation d'énergie non-renouvelable et des émissions de gaz-à-effet-de-serre plus élevés par kilo de carcasse.

L'intégration culture-élevage au sein de ces deux systèmes de production avec des saisons de mise-bas contrastées a impliqué les mêmes effets généraux sur les performances économiques et environnementales de ces systèmes : (i) une augmentation du revenu, (ii) une diminution de la balance azotée, (iii) une diminution de la consommation d'énergie non-renouvelable et des émissions de gaz-à-effet-de-serre. L'intégration culture-élevage améliore donc les performances économiques et environnementales des deux types de systèmes. A noter néanmoins que ces effets sont plus faiblement observés pour le système avec mise-bas d'automne que celui avec mise-bas de printemps. Les principales raisons de ce résultat sont la plus grande dépendance du système d'automne à la consommation de fourrages stockés, sa production plus élevée de fumier et la conservation du même itinéraire technique pour la gestion des prairies. En ce qui concerne la productivité animale, l'intégration a un effet positif sur le système d'automne contre un léger effet négatif pour le système de printemps à cause de la substitution foin-paille nécessitant l'achat de tourteaux riches en protéines.

Nous suggérons d'approfondir ces résultats en testant d'autres niveaux d'intensification de l'atelier animal (UGB/ha) et d'autres organisations culture-élevage (% de prairies dans l'assolement). Par ailleurs, il faut garder en tête que la comparaison de la durabilité de ces deux types de systèmes ne doit pas être effectuée dans l'objectif d'identifier « LE » meilleur système si l'on veut répondre à une demande alimentaire tout au long de l'année. Dans ce cas, l'identification des systèmes de production durables doit être inévitablement raisonnée à l'échelle de la filière et du territoire – présentant des contraintes sociales et agronomiques.

Références

- ADEME 2010. Guide de la méthode Diaterre. Paris, France: ADEME.
- MINISTRY OF ECOLOGY SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND ENERGY 2014. Les objectifs européens énergie-climat. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/document138236>.
- SIMON, J. C. & LE CORRE, L. 1992. Le bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation agricole: méthodologie, exemples de résultats. *Fourrages*, 129, 79-94.
- SNEESSENS, I., VEYSSET, P., BENOIT, M., LAMADON, A. & BRUNSCHWIG, G. 2014b. Sheep'n'Crop - an integrated whole-farm model to assess environmental and economic performances. *Agricultural Systems*, [Submitted].

**PARTIE III – CARACTERISATION DE
L'INTEGRATION**

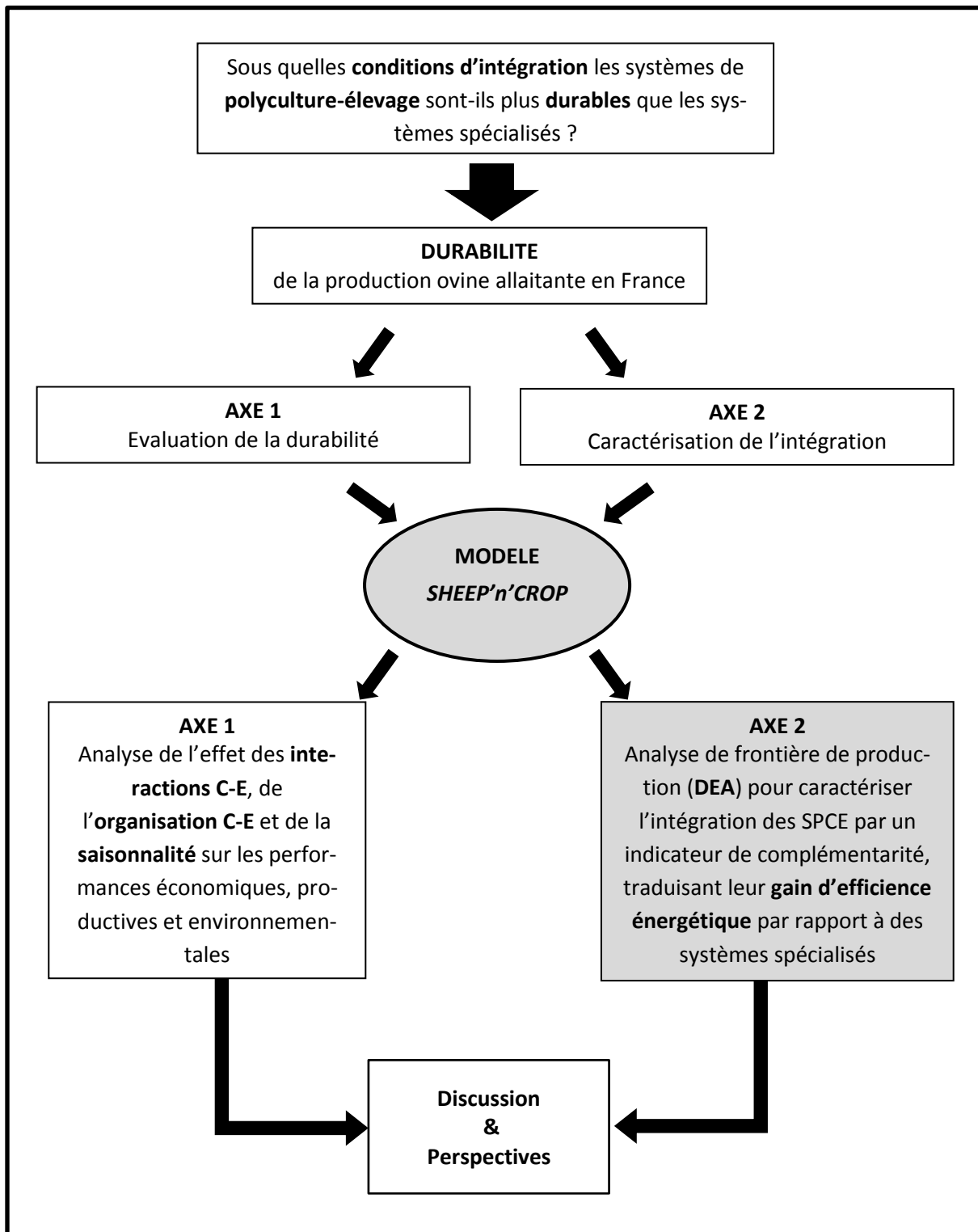


Figure III : Représentation de la démarche de thèse – AXE 2 – CARACTERISATION DE L'INTEGRATION

CHAPITRE III.1: Assessing the efficiency of mixed crop–livestock systems: a new framework

Sneessens I.*^{1,2}, Ingrand S.^{3,4,5}, Benoit M.¹, Brunshwig G.^{1,6}

¹INRA, UMR1213, 63122 Saint-Genès-Champanelle, France

²French Environment and Energy Management Agency, 20 avenue du Grésillé - BP 90406, 49004 Angers Cedex 01, France

³INRA, UMR1273 Métafort, 63122 Saint-Genès-Champanelle, France

⁴AgroParis Tech/IRSTEA, UMR Métafort, 63170 Aubière, France

⁵Clermont University, VetAgro Sup, UMR Métafort, BP 10448, 63000 Clermont-Ferrand, France

⁶Clermont University, VetAgro Sup, UMR1213, BP 10448, 63000 Clermont-Ferrand, France

*Corresponding author: Email: ines.sneessens@clermont.inra.fr

Abstract

The scientific literature has not emerged a consensus on the economic, agronomic and environmental benefits of mixed crop–livestock (MC–L) systems, largely because these benefits are typically gauged at biophysical process scale but not at farm scale. This makes it vital to identify which farming production set enables a MC–L system to be effectively more efficient than a specialized (SPE) system. Here, to tackle this goal, we propose an analytical framework based on production frontier modelling. This approach has already been used to quantify a complementarity index (Ci), which corresponds to the input use gap between MC–L and SPE systems at a given level of output. We demonstrate the need and utility of enhancing this approach with three additional efficiency indexes to retranslate the input use gap: (i) a strategic efficiency index (Si), measured between MC–L systems running different production strategies; (ii) a global all-round efficiency index (Gi), measured across the entire population sample, designed to identify the most efficient systems; and (iii) a technical efficiency index, measured between MC–L systems running the same production strategy, designed to study the risk of inefficiency tied to a given MC–L strategy. The approach proposed here quantifies these indexes in megajoule equivalents so that inputs can be aggregated into subcategories of inputs affected by crop–livestock integration, thus enabling index estimates to better capture production strategies.

Keywords: Mixed crop-livestock systems; efficiency; frontier analysis; production strategy; complementarity.

1. Introduction

The scientific literature is increasingly finding economic, agronomic and environmental benefits of mixed crop–livestock (MC–L) systems (Hendrickson et al., 2008, Wilkins, 2008, Russelle et al., 2007). However, these studies typically rely on analyses led at biophysical process scale, not at farm scale. The teams that have worked at the farm scale report that MC–L systems do not necessarily post better economic and environmental performances than specialized (SPE) systems (Veysset et al., 2014, Ryschawy et al., 2012), which implies that there must be conditions (contexts and production strategies) in which MC–L systems are effectively more resilient and sustainable than SPE systems (Bell and Moore, 2012). This prompted us to investigate whether the assessment methods were fit to identify these production-set conditions (Figure III.1.1).

The scientific literature mobilized three broad sets of methods for assessing the efficiency of crop–livestock systems — case studies, statistical analyses and frontier analysis. Case study analyses, focusing on specific case situations, aim to understand how farm-scale performance indexes respond to the adoption of different farming practices that create interactions between crop and livestock enterprises (for instance rotations, feed self-sufficiency, etc.). Statistical analyses and frontier analysis look at wider-picture cases using database analyses. The first step in both these methods is to typologize the systems in order to differentiate MC–L systems and SPE systems. The second step consists in cross-comparing these typology group profiles. In statistical analyses, the comparison is based on studying the relationship between these typology group profiles and a given set of performances variables. In frontier analysis, the comparison is run inter-system to evaluate the efficiency gain tied to diversification. This efficiency gain corresponds to the economies of inputs made while keeping de production set constant. When assessing de efficiency gains permitted by running more than one product, these economies are called economies of scope. If assessed in terms of technical production units, these economies of scope are translated into a complementarity index (Villano et al., 2010).

The research presented here proposes a frontier analysis-based approach that enhances the evaluation of the benefits brought by diversification. Frontier analysis was chosen based on its proven ability to quantify these benefits at farming-system scale. The advantage this method holds over others is that it can differentiate efficiency gains brought by diversification (economies of scope - complementarity index), by size of output (economies of scale), and by the technical competencies and ingenuity of the farmer (technical efficiency) (Grosskopf et al., 1992). It also enables the systems to be compared at an equivalent production level — even in a context of multi-output production. Our main new contribution here is that frontier analysis integrates different MC–L production strategies in the assessment of efficiency gains from diversification. This was achieved by building a typology of MC–L systems and developing two additional assessment indexes — a strategic efficiency index (Si) and a global all-round efficiency index (Gi). We also propose a method for studying the inefficiency risks tied to a given MC–L production strategy.

This paper starts by detailing the core principles underpinning the production–possibility frontier method and its limitations and perspectives for the research problem tackled here (Section 2.1). We then propose a qualitative characterization of MC–L systems to tease out the key components that define MC–L production strategy. This leads us to propose a set of indicators designed to classify MC–L farms based on their production strategy (Section 2.2). We then give a walkthrough of a step-wise approach for studying and comparing production efficiencies between MC–L and SPE systems through the quantification of four indexes: the complementarity index (Ci), the strategic efficiency index (Si), the global efficiency index (Gi) and the technical efficiency index (Ti) (Section 2.3).



Figure III.1.1: Mixing crop and livestock productions to enhance sustainability of farming systems has been proved at the biophysical process scale but not at farm scale where production-set conditions of sustainability must be identified.

2. Material and methods

2.1. Frontier Analysis – Principles, limitations, perspectives

2.1.1. Principles

Frontier analysis consists in charting a production–possibility frontier curve, i.e. a curve showing the maximum possible production output Y at level of inputs X (Farrell, 1957) (Figure III.1.2a). The farms at the frontier are qualified as technically efficient, i.e. there is no other farm that uses less inputs to produce the same amount of outputs. Furthermore, the method also attributes farms found below the frontier with a technical inefficiency value, which corresponds to the excess inputs that the farm uses to produce an amount of output-set Y . This is illustrated in figure III.1.2, where farm F_1 is an example of technically inefficient farm in that it uses more inputs than farm F_2 to produce the same amount of output Y_1 ($X_{F_1} > X_{F_2}$). In scenarios where there is only one input, the technical inefficiency of farm F_1 corresponds to the differential between amounts X_{F_1} and X_{F_2} . Farm F_2 is qualified as technically efficient as there is no other farm that uses less inputs to produce the same amount of output. Farm F_2 therefore composes the production frontier.

In practice, this frontier can be evaluated in one of two ways, i.e. either using a parametric model, in which case a production function needs to be specified, or using a nonparametric model, in which case there is no need to specify a functional form. There is equally more than one way to estimate farm inefficiency when the production function is not restricted to just one input–plus–output combination, as illustrated in figure III.1.2a. The most widely-used method is the radial distance function

pioneered by Shephard et al. (1970). Under the radial distance function approach, production-set inputs must be held constant when estimating a farm's distance to the production frontier. This method is illustrated in figure III.1.2b, where the curve graphs a vector cross-cutting production output level Y_1 of figure III.1.2a. This curve thus charts the different allocative efficiencies of inputs X_1 and X_2 able to achieve production output level Y_1 . Using the radial distance function technique, the technical inefficiency of farm F_1 can be calculated as the percentage decrease in inputs X_1 and X_2 that this farm needs to operate in order to produce efficiently, i.e. as farm F_2 . This percentage is calculated using the formula $[(1-OF_2/OF_1)]$, allowing for results between 0 and 1. A value of 1 indicates that the farm is allocated on the frontier, i.e. its technical efficiency is the best for that allocation of inputs. In contrast, a value near 0 indicates technical inefficiency (as farm F_1 on Figure III.1.2).

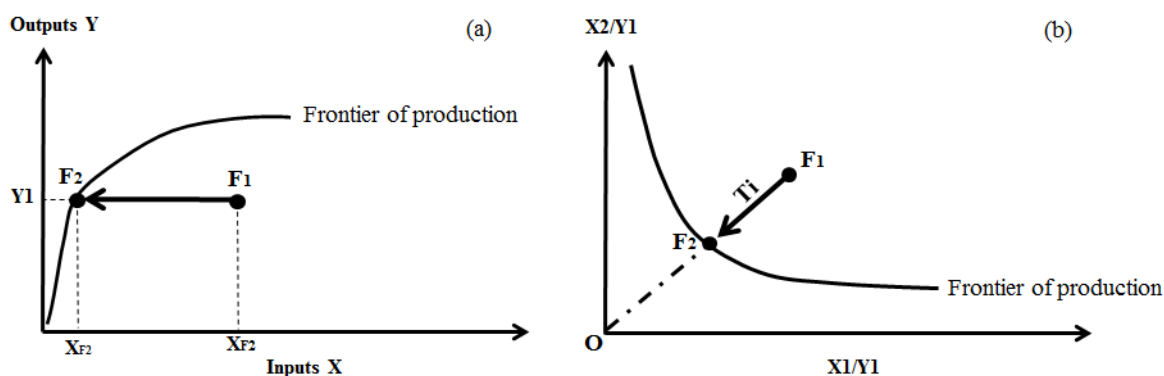


Figure III.1.2: Concept of frontier analysis

(a) a plot charting amounts of inputs X used to produce outputs Y where farm F_2 is said technically efficient and farm F_1 technically inefficient because $X_{F1} > X_{F2}$; and (b) a plot charting the allocative possibilities of inputs X_1 and X_2 needed to produce output Y_1 allowing to assess the technical inefficiency (T_i) of farm F_1 relatively to farm F_2 by the formula $[(1-OF_2/OF_1)]$

Frontier analysis has already been used to study the benefits and gains of diversification (Arocena, 2008, Coelli and Fleming, 2004, Morita, 2003), in which case two production frontiers are plotted and compared — one for diversified systems and one for specialized systems. In order to be able to cross-compare diversified and specialized systems at an equivalent level of production, it is common practice to construct 'virtual' diversified farms by computing the subadditivities of these farms specialized in different enterprises (crop or livestock) (Morita, 2003, Grosskopf et al., 1992). A frontier is then built from this pool of virtual diversified farms and compared against the frontier built from observed diversified farm systems in order to quantify the efficiency loss or gain tied to diversification. This approach is schematized in figure III.1.3, which graphs an SPE frontier representing virtual diversified systems and the MC-L frontier charting observed diversified systems. The two frontiers can then be cross-compared to evaluate the benefits tied to diversification. Depending on the units used for the comparison, these benefits are quantified in terms of economies of scope (dual approach, cost-based analysis) (Morrison Paul and Nehring, 2005, Panzar and Willig, 1981) or complementarities (primal approach, quantity-based analysis) (Villano et al., 2010, Chavas and Kim, 2007). Note that even if complementarity is found, it does not necessarily mean there are economies of scope — just that one of its required components is observed (Chavas and Kim, 2007). In our study, as the objective is to characterize diversified farms by their level of integration, the complementarity index (C_i) is better

suited than an economy of scope index. Indeed, the independence of the complementarity index to the economic context permits having a characterization of farming systems constant in front of various economic conjectures. So, by adopting a primal approach and a radial distance function, the complementarity C_i of the diversified farm F_1 will correspond to the percentage of inputs X_1 and X_2 that it has been able to economize over the peer-specialised farm F_3 (Figure III.1.3). This percentage is calculated using the formula $[(1-OF_1/OF_2)]$ (Figure III.1.3).

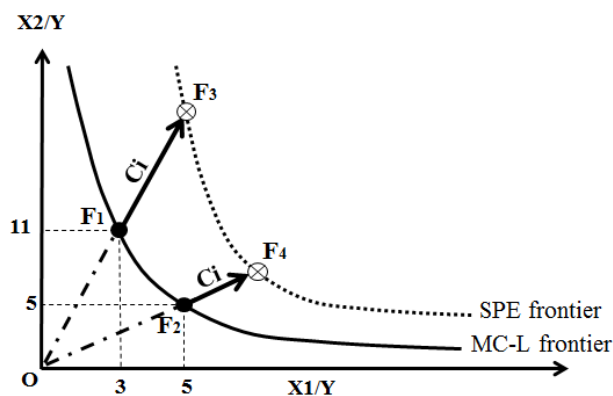


Figure III.1.3: Graphical representation of the complementarity C_i of two MC-L farms (F_1 and F_2) comparatively to their peer-SPE farms (F_3 and F_4 respectively), and representation of their total use of inputs X_1 and X_2 - virtually plotted in the same unit of production - showing the limits of the complementarity index to identify the most efficient system [F_2 use four units of production less than F_1 while $C_i(F_2) < C_i(F_1)$].

2.1.2. Limitations

A. Consideration of MC-L production strategies

One limitation of this approach is that it fails to account for the diversity of production strategies in MC-L systems. Indeed, there is little documented research to define this diversity, and no consensus definition. As a consequence, these systems are plotted as a single production frontier (Morita, 2003; Villano *et al*, 2010). This means that a system identified as technically inefficient when a unique frontier is drawn for MC-L systems may in fact only reflect another MC-L production strategy that would be identified technically efficient if the various categories of production strategies were correctly considered.

B. Identification of the most efficient systems

A further limitation is that this complementarity analysis is unable to pinpoint which MC-L system performs best at a given level of output and to quantify its inefficiency relatively to the other systems. Indeed, the complementarity index only gives a measure of the efficiency trade-off between two production frontiers but not inside one production frontier. However, at a given production level, total input use will not necessarily be the same for each farm composing the efficiency frontier. To illustrate this point, take the example of the MC-L farm F_1 , a technically-efficient diversified production system that has a higher level of complementarity than another technically-efficient diversified production system, farm F_2 (Figure III.1.3). If we work with identical-denominator units for each in-

put, then when the productive inputs for a given output level are summed, the MC-L farm F_2 emerges as more efficient than the MC-L farm F_1 despite its lower level of complementarity [10 input units for $F_2 < 14$ input units for F_1 at level of output Y]. If system F_2 is the system at the diversified-systems frontier using the least amount of inputs, it then corresponds to the most efficient system at the given level of output studied. This example demonstrates thus well the limits of the complementarity index to identify the best production strategies of MC-L systems.

C. Scenarios involving technically inefficient farms

The comparison of farming systems efficiencies is made between technically efficient systems, i.e. between production frontiers. However, studying situations marked by technical inefficiencies would prove rich in learnings, as it would enable us (i) to assess the risks tied to a given production strategy (i.e. the difficulty to reach the frontier for that production strategy) and (ii) to analyze the determinants and margins for improvement for each inefficient farm.

Regarding these limits, we propose a revisited analytical framework based on three advancements in methodology: (i) considering inefficiencies tied to production strategy, (ii) assessing all-round global inefficiency, and (iii) taking into account technically-inefficient systems. Nevertheless, to properly present this analytical framework, we first need to clearly set out the conceptual constructs employed to characterize MC-L systems. We then move forward to propose sharp and relevant indexes to classify MC-L farm systems based on their production strategy and to introduce the analytical framework.

2.2. Typology of production strategies among mixed crop–livestock systems

2.2.1. Integration in MC-L systems

A MC-L system is a diversified system that contains both crop and livestock enterprises. A diversification production strategy offers opportunities to exploit interactions between the farm enterprises, for instance the use of cereals from crop enterprise for livestock enterprise. The more there are interactions between the crop and livestock components, the more the system becomes ‘integrated’. The crop-livestock organization, i.e. the percentage of crops in the total agricultural area, may influence this integration.

In mixed crop–livestock systems, these synergistic interactions influence the level of use of various categories of inputs, from labour to infrastructure (buildings, farm machinery, equipment capital) to feeds, fertilizers and crop protection products (Sneessens et al., 2014a). Depending on the type of farming practices generating these interactions, the integration process is qualified as ‘vertical integration’ or ‘horizontal integration’. Vertical integration means that a part of the potential productive output is processed directly on-farm (Arocena, 2008). In a MC-L scenario, vertical integration is illustrated by situations where livestock consumes crops as feeds. Horizontal integration means that the interactions between the crop and livestock components occur without affecting the ultimate output (Arocena, 2008). Horizontal integration can encompass a broad spectrum of highly contrasting situa-

tions. At one end of the spectrum, there is the situation where the crop and livestock components interact directly via purpose-specific practices, termed 'integrative management practices'. Examples of integrative management practices include grazing on crop residues or regrowth, crop–rangeland rotations, and so on (Bell and Moore, 2012). To illustrate, crop–rangeland rotations, for example, will at least lead to an increased use of inputs categorized as “Labour” and “Infrastructure” but to a decreased use of inputs categorized as “Fertilizers and crop protection products” (Bell and Moore, 2012). At the other end of the spectrum, there is the situation where the MC–L farm produces two independent product streams that do not directly interact through integrative management practices. Nevertheless, the simple fact that they co-exist is necessarily going to affect the level of use of “Labour” and “Infrastructure” inputs compared to a specialized farm.

We propose here to characterize MC–L production strategies by their crop-livestock organization (proportion of crop and livestock in the total agricultural area) and their types of integrative management practices. We make the hypothesis that these two factors will respectively determine (i) the level of interactions assigned to each input category and (ii) the input categories assigned. These constructs combine to determine farm-scale level of integration. By swapping and recycling resources between farm enterprises, this level of integration offers up opportunities to reduce input use compared to a specialized system. In other words, the integration of crop and livestock components shapes the ability of a MC–L farm to achieve greater technical efficiency than a specialized system, i.e. to achieve complementarity. Therefore, a complementary system is necessarily integrated, whereas an integrated system is not necessarily complementary. For instance, a 100% vertically-integrated crop–livestock system, i.e. where all field crops are used for the farm's livestock, could be more dependent on external inputs than a specialized livestock grazing system at equivalent output volumes : the 100 % vertically-integrated crop-livestock system is thus integrated but doesn't have production complementarities.

2.2.2. Farm system characterization scheme

Working out from the concepts defined above, we propose a handful of indexes designed to chart the diversity of MC–L strategies. As a MC–L strategy is characterized by its crop-livestock organization and type of integrative management practices, we elect to use this information to build a set of indexes.

A. *Crop-livestock organization*

Crop-livestock organization translates the relative proportion of each enterprise being run on the farm. The Adjusted Herfindahl Index can be used to gauge this crop-livestock organization on a 0–1 scale, where 0 equates to fully diversified (50% crop – 50% livestock) and 1 equates to fully specialized (100% crop or 100% livestock) (Villano et al., 2010). We split from Villano et al. (2010) by proposing to quantify crop-livestock organization based on technical rather than economics-oriented criteria as a move to ensure the index remains statistically stable through various economic contexts. The proposed technical criteria correspond then to the percentage of farm areas allocated to each crop

or livestock enterprise, based on the percentage of area allocated to crop of pasture. Using the relative percentage of crop and livestock areas instead of the adjusted Herfindahl index permits considering than a MC-L systems with 20% of crops and 80% of livestock is different than a MC-L systems with 80% of crops and 20% of livestock.

B. The types of integrative management practices

Management through **vertical integration** is easy to factor in as the data identifying feed self-consumption practices is generally very easy to get. A farm-scale degree of vertical integration can thus be assigned to each farm by quantifying hectares of field crops used as on-farm feed as a ratio of total hectares of field crops.

Management through **horizontal integration** is trickier to factor in as data on the allied integrative practices is not generally available. In cases where this data is available, then a fresh typology could be effectuated by pooling the farms that share the same integrative practices. It is equally possible to recycle previously-published typologies. There are two schools of typologies: those based on qualitative research and those based on quantitative research. Looking first at the qualitative research, several teams propose to start with an estimate of integration at management practice-scale and then aggregate it up to whole-farm scale (Bell and Moore, 2012, Tipraqsa et al., 2007). Looking next at the quantitative research, farm-scale integration indexes have been proposed — some estimated based on indexes tied to integrative management practices (nitrogen inputs, labour inputs, etc.) (Manyong et al., 2006); and others based on on-farm network analysis (Rufino et al., 2009). Note, however, that both these schools of typologies do carry some limitations. First, as stated earlier, the kind of information needed is generally unavailable. Second, the qualitative research fails to analyse integration at an appropriate scale — as shown above, an integrative management practice has effects not just at biophysical process scale but also at farm scale, especially in terms of workload. Even if the quantitative evaluation approaches cited here above are able to capture this scale, they carry the limitation that they are hugely data-intensive.

The upshot, then, is that in cases where the requisite data is unavailable or too patchy to calculate an index of integration, there is still no method at this time that can capture horizontal integration. The proposal made here is to capture horizontal integration using production frontier modelling by specifying a production function whose function form is dependent on the input categories affected by the crop–livestock interactions (Figure III.1.4). Under this approach, each point on the production frontier would correspond to a proportion of the use of the input categories effectively influenced by the integration effort. Any shift in the production frontier, leading to a change in the proportion of categories of inputs used, would thus signal a change in an integrative management practice. For example, if a farmer starts to introduce crop rotations, their farm would shift position on the production frontier given its lower fertilizer purchases and higher consumption of rotation-related inputs such as labour and structure.

3. Analytical framework to compare MC–L and SPE systems

Having identified the key limitations of frontier analysis for our research problem and clarified the scheme used to characterize diversity in MC–L systems, we can now move forward to propose our new stepwise framework built around three advancements in methodology: (i) integrating the diversity of MC–L production strategies, (ii) integrating the identification and comparison to the most efficient system, and (iii) integrating technically-inefficient systems.

Step 1: Data processing

The first step is to typologize the MC–L systems contained in the population sample. This typology is based on the indexes outlined in subsection 2.2.2. The strict baseline metrics needed are thus proportion of field crops in the total farming area and proportion of field crops consumed on-farm as livestock feed. Next, to tackle the issue of capturing horizontal integration, the inputs have to be grouped into the input categories identified in section 2.2. At this point, a further category needs to be added to collect all other productive inputs. Again, if key data on integrative management practices is effectively available, it can be added here to complete this typology (see 2.2.2).

The input categorization process hinges on selecting an aggregate function. We propose to assess each input in a common-denominator unit — the amount of fossil fuel required to produce it. The rationale for this choice of unit is four-fold: (i) its linkage to dwindling fossil fuel supplies and thus increasing energy prices (Dalgaard et al., 2001, Refsgaard et al., 1998), (ii) its linkage to greenhouse gas emissions that need to be cut (Dalgaard et al., 2001), (iii) its linkage to sustainable energy efficiency (Giampietro, 1994), and (iv) its non-linkage (independency) to market cycles. These factors make it an appropriate functional unit for studying the efficiency of mixed crop–livestock systems compared to specialized systems.

Step 2: Assessing the technical efficiency index by drawing frontiers

This step involves selecting the most appropriate production frontier and farm-by-farm distance-to-frontier estimation methods for the research problem being tackled. Nonparametric estimation is proposed here, as it leaves the functional form options open. The production frontier can thus be estimated according to level of use of the input categories specified in the production function and determined in the previous step. The idea is then to use a radial distance function to quantify distance-to-frontier of technically inefficient farms. The advantage of working with this approach is that it keeps the same proportions of input categories used, thus ensuring that estimated technical inefficiency is not confounded with an inefficiency tied to the production strategy.

This step makes it thus possible to first construct a production frontier for each MC–L production strategy, i.e. MC-L₁ and MC-L₂ in the example illustrated in Figure 4. Next, again with this same example, the technical efficiency (Ti) of the MC-L₂ farm F₁ becomes quantifiable using a radial distance function – equal to zero in this case because MC-L₂ farm F₁ is on the frontier (Figure III.1.4).

Step 3: Assessing the complementarity index

As this study is based on estimating efficiency in terms of use of non-renewable energy resources, the efficiency gains permitted through crop-livestock interactions are estimated by an index of complementarity (C_i) – i.e. by the primal approach. These indexes are estimated following the protocol set out in subsection 2.1.1, i.e. where we first had to draw a production frontier representing virtual diversified systems based on data characterizing specialized systems. Second, the complementarity index is quantified by assessing the distance between these two frontiers, plotted as vector C_i in figure III.1.4. Moving away from the scenario presented in subsection 2.1.1, the idea here is to evaluate index not just between technically efficient systems, i.e. between the MC-L and SPE frontiers, but also between technically inefficient MC-L systems and the virtual diversified production frontier.

Step 4: Assessing the strategic efficiency index

The outcome of steps 1 and 2 is a production frontier plotted for each MC-L production strategy. These frontiers can now be cross-compared to quantify a strategic efficiency index (S_i) corresponding to the efficiency trade-off in terms of use of non-renewable energy resources between production strategies. This trade-off is plotted as vector S_i in Figure III.1.4. The method used to quantify this index is exactly the same as the method used to measure the complementarity index, i.e. by comparing frontiers of production.

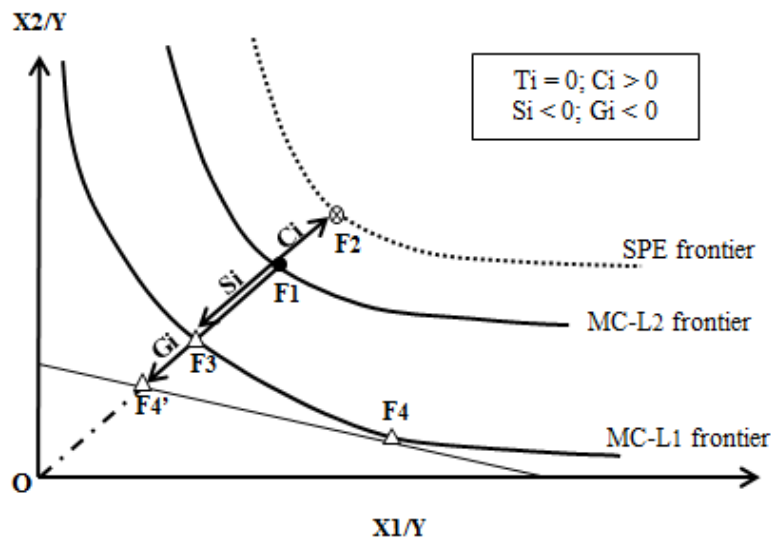


Figure III.1.4: Graphical analysis of relative efficiency of MC-L farm in comparison with specialised systems (Complementarity Index, $C_i = 1 - OF_1/OF_2$), with other categories of MC-L systems (Strategic efficiency index, $S_i = -(1 - OF_3/OF_1)$); with its own category of MC-L systems (Technical efficiency Index, $T_i = 1 - OF_1/OF_1$), with the all-round sample (Global efficiency Index; $G_i = -(1 - OF_4'/OF_1)$). Negatives values for this indexes indicate situations of relative inefficiency, while zero or positives values indicate situation of relative efficiency.

Step 5: Assessing the global efficiency index

This step involves identifying the most efficient farm in the sample at each level of production by quantifying an all-round global efficiency index (G_i). The fact that all the production-set inputs are

expressed in the same units facilitates the process of quantifying this index. Specifying a production function with an aggregated input makes it possible to draw a production frontier corresponding to the minimal total amount of non-renewable energy used as inputs to produce a certain level of outputs. Systems at this frontier are thus benchmarked as the most efficient systems ($G_i=0$). The global inefficiency of the other systems thus corresponds to the differential between their total use of inputs, expressed in non-renewable energy equivalents, and total use of inputs by the frontier farm at the corresponding level of production. Looking at the example illustrated in Figure 4, the most efficient system is the MC-L₁ farm F_4 . The frontier-tangent at this point represents the iso-plot line of non-renewable energy use. This curve can be used to plot a virtual farm F_4' at the intersection with the radial axis, permitting charting the all-round global inefficiency of the MC-L₂ farm F_1 via the vector G_i .

4. Results and discussion

Applying this method leads to the evaluation of four indexes for each mixed crop–livestock systems: the complementarity index (C_i), the strategic efficiency index (S_i), the global efficiency index (G_i) and the technical efficiency index (T_i). Negative values for these indexes indicate situations of relative inefficiency, while zero or positive values indicate situations of relative efficiency. To interpret all these sample's data, the proposed way forward is to start by analyzing the case of technically efficient systems ($T_i=0$), i.e. the farms at the production frontier. This analysis will emerge the main efficiency trends within the sample population. Next, the analysis should turn to the case of technically inefficient farms to identify (i) the MC–L production strategies that carry least inefficiency risk, and (ii) the determinants and margins for improvement for each technically inefficient system.

4.1. Looking at technically efficient systems

Focusing on technically efficient systems ($T_i=0$) makes it possible to study the efficiency trade-offs between the most efficient MC–L and SPE farming systems. This analysis is led using the other three indexes developed here (C_i , S_i , G_i).

Let us take a virtual case under which the first step in the analytical framework identifies two types of MC–L strategies — one presenting 45% of crops and 50% vertical integration (MC-L₁), the other presenting 45% of crops and 100% vertical integration (MC-L₂). The C_i , S_i and G_i for these systems can then be quantified and studied as a step towards constructing the graph given in figure III.1.5a. Studying strategic inefficiencies makes it possible to quantify the trade-offs between MC-L₁ and MC-L₂ production strategies at each level of production. In this example, MC-L₂ systems prove most efficient up to production level Y_1 after which it is the MC-L₁ system that prove most efficient. In much the same way, the complementarity index can be used to quantify the efficiency trade-off between SPE systems and each individual MC–L strategy. In our example, SPE systems never turn out most efficient. However, SPE systems do prove more efficient than MC-L₂ systems at output level Y_2 and upwards.

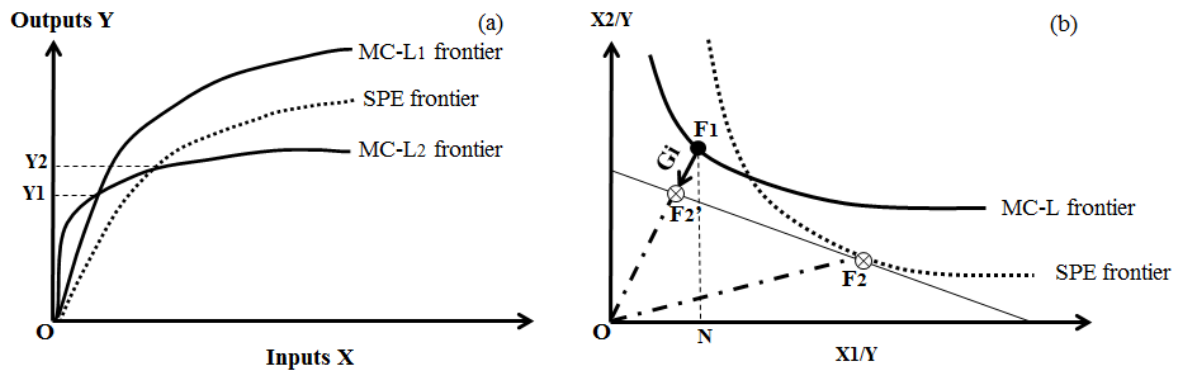


Figure III.1.5: Graphical representation of results permitted by analysing technically efficient systems (a) studying the relative efficiency of specialized systems (SPE) and diversified systems (MC-L₁ and MC-L₂) for each level of output; and (b) identifying cases where a MC-L farm F₁ shows positive complementarity (C_i>0) but that actually is globally inefficient (G_i<0) in comparison with the SPE farm F₂.

Moving forward from this analysis of the main intra-sample trends to look deeper into performances at a given level of output, the situation proves more complex. Quantifying G_i scores makes it possible to emerge two types of situations that could not otherwise have been identified. First, there is the situation where the MC-L farm under study appears to be the most efficient whereas, in reality, the most efficient farm is a SPE system. This situation is schematized in figure III.1.5b. In this example, if the efficiency of a diversified farm F₁ was studied based only on its C_i and S_i, the analysis would point the MC-L farm F₁ as the most efficient farm in the sample. However, it is seen on figure III.1.5b that the SPE farm F₂ is actually the most efficient. The G_i estimate can pick up this situation and quantify the inefficiency of the MC-L farm F₁. Second, there is the situation the most efficient farm is another MC-L-system farm than the MC-L farm under study even if identified as efficient based on its C_i and S_i. In this case, the most efficient MC-L farm may found either on the same frontier as the farm under study but at a different allocative efficiency of resources, or else on a different MC-L production frontier. These different situations can be teased out by studying the structure of the benchmark farm, i.e. the farm for which G_i=0 at the level of output studied.

To our knowledge, no study to date had enabled such fine-grained analysis of the efficiency gains brought by each production strategy – from diversified to specialized systems. Production frontier approach appears to be a solution to investigate production strategy efficiency when there is no data available on integrative management practices. However, bear in mind that we proposed evaluating efficiencies based on production-set input use expressed in ‘non-renewable energy’ equivalents, which may not be the appropriate approach in situations where performance is predicted by certain criteria or constraints. Taking figure III.1.5b as an example, if there is a constraint on the factor of production X₁ specifying that it cannot exceed the level N/Y, then the MC-L farm F₁ would be identified as more efficient than the SPE farm F₂. Such efficiency constraints can nevertheless be specified in the distance function to ensure the most appropriate global efficiency evaluation.

4.2. Looking at technically inefficient systems

Scenarios involving technical inefficiency will lead to four types of situation, which could prove a source of confusion if their effects on complementarity are not clearly and sharply defined. First, any technical inefficiency can lead to an underestimated level of complementarity of the farm under study. This scenario is illustrated in figure III.1.6a by the MC-L farm F_1 , whose technical inefficiency (T_i) does not preclude potential complementarity for this system. Second, any presence of technical inefficiency can lead to an identification of zero complementarity between crop and livestock enterprises, i.e. no advantage tied to being a diversified or specialized farm. This scenario is illustrated in figure III.1.6b by the MC-L farm F_1 whose T_i has increased compared to the previous scenario, thus wiping out any trace of complementarity (Figure III.1.6b). If the T_i of MC-L farm F_1 were to increase further, it would take us into the third configuration where any technical inefficiency identified signals a non-complementarity (Figure III.1.6c). In the fourth and final situation, any presence of technical inefficiency can lead to an overestimated non-complementarity. This takes us into a scenario where specialized systems form a more efficient frontier than diversified systems (Figure III.1.6d). Consequently, when analyzing a technically inefficient farm such as the MC-L farm F_1 , its level of non-complementarity get overestimated.

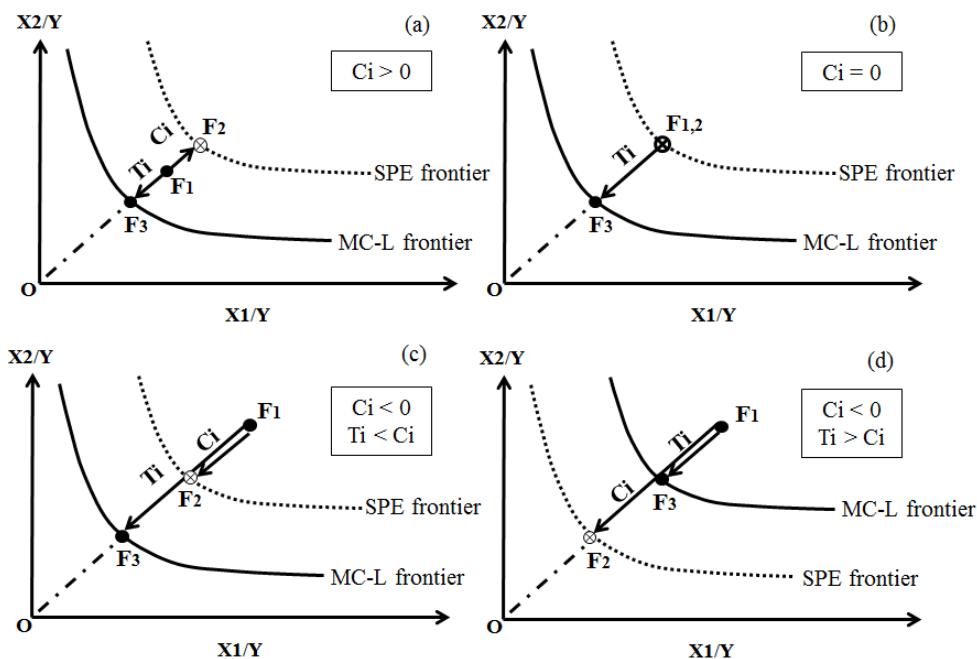


Figure III.1.6: Effects of technical inefficiency ($T_i < 0$) on complementarity index (C_i) illustrated by the technically inefficient MC-L farm F_1 compared to its peer-SPE farm F_2 where technical inefficiency may lead to an underestimation of complementarity (a) till an identification of zero complementarity (b) or non-complementarity (c). It may also lead to an overestimation of non-complementarity (d).

It is important to identify these different situations in order to draw conclusions on the risks tied to a given MC-L production strategy. Although the presence of technical inefficiency yet itself reflects a risk tied to a production strategy, the analysis of its distribution is more important since this distribution will dictate whether the inefficiency ultimately undermines or not the complementarity value of the system. If the presence of inefficiency does not preclude potential complementarity for this sys-

tem (scenario 6a) or does not make the system worse than specialized systems (scenario 6b) or even other MC–L strategies, then the system under study remains promising despite its technical inefficiency. To the best of our knowledge, this study marks the first attempt to analyze risks of inefficiency tied to MC–L strategy.

4.3. Validation

At this stage, the validation of our conceptual methodology hangs on verifying that the indexes developed effectively met the requisite minimal appropriateness conditions for the scientific problem studied. These conditions represent the statistical and spatiotemporal properties that the indexes need to demonstrate (Bockstaller et al., 2008, Halberg et al., 2005, Halberg, 1999). In terms of statistical properties, it is absolutely crucial that the evaluated indexes are stable and capable of differentiating time-boxed variation from systemic variation. Here, these sources of variation were effectively differentiated using the technical efficiency index (picking up time-boxed variation) and the strategic efficiency index (picking up systemic variation), both of which also remain stable regardless of market cycles. In terms of spatiotemporal properties, the analysis is led at the spatial scale of the farm and at the temporal scale of the production campaign (12 months/4 seasons), and can thus capture production-system response to a management practice generating interactions between crop and livestock subsystems.

5. Conclusion

To gain deeper insight into the conditions under which mixed crop–livestock systems prove more efficient than specialized systems, we propose an analytical framework based on frontier analysis. To date, frontier analysis has been able to quantify a complementarity index translating the efficiency loss or gain tied to diversification. Here, we propose three advancements to the existing methodology. First, we have proposed a MC–L system typology to better factor in the broad diversity of potential MC–L system production strategies. Alongside this typology, we also showed that specifying the subcategories of inputs affected by crop–livestock integration in the production function used to estimate production frontier provides a further asset to our method in terms of properly internalizing the various MC–L production strategies adopted. Second, we demonstrated the need to develop a global efficiency index in order to identify the most efficient systems at each production level. Third, we demonstrated the utility of rounding off this analysis with a study investigating the distribution of technically inefficient systems for each production strategy. The distribution effectively proves a powerful indicator of the inefficiency risk tied to each MC–L production strategy. This analysis is equally useful for identifying the determinants of technical inefficiencies, allowing then to draw solutions to help technically inefficient systems producing more efficiently.

This analytical framework can thus be applied to gain a deeper understanding of the conditions governing performances in mixed crop–livestock systems, i.e. the MC-L production strategies allowing for reductions of megajoule-equivalent consumption while keeping the production level constant. A MC-L strategy is characterized by a crop-livestock organization, a level of vertical integration, and —

as a minimum when quantifying an index of horizontal integration is out of the question — information on the proportions used of each input category affected by crop–livestock integration processes. However, this performance characterization analysis will need to be completed by social–economic and environmental performances analysis. This rich pool of information would provide the basis for selecting promising and relevant farming systems to achieve sustainability. Furthermore, this methodology could help understanding whether the current price hierarchy makes the systems identified as environmentally efficient also economically viable. If the MC–L production strategy under study is not economically viable, then facilitative policy measures could be introduced to promote wider adoption.

References

- AROCENA, P. 2008. Cost and quality gains from diversification and vertical integration in the electricity industry: A DEA approach. *Energy Economics*, 30, 39-58.
- BELL, L. W. & MOORE, A. D. 2012. Integrated crop–livestock systems in Australian agriculture: Trends, drivers and implications. *Agricultural Systems*, 111, 1-12.
- BOCKSTALLER, C., GUICHARD, L., MAKOWSKI, D., AVELINE, A., GIRARDIN, P. & PLANTUREUX, S. 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28, 139-149.
- CHAVAS, J. P. & KIM, K. 2007. Measurement and Sources of Economies of Scope: A primal Approach. *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 411-427.
- COELLI, T. & FLEMING, E. 2004. Diversification economies and specialisation efficiencies in a mixed food and coffee smallholder farming system in Papua New Guinea. *Agricultural Economics*, 31, 229-239.
- DALGAARD, T., HALBERG, N. & PORTER, J. R. 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 87, 51–65.
- FARRELL, M. J. 1957. The measurement of productive efficiency. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, 120, 253-290.
- GIAMPIETRO, M. 1994. Models of Energy Analysis to Assess the Performance of Food Systems. *Agricultural Systems*, 45, 19-41.
- GROSSKOPF, S., HAYES, K. & YAISAWARGN, S. 1992. Measuring economies of diversification: a frontier approach. *Journal of Business & Economic Statistics*, 10, 453-459.
- HALBERG, N. 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 76, 17-30.
- HALBERG, N., VAN DER WERF, H. M. G., BASSET-MENS, C., DALGAARD, R. & DE BOER, I. J. M. 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science*, 96, 33-50.
- HENDRICKSON, J. R., HANSON, J. D., TANAKA, D. L. & SASSENATH, G. 2008. Principles of integrated agricultural systems: Introduction to processes and definition. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23, 265-271.

- MANYONG, V., OKIKE, I. & WILLIAMS, T. 2006. Effective dimensionality and factors affecting crop-livestock integration in West African savannas: a combination of principal component analysis and Tobit approaches. *Agricultural economics*, 35, 145-155.
- MORITA, H. 2003. Analysis of economies of scope by data envelopment analysis: comparison of efficient frontiers. *International Transactions in Operational Research*, 10, 393-402.
- MORRISON PAUL, C. J. & NEHRING, R. 2005. Product diversification, production systems, and economic performance in U.S. agricultural production. *Journal of Econometrics*, 126, 525-548.
- PANZAR, J. C. & WILLIG, R. D. 1981. Economies of Scope. *The American Economic Review* 71.
- REFSGAARD, K., HALBERG, N. & KRISTENSEN, E. S. 1998. Energy Utilization in Crop and Dairy Production in Organic and Conventional Livestock Production Systems. *Agricultural Systems*, 57, 599-630.
- RUFINO, M. C., HENGSDIJK, H. & VERHAGEN, A. 2009. Analysing integration and diversity in agroecosystems by using indicators of network analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84, 229-247.
- RUSSELLE, M. P., ENTZ, M. H. & FRANZLUEBBERS, A. J. 2007. Reconsidering Integrated Crop–Livestock Systems in North America. *Agronomy Journal*, 99, 325.
- 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, 1722-30.
- SHEPHARD, R. W., GALE, D. & KUHN, H. W. 1970. *Theory of cost and production functions*, Princeton University Press Princeton.
- SNEESSENS, I., BRUNSCHWIG, G. & BENOIT, M. 2014a. Maintaining French sheep-for-meat production in plainland areas through crop–livestock integration: a way to enhance farming system sustainability *Agroecology and Sustainable Food Systems*, [Submitted].
- 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.
- VEYSSET, P., LHERM, M., BEBIN, D. & ROULENC, M. 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 1-11.
- VILLANO, R., FLEMING, E. & FLEMING, P. 2010. Evidence of farm-level synergies in mixed-farming systems in the Australian Wheat-Sheep Zone. *Agricultural Systems*, 103, 146-152.
- WILKINS, R. J. 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 363, 517-25.

CHAPITRE III.2: Efficiency gains permitted through crop-livestock integration and diversification: A data envelopment analysis approach.

I. Sneessens^{1a,b}, G. Brunschwig^{a,c}, M. Benoit^a

^aInra, UMR1213, 63122 Saint-Genès-Champanelle, France;

^bFrench Environment and Energy Management Agency (Ademe), 49004 Angers Cedex 01, France;

^cClermont University, VetAgro Sup, UMR1213, 63000 Clermont-Ferrand, France

Abstract

Smallholders conscious of the agronomic, economic and environmental pitfalls of specialized systems see integrated crop–livestock farming as a more resilient and sustainable mode of production. However, very few studies have been able to put quantified figures on the real sustainability gains enabled by crop–livestock interactions. Here, we propose a scheme for estimating this sustainability gain in terms of efficiency, expressed in amount of non-renewable energy economized to produce meat and vegetable protein together rather than separately. This efficiency gains analysis hinges on first defining different production strategies and then using production frontier modelling to assess four indexes: (i) an index of intra-strategic efficiency, which makes it possible to study the efficiency distribution within a given production strategy, (ii) an index of strategic efficiency, which compares the efficiency of mixed crop–livestock farm systems against different production strategies, (iii) a complementarity index, which compares the efficiency of mixed crop–livestock farm systems against specialized systems, and (iv) a global efficiency index, which can be used to identify the most efficient systems. Applying this analytical framework on a sample of simulated farms running contrasted production strategies (integrated, non-integrated, virtual diversified) revealed that integrated systems prove the most efficient, with a complementarity score of +6.4% and a strategic efficiency score of +6.4%. Diversified systems only manage to achieve a mean complementarity score of +0.4%. The global efficiency analysis confirms that integrated systems run much better results than non-integrated and virtual diversified farming systems, and that a high complementarity for integrated systems does not necessarily mean high efficiency. The definition of efficiency profiles confirmed that the global trends hold true despite the variance identified within each efficiency index: integrated systems come out top in 100% of cases, while diversified systems come in second in 71% of cases. The under-performing cases were explained by the presence of intra-strategic inefficiency, i.e mainly systems with a high percentage of crops and autumn lambing.

Keywords: Efficiency, integration, diversification, complementarity, production frontier, mixed crop–sheep-for-meat.

¹ Corresponding author: Inès Sneessens. Email : Ines.sneessens@clermont.inra.fr

1. Introduction

Integrating crop and livestock production looks to be a promising way towards enhancing farming systems sustainability (Wilkins, 2008, Lemaire et al., 2014). However, the existing methods for characterizing and assessing farming systems limit our understanding of the conditions under which mixed crop–livestock (MC-L) systems effectively prove more sustainable than specialized systems. For instance, methods generally consist in grouping the MC-L farms into a farm typology and comparing the mean type-group performance indexes against those of specialized farms (Veysset et al., 2014, Manyong et al., 2006, Bell and Moore, 2012). An alternative approach is to study form and shape changes in production–possibility frontier curves, representing the maximum output-set it is possible to produce for a given level of input-set. The advantage of this method is that it permits assessing a production frontier for each production strategy and comparing the systems at the farming system scale, which thus makes it possible (i) to factor in and chart the knock-on effects tied to the integration process (Bell and Moore, 2012), and (ii) to differentiate the efficiency gains obtained by better technical control or production scale from the efficiency gains obtained by crop-livestock diversification (Grosskopf et al., 1992). However, in both approaches, no distinction is made between MC-L systems with low or high interactions between crop and livestock subsystems when studying MC-L systems efficiencies.

In this paper, we posit that crop-livestock interactions are a main factor explaining farming system sustainability. However, to our knowledge, no tool is available to quantify the level of interactions between crop and livestock subsystems. The aim of our study is to fill this gap by proposing a framework permitting assessing the efficiency gains (or losses) between MC-L systems with contrasted crop-livestock interactions. We propose assessing these efficiency gains through a non-parametric frontier method called data envelopment analysis (DEA). The non-parametric specification permits evaluating the production-possibility frontier by converting each inputs in outputs without any additional assumption than the convexity and free disposability assumptions (Berre et al., 2015). Furthermore, this method can be easily coupled with a simulation based method to allow for a controlled efficiency comparison of contrasted MC-L systems (Berre et al., 2015). Contrasted MC-L systems are simulated by the whole-farm model *Sheep'n'Crop* (Sneessens et al., 2014b). Three categories of MC-L systems with *a priori* increasing levels of crop-livestock interactions are simulated: (i) integrated diversified systems featuring multiple crop–livestock interactions, (ii) non-integrated diversified systems with few crop–livestock interactions, and (iii) virtual diversified systems with zero crop–livestock interactions. The comparison of these MC-L systems with contrasted crop-livestock interactions – all other things remaining equal – permits having a precise indication of the efficiency gains (losses) permitted by crop-livestock interactions. These efficiency gains are traduced by the estimation of four indicators: the complementarity index, the strategic efficiency index, the intra-strategic efficiency index and the global efficiency. To allow for a constant characterization of MC-L systems, these indexes are made independent of the economic context by evaluating the efficiency

gains in terms of decreasing use of non-renewable energy resources to produce outputs. This implies converting each input in MJ equivalents through a life cycle analysis. This unit of evaluation is all the more important that it gives us indications about ways to enhance our management of non-renewable resources.

This analysis is organized as follows: section 2.1 outlines the conceptual framework, section 2.2 details the data used to apply this analytical framework, section 2.3 specifies the models used to scaffold the analytical framework. Results are reported in section 3, and the main assets, limits and perspectives for this framework are discussed on section 4.

2. Material & Methods

2.1. Conceptual framework

To study the efficiency gains (or losses) tied to crop and livestock interactions at the farming system scale, we apply the conceptual framework developed in Sneessens et al. (2014c) that proposes a farm-by-farm estimation of four efficiency indexes as entry points to capture and collate information targeted specifically on the efficiency gains enabled through diversification and integration: (i) a complementarity index [Ci] measuring efficiency gains permitted through crop-livestock integration in comparison with specialized systems, (ii) a strategic efficiency index [Si] measuring the efficiency differential between mixed crop-livestock systems running different production strategies; (iii) a global efficiency index [Gi] measuring each system's efficiency differential with the most efficient system in the sample studied; and (iv) a technical efficiency index [Ti] measuring efficiency variance within a given production strategy in order to study the inefficiency risk tied to mixed crop-livestock farming strategy. The estimation process hinges on plotting production-possibility frontier curves for each production strategy defined, i.e. identifying the maximum possible production outputs at given level of production inputs for each production strategy (Farrell, 1957). This conceptual framework is illustrated in figure III.2.1, which charts the production frontiers of three contrasted farm system strategies. Those production frontiers correspond to the minimum combination of inputs X1 and X2 needed under each strategy in order to achieve the amount of output Y. Only two inputs are represented in this example to allow for a more comprehensive representation of the analytic framework but more variable could be taken into account. In this framework, inputs are expressed in terms of equivalent non-renewable energy consumed for their production, estimated through a life cycle analysis (Boeglin and Veuillet, 2005).

In the example represented on figure III.2.1, the three strategies plotted are: a strategy involving diversified farms that do not produce crops for feeding livestock (DIV_{TYPE1}), a strategy involving diversified farms that rechannel a fraction of their farm-grown crops as feed to their livestock (DIV_{TYPE2}), and a strategy based on virtual diversified farms where there are zero crop-livestock interactions – operating thus as two separate specialized subsystems ($DIV_{VIRTUAL}$). If we look at farm $F1_{DIV-TYPE1}$, its estimated distance to the other frontiers represents its efficiency gains (or losses) tied directly to its production strategy. Vectors Ci, Si and Gi thus chart the complementarity, strategic efficiency and

global efficiency, respectively, of farm F1. A negative value indicates a loss of efficiency whereas a positive value indicates a gain of efficiency. Here, farm $F1_{DIV-TYPE1}$ is thus more efficient than farm $F2_{DIV-VIRTUAL}$ ($C_i > 0$) but less efficient than farm $F3_{DIV-TYPE2}$ ($S_i < 0$) and farm $F4_{DIV-TYPE2}$ ($G_i < 0$, comparison made radially with the virtual $F4'$). Farm $F4_{DIV-TYPE2}$ is the most efficient farm at this level of output because this farm combines optimally the inputs to minimize the aggregate non-renewable energy used to produce Y (i.e. $[X1_{F4} + X2_{F4}]$ corresponds to the minimum energy input required to produce output Y). Note that the technical efficiency index $[Ti]$ of farm F1 is not graphed here as $Ti = 0$, which indicates that the farm is at its DIV_{TYPE1} production frontier.

The purpose of this paper is to develop on this conceptual framework by proposing several models for estimating the proposed characterization indexes of mixed crop–livestock system.

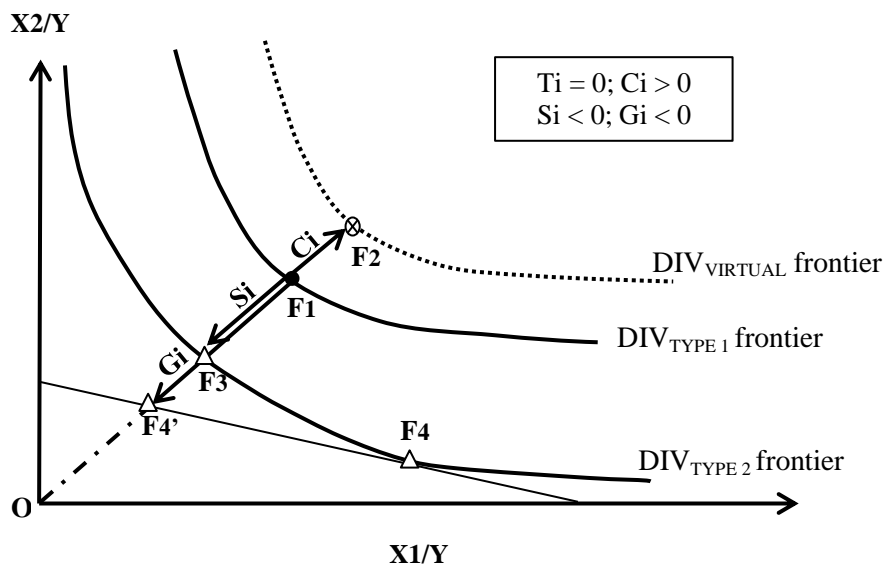


Figure III.2.1: Graph plotting the production frontiers of three contrasted farm system strategies in order to analyze the efficiency gains (>0 , or losses <0) enabled through diversification and integration based on four indexes (Sneessens et al., 2014c). [$DIV_{VIRTUAL}$: strategy involving diversified systems operating as two specialized farm-subsystems merged together; DIV_{TYPE1} : strategy involving diversified systems with no on-farm consumption of crop output; DIV_{TYPE2} : strategy involving diversified systems with some on-farm consumption of crop output; C_i : complementarity index; S_i : strategic efficiency index; G_i : global efficiency index; T_i : technical efficiency index (no represented graphically because its value equals to 0); $F_{1-2-3-4}$: individual farms].

2.2. Data

The data used were generated by the *Sheep'n'Crop* model designed to chart farming systems with different levels of integration between a sheep-for-meat production subsystem and a crop production subsystem (Sneessens et al., 2014b). The model parameters were set for a typical micro-region in the Vienne *département* (west-central France), a fertile plainland zone.

Four variables were used to generate the data: (i) the crop-livestock organization, i.e. the percentage of total farmland allocated to crops and livestock, (ii) the degree of vertical integration, i.e. percentage of cereal crops consumed on-farm, (iii) the horizontal integration practices, i.e. whether or not

grassland is integrated into plot rotations, and (iv) the flock management system, i.e. spring lambing or autumn lambing.

The combination of these four variables determines the production strategy adopted. At this juncture, three distinctive production strategies emerge: diversified integrated systems, diversified non-integrated systems, and virtual diversified systems (Table III.2.1). What differentiate these three production strategies are their rotation scheme (whether or not they integrate grassland plots to decrease their nitrogen supply needs), their feed resources (whether or not straw and cereal crops are utilized on-farm) and their manuring management (whether or not manure is transferred over to crops). Integrated systems are the only systems where integrating grassland into plot rotations and using cereal crops grown on-farm as feed are possible options. On-farm straw consumption and manure transfer over to crops are available options for integrated and non-integrated systems. Virtual diversified systems are the only systems in which no crop–livestock interactions are allowed—which is why they are called ‘virtual’.

For each production strategy, various flock and crop-livestock management options were tested. Regarding the flock management, two periods of lambing were tested in order to investigate the effect of matching (or not) flock needs and on-farm resources on the complementarity index: a spring lambing and an autumn lambing season. For both cases, the intensification level was held constant (1.6 Livestock Unit (LU) equivalents per hectare of forage area). Regarding the crop-livestock management, contrasted crop-livestock organizations were tested in order to investigate if the percentage of crops in the total area has an impact on the efficiency indexes. In total, 49 crop-livestock organizations were tested for each production strategy – from 2% of crops to 98% (in 2% increments). However, given that integrated systems may self-consume crop production, crop outputs may differ largely in comparison with other strategies. In order to keep farming systems comparable in terms of levels of outputs sold, the simulation was run in two phases. First, total farm size of the integrated systems was set at 100 ha. Second, the hectare equivalent of crop output sold is collected to set an equivalent percentage of crop area for the diversified and specialized systems. The three production strategies set out with the same baseline crop rotation series: maize to wheat to barley.

VARIABLES	Integrated systems	Diversified systems	“Specialized” systems
<u>Crop-livestock management</u>			
% crop	From 2 to 98%	From 2 to 98%	From 2 to 98%
<u>Flock management</u>			
Spring management	x	x	x
Autumn management	x	x	x
LU/hectare grassland	1.6	1.6	1.6
<u>Feed management</u>			
Cereals used on-farm	x	(-)	(-)
Straw used on-farm	x	x	(-)
<u>Manuring management</u>			
Manure transfer	x	x	(-)
Grassland rotated-in	x	(-)	(-)

TOTAL nbr of systems	98	98	98
-----------------------------	-----------	-----------	-----------

Table III.2.1: Recap of the data generated
(LU: Livestock Unit; x: Allowed; (-): Not allowed)

Running simulations of these contrasted systems through the *Sheep'n'Crop* model permits estimating (i) farm-by-farm production levels for each subsystem in physical units, i.e. kilo carcass weight for the livestock subsystem and kilo vegetable protein sold for the crop subsystem, and (ii) the non-renewable energy equivalents consumed for each farming system to produce meat and crop (eqMJ). These eqMJ evaluations are estimated by the *Sheep'n'Crop* environmental metrics module that is able to couple each production system simulated to a lifecycle assessment (Diaterre® method, ADEME (2010)).

2.3. Applying the conceptual framework

Step 1: Models for estimating the production–possibility frontiers and intra-strategy efficiency

The first step in this method is to estimate the three production–possibility frontiers to represent the three broad system strategies defined above, i.e. integrated systems, non-integrated systems and virtual diversified systems. These production frontiers are estimated using a nonparametric method called Data Envelopment Analysis (DEA). DEA differentiates from parametric methods by its method of estimation of the frontier since it does not set a priori a production function—instead, only properties on the functional form of the production frontier are specified (Coelli and Perelman, 1999). In the case studied here, a nonparametric estimation appeared the more appropriate way forward, as in contrast to parametric methods, nonparametric estimations make it possible to systematically get an efficiency value for each farm, whereas in parametric methods these efficiencies are deduced from the estimated production function and so reflect only the overarching trend of the whole sample rather than each farm within the sample (Villano et al., 2010, Morrison Paul and Nehring, 2005, Coelli and Fleming, 2004). This is the main reason why we opted for a nonparametric method here, as our aim was to get precise information on each individual farm.

In order to identify the farms located on the production frontier for each type-strategy, it is also necessary to define a distance function to scale the nonparametric parameter-set specified. The role of this distance function is to distinguish farms located on the production frontier ($T_i=0$) from farms that demonstrate technical inefficiency ($T_i<0$). Within the framework of analysis reported here, given that we are working on simulated data without introducing farm manager's technical control as a variable, we are discussing intra-strategy inefficiency rather than technical inefficiency. For the specification of the distance function, we opted for an input-oriented distance function as this orientation yet has been identified as the more appropriate solution for studying farming systems (Morrison Paul and Nehring, 2005). The most widely-used distance function is the radial distance function of Shephard et al. (1970). This distance function imposes that efficiency has to be estimated at an identical proportion of inputs. The same approach is adopted here.

The estimated mode looks like this:

$$E_{\text{INTRA-STRAT-O}}(X,Y) = [\text{MAX}_{(\mu, \delta_o)} \delta_o]^{-1} - 1 \quad (1)$$

$$\text{St } \sum_j \mu_j y_j \geq Y_o \quad [1]$$

$$\sum_j \mu_j x_j^v \leq X_o^v - \delta_o X_o^v \quad [2]$$

$$\sum_j \mu_j x_j^f \leq X_o^f \quad [3]$$

$$\sum_j \mu_j = 1 \quad [4]$$

$$\mu_j \geq 0 \quad [5]$$

where Y is a matrix containing the output-sets for each farm j in the sample, X is a matrix containing the variable (X^v) and fixed (X^f) input-sets for each farm j in the sample, Y_o and X_o are respectively the outputs and inputs of the farm under study, $E_{\text{INTRA-STRAT-O}}$ is the efficiency index of the farm under study within its strategy type-group set, and μ is the vector containing the intensity coefficients of the linear convex combinations of the farms that form the production frontier. Constraint [1] allows free-disposal of the outputs, i.e. farms are allowed to produce less output with the same amount of inputs. Constraint [2] concerns the variable inputs and allows free-disposal of the inputs, i.e. farms are allowed to produce the same amount of outputs with more inputs. The term $-\delta_o X_o^v$ implies an effort to minimize the use of these inputs. Constraint [3] concerns the fixed inputs and functions as the previous constraint, except that no minimization of the inputs is specified. This constraint makes sense for fixed inputs as labour and land for example. Constraint [4] implies variable production yields. Constraint [5] implies a convex production frontier. Note that estimated parameter δ_o is exclusively positively-constrained to take values ≥ 1 , which means intra-strategy efficiency $E_{\text{INTRA-STRAT-O}}$ takes negative values or 0. Negative values signal inefficiency, whereas a value of 0 signals that the farm analyzed is at the production frontier.

To plot each frontier strategy by the model (1), inputs and outputs still have to be specified. Given the sample size and the slow rate of convergence in nonparametric models, we allow here the specification of no more than five variables to avoid bias of evaluation and weak discrimination between efficiency values estimated (Daraio and Simar, 2007). Two variables are mobilized to factor in the two production outputs—kilo of meat and kilo of vegetable protein produced. The last three variables are used to specify farm structure and intermediate consumption. Farming structure is represented by two variables—land and number of labour units mobilized. The indexes are calculated based on on-farm feed needs and off-farm feed buy-in needs which require extra-farm-area and extra-labour. These indexes mean that systems that use farm-grown crops and systems that do not can be compared on a comparable structural level. Neither of these two variables is minimized in the model (fixed inputs X^f). The fifth and final input specified in model (1) corresponds to the total aggregate intermediate consumption expressed in megajoule equivalents and is minimized (variable input X^v).

Step 2: Models for estimating the indexes

The second step is to quantify the last three efficiency indexes: (i) complementarity index, (ii) strategic efficiency index, and (iii) global efficiency index. The index functions, their features and their allied estimation models are detailed below.

(i) Complementarity index (Ci)

The complementarity index translates the efficiency differential between a mixed crop–livestock system (integrated or non-integrated) and a virtual diversified system. So, Ci is quantified by comparing mixed crop–livestock farm performances at the virtual diversified systems production–possibility frontier. The model used is practically identical to the model (1) except that, here, the farm analyzed does not share the same production strategy as its comparand farms frontier. The model estimated is thus:

$$Ci_o^{div}(X^{div-virt}, Y^{div-virt}) = [MAX_{(\mu, \delta_o)} \delta_o]^{-1} - 1 \quad (2)$$

$$St \quad \sum_j \mu_j y_j^{div-virt} \geq Y_o^{div} \quad [1]$$

$$\sum_j \mu_j x_j^{v div-virt} \leq X_o^{v div} - \delta_o X_o^{v div} \quad [2]$$

$$\sum_j \mu_j x_j^{f div-virt} \leq X_o^{f div} \quad [3]$$

$$\sum_j \mu_j = 1 \quad [4]$$

$$\mu_j \geq 0 \quad [5]$$

The constraints [1-5] are the same as for model (1). However, note that in this case, the estimated parameter δ_o is not necessarily > 1 since a (integrated or non-integrated) diversified system may outperform a virtual diversified system and therefore emerge with an efficiency value > 1 . The upshot is that complementarity index Ci is positive if the (integrated or non-integrated) diversified system under study is more efficient than the corresponding virtual diversified system, but negative otherwise. The inputs and outputs specified in this model are the same as for model (1).

(ii) Strategic efficiency index (Si)

The strategic efficiency index translates the efficiency differential between integrated and non-integrated mixed crop–livestock systems. Again, this index is estimated by measuring the distance between the farms of one strategy and the production frontier of the other. The estimated model is identical to the model introduced for the complementarity analysis (2) except that the input data here concern both integrated and non-integrated systems. The Si index is read in the same way as for the Ci index, i.e. a positive value indicates a gain in efficiency whereas a negative value indicates a loss of efficiency.

(iii) Global efficiency index (Gi)

The global efficiency index is quantified in much the same way as the intra-strategy index, i.e. via model (1), with one exception: only one single input is specified, i.e. the total aggregated inputs consumption needed to produce meat plus crop outputs, expressed in megajoule equivalents. This index is therefore able to identify the farms that use the least energy to achieve a given level of outputs production, independently of the production structure. For instance, if referring to the example presented on figure III.2.1, it corresponds to the identification of farm F4.

The value of the Gi index is read and interpreted in the same way as for the intra-strategy efficiency index: a negative value signals inefficiency and a zero value indicates that no other farm in the sample is more efficient than the farm under study.

Step 3: Results analysis – identifying determinants of efficiency & farm efficiency profiles

The efficiency indexes, once estimated, are subjected to two types of analysis: one describing how each index behaves while identifying the factors explaining the identified behaviour, and the other describing the efficiency profile of each farm by combining the results obtained on each efficiency index.

Regarding the analysis of the determinants of efficiency, we aim to study the efficiency indexes variations and to identify the factors explaining that variations through various regression models. Factors we elected to study in those regression models corresponds to on-farm practices for which we made the hypothesis they influence the integration possibilities, but that weren't taken into account to estimate efficiency indexes: the period of lambing to capture the effect of seasonality, the crop-livestock organization (% of crops), the straw purchases to understand if higher efficiency is obtained when straw is produced and used on-farm, the crop self-consumption to capture the effect of on-farm feed production, and the intra-strategy efficiency of each strategy of production to factor their influence in the capacity of farming systems to exploit complementarity and strategic efficiency.

Regarding the identification of farm efficiency profiles, we aim to class the diversified integrated and non-integrated systems into three profiles: (i) farming systems that have better efficiency results than the other strategies of production, (ii) farming systems that have better efficiency results than only one other strategy of production, (iii) farming systems that have the worst efficiency results.

The production frontier modelling tool employed is the "FEAR" software package running on R statistical computing software (Wilson, 2008).

3. Results and Discussion

Following the efficiency analysis, five farms had to be removed from the sample as incoherencies emerged when computing their efficiency index estimates. The results reported and discussed below concern thus 93 farms for each production strategy.

Figure III.2.2 charts results obtained for each efficiency index of integrated (black), non-integrated (dark grey) and virtual diversified systems (light grey). The left-hand side of the figure concerns farming systems with spring lambing while the right-hand side of the figure refers to autumn lambing farming systems. In both case, farming systems are classed from low to high percentage of crops in their total area. Curbs that present positive efficiency values concern indexes of complementarity (Ci) and strategic efficiency (Si), while curbs in the negative values refer to intra-strategy (Ti) and global (Gi) efficiency indexes. This figure highlights the high variability of some efficiency indexes, as complementarity and strategic efficiency for integrated systems, and global efficiency for non-integrated and virtual diversified systems. In the following subsections, we thus first describe the statistic variability that exists in each efficiency indexes. Second, we explain that variability through an analysis of regression models. Finally, we identify how that variability affects the efficiency profile of each farm by classifying them into one of the three profiles defined in the third step of section 2.3.

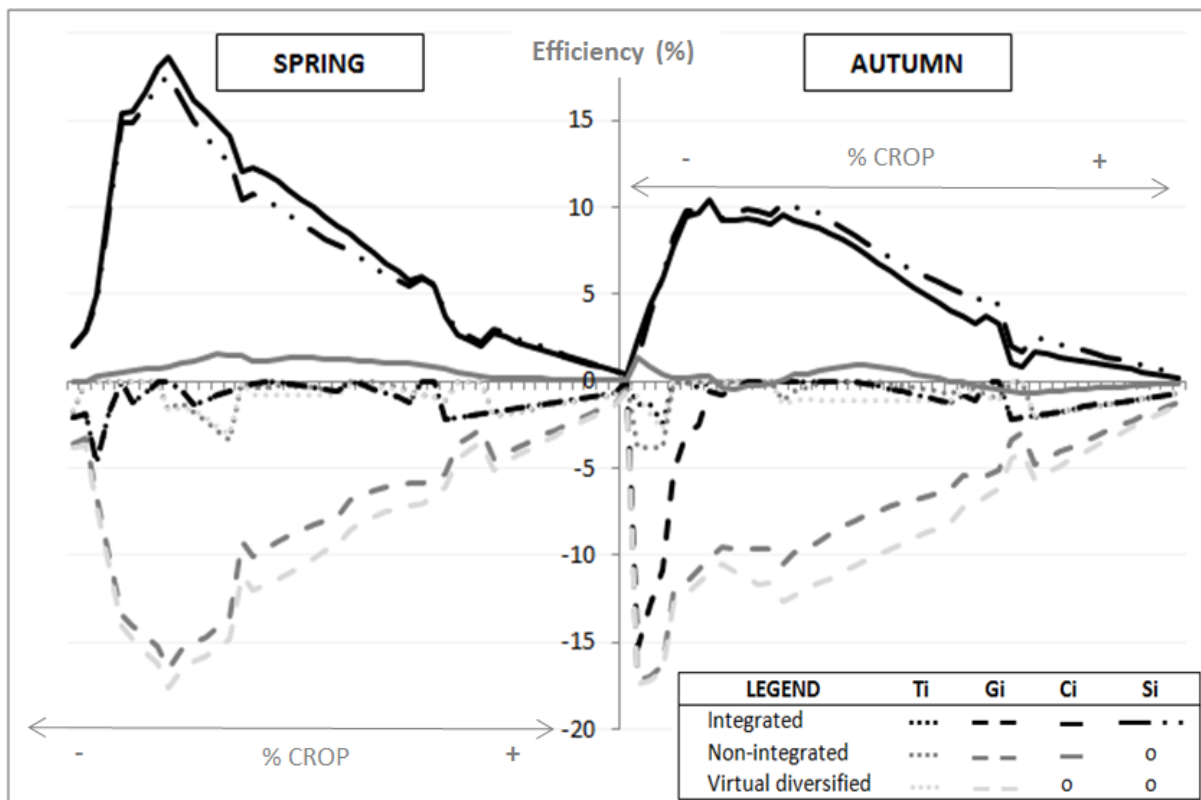


Figure III.2.2: Efficiency indexes results of integrated, non-integrated and virtual diversified farming systems charted by period of lambing (spring or autumn) and crop-livestock organization (% of crops). [Ti: intra-strategy efficiency (≤ 0); Gi: global efficiency (≤ 0); Ci: complementarity (≥ 0); Si: strategic efficiency (≥ 0)].

3.1. Intra-strategy efficiency

3.1.1. Description

The process of modelling estimated frontiers for each production strategy revealed intra-strategy inefficiency that doesn't exceed -5% (Figure III.2.2). For integrated and non-integrated systems, the mean intra-strategy inefficiency estimated across this sample was -0.8%, vs -0.9% for the virtual di-

versified system farms. In all three cases, the first quartile showed very little dispersion (between 0%–0.3%) in contrast to the last quartile where values fluctuated heavily between -1.3% and -4.8% (Figure III.2.3).

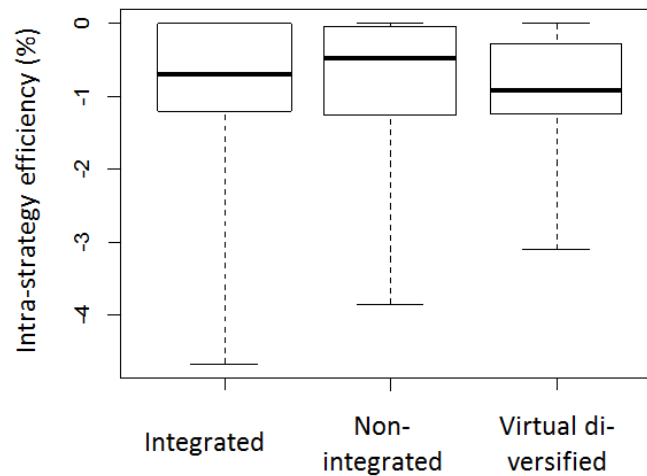


Figure III.2.3: Intra-strategy efficiency found in each production strategy (integrated, non-integrated, virtual diversified)

3.1.2. Identifying the determinants

A determinants analysis using linear regressions permits pinpointing the factors of variability in intra-strategy inefficiencies (Appendix III.2.1).

A. *Integrated farms*

In the case of integrated systems, seasonality doesn't permit explaining the variability observed because no statistically coherent model that integrates seasonality could be found. The main determinants of the observed variance are hectareage under grassland–cropland rotation and field-crop hectareage, both of which are factors that improve farm efficiency. Note, however, that these two factors are negatively correlated, as when crop cover fraction increases too strongly, it leaves too little grassland to run crop–livestock rotations which has the knock-on effect that the farm can no longer achieve its max efficiency gain potential via integrating and increasing the cropland subsystem share. A trade-off analysis has to be made.

Figure III.2.2 confirms that statistic observations. Indeed, the pointed black curb doesn't seem affected by seasonality and show that a compromise between low and high percentage of crops as to be done to reach a T_i near zero.

B. *Non-integrated farms*

An analysis of the determinants of efficiency under a “non-integrated system” strategy highlighted that increasing the land-use fraction allocated to field crops slightly handicaps efficiency whereas reliance on off-farm straw purchases increases efficiency, even more for autumn lambing than spring lambing (Appendix III.2.1). Given that straw purchases increase as cropland hectareage decreases,

these factors pull in the same direction, which indicates that a decrease in off-farm straw purchases as cropland hectareage increases does not outweigh the efficiency gains enabled by a low percentage of all-farm cropland. Efficiency also increased when farms distributed more concentrates per LU. Given that an increase in off-farm concentrate purchases ups the consumption of non-renewable energy, this finding indicates that feed-related energy consumption is not the major determinant of intra-strategy efficiency. For that matter, when a non-integrated farming system runs a lot of crops while having high straw purchases, its intra-strategy efficiency runs negative values. Those effects are however difficult to illustrate by the figure III.2.2.

C. Virtual diversified farms

In the case of virtual diversified systems, it emerged that increasing cropland percentage and off-farm straw purchases had a negative effect on efficiency regardless of lambing season strategy. The negative effect of increasing crop area becomes sharper as the system is more dependent on off-farm concentrates purchases per LU (Appendix III.2.1).

3.2. Complementarity index

3.2.1. Description

Integrated systems post a mean complementarity of +6.4% compared to virtual diversified systems, while +0.4% for the non-integrated systems. This much higher complementarity for integrated systems is clearly seen on figure III.2.2. A boxplot representation of the variation among those efficiency indexes highlights that the range of variance for integrated systems spans +0.2% to +18.6%, with half of the sample in the range +2% to +9.4% (Figure III.2.4). Regarding non-integrated systems, the range of variance is -0.7% to +1.6%, which indicates that the non-integrated systems do not always outperform the virtual diversified systems (Figure III.2.4). However, negative values were practically exclusively found in the first quartile of the sample.

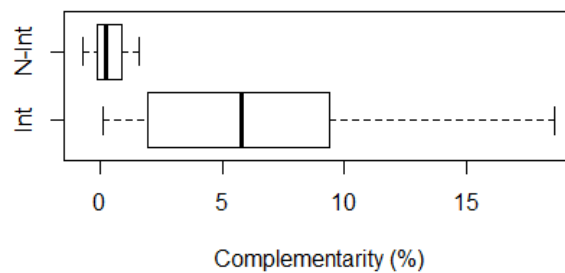


Figure III.2.4: Complementarity of integrated (Int) and non-integrated (N-Int) farming systems

3.2.2. Determinants analysis

A) *Integrated systems vs virtual diversified systems*

The variance in the complementarity index is explained by the inefficiency found in the integrated systems and in the percentage of farmland allocated to the crop subsystem (Appendix III.2.2). As

expected, when the inefficiency in integrated systems is higher, it decreases the level of complementarity. Increasing the percent of cropland erodes the ability of these systems to find complementarity benefits (see figure III.2.2). Even though increasing cropland percentage leads to less inefficiency in the integrated systems strategy and more inefficiency in the virtual diversified systems strategy, this results translates that the production frontiers of both strategies tend to converge as percentage cropland increases, thus eroding any integration-enabled efficiency gains.

B) *Non-integrated systems vs Virtual diversified systems*

Analysis of the determinants of variance in the complementarity index for non-integrated systems indicates the autumn-lambing systems generally perform less well than the virtual diversified systems (Appendix III.2.2). Furthermore, the presence of intra-strategy inefficiencies in the non-integrated systems positively affects the complementarity, but not when conducted with a high percentage of crops.

3.3. Strategic efficiency index: Integrated systems vs non-integrated systems

3.3.1 Description

The efficiency gains permitted by integration practices are evaluated by comparing integrated *versus* non-integrated systems efficiency through the estimation of the strategic efficiency index by running model (1). Taking the integrated systems as standpoint, crop–livestock integration enables an average +6.4% increase in strategic efficiency. The strategic efficiency index values are in the range +0.4% to +17.6%, which indicates that integrated systems prove more efficient than non-integrated systems whatever the variability existing in those strategies (Figure III.2.5). This result is well observed on figure 2, where the striped-black curb representing strategic efficiency of integrated systems reach high levels of efficiency.

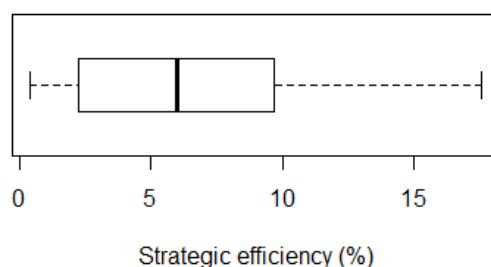


Figure III.2.5: Strategic efficiency from integrated farming systems point of view, translating energy efficiency gains tied to integration (%).

3.3.2 Determinants analysis

This margin of variation in the efficiency gains permitted in the integrated systems in comparison with the non-integrated systems is largely due to the inefficiency found in integrated systems (Appendix 2). When the intra-strategy inefficiency of integrated and non-integrated systems increases, the strategic efficiency decreases. The effect is lower when concerning non-integrated systems, particularly if the percentage of crops is high.

On figure III.2.2, it is well seen that the strategic efficiency is higher when the intra-strategy efficiency is higher, i.e. when a compromise between a high and a low percentage of crops is reached (see subsection 3.1.2.A).

3.4. Global efficiency index

When we turn to look at total aggregate energy inputs used to produce meat and crop outputs—i.e. without factoring in farm structure—the results reveal the same trend, i.e. with integrated systems posting much higher efficiency results. Indeed, with a mean global inefficiency score of -1.3% (Figure III.2.6), the integrated farming systems are the only systems capable of hitting the optimal efficiency, i.e. 0% inefficiency, indicating that the frontier is exclusively composed by integrated farming systems. The global inefficiency distribution of the remaining integrated systems presents almost the same curb-shape than that of their intra-strategy efficiency (Figure III.2.2). This result indicates that the consideration of structure only slightly influences the efficiency results, even more when spring lambing is conducted. The identification of the key determinants of the variation observed for the global inefficiency index among the integrated systems consolidates those observations: the global inefficiency is lower for spring lambing and systems that optimize the crop self-consumption practice (Appendix III.2.3).

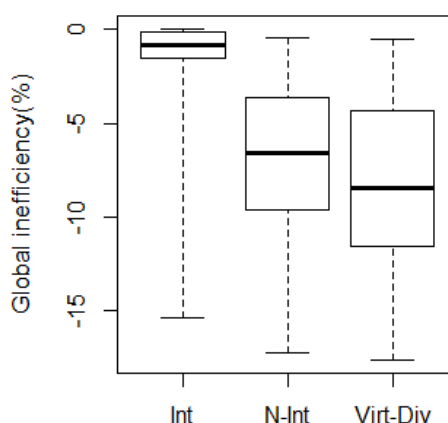


Figure III.2.6: Global inefficiency of integrated (Int), non-integrated (N-Int) and virtual diversified (Virt-Div) farming systems (%).

With regards to the diversified non-integrated systems, they demonstrate a mean global inefficiency of -7.3%, which puts them ahead of virtual diversified systems (-8.4%). For both these production strategies, efficiency variance is very high, with values ranging from -0.5% to -17.6% (Figure III.2.6). Lower inefficiencies are found when the percentage of crop increase (Appendix III.2.3). This result is confirmed by the curb-shapes taken on figure III.2.2. It has to be noted that when a low percentage of crops is conducted in the farming systems with autumn lambing, the global inefficiency is higher than when the structure is taken into account.

3.5. Integration and diversification-related efficiency profiles

Moving out from this analysis of variability in the efficiency indexes, it is also important to look at what the combined set of indexes tells us for each individual farm operation. This information permits identifying three efficiency profiles, indicating if farming systems are located among the best (profile 1), medium (profile 2) or worst (profile 3) efficiency profiles.

Regarding integrated farming systems, all the systems demonstrate positive complementarity and positive strategic efficiency (Table III.2.2). It means that the integrated farming strategy outperform the other-strategy systems (Profile 1).

Regarding the non-integrated farming systems, none of them fell under profile 1 (Table III.2.2). This result tells us that non-integrated systems never outperformed integrated systems and virtual diversified systems. However, 71% of the sample of non-integrated farming systems demonstrates positive complementarity and negative strategic efficiency (i.e. 66 farms). These values indicate that 71% of the non-integrated systems are less efficient than the integrated systems but still more efficient than the virtual diversified systems (profile 2). It has to be noted that cutting down intra-strategy inefficiency would not enable any of these farms to change profile. The last 29% of the sample concerns the non-integrated systems identified as the least efficient systems in the sample, i.e. with a negative strategic efficiency and a negative complementarity index value (profile 3, 27 farms). In this case, cutting down their intra-strategy inefficiency would enable them to step up to efficiency profile 2 (medium).

Note that global inefficiency is never cut down by eliminating intra-strategy inefficiencies. This result suggests that the problem effectively stems from the fact that there is a critical need to reallocate the inputs of production in order to hit the optimal efficiency level.

	Profile 1	Profile 2	Profile 3
<i>Description</i>			
Global inefficiency	= or < 0	< 0	< 0
Complementarity	> 0	> 0	< 0
Strategic efficiency	> 0	< 0	< 0
<i>Results—integrated systems</i>			
Number of farms	93	0	0
Due to intra-strategy inefficiency	/	0	0
<i>Results—non-integrated systems</i>			
Number of farms	0	66	27
Due to intra-strategy inefficiency	/	0	27

Table III.2.2: Breakdown of the efficiency profiles for integrated systems

4. Strengths, weaknesses and perspectives

The framework applied here to characterize and identify the key factors affecting levels of integration in mixed-crop livestock systems seems well appropriated for various reasons. First, given that this study was conducted with simulated data, we could draw the main trends in efficiency before

running this framework, i.e. we know we should identify integrated systems more efficient but we hadn't any idea of the level of this integration. Furthermore, it would have been difficult to make hypothesis about the effects of crop-livestock organization and seasonality on integration. In the sense that results confirm our expectations, we judge our framework consistent to measure efficiency trade-offs between farming system strategies. Second, this framework provides useful information for both policy makers and scientist as it deals with energy efficiency measurements that permits identifying the most efficient systems and factoring determinants of weak energy efficiency. Indeed, energy efficiency is a key indicator to factor given the national challenge to meet the objectives of European energy consumption reduction for 2020 (Ministère de l'Agriculture, 2009). Moreover, French agriculture yet has been identified vulnerable to energy costs, enhancing the national interest to identify energy efficient systems (Garnier, 2012).

However, the framework presents some limits too. First, using equivalent energy consumption for each input implies the use of energy coefficients from literature. However, for the same input, a large variability is seen between the coefficients found in the literature (Vigne et al., 2012). Coefficients have to be context-specific and updated to avoid bias of energy efficiency evaluation (Vigne et al., 2012). For cases where specific information is not available or when uncertainty remains, Blancard and Martin (2014) proposed a framework to take into account this uncertainty, by allowing a pessimistic and an optimistic energy efficiency evaluation. Second, as data envelopment analysis deals with relative measures of efficiency, results are highly dependent on the farming sample studied. Conclusions have thus to be drawn carefully if the sample studied isn't representative of farming systems encountered in the geographical area studied. In the same way, the presence of highly efficient outliers may affect the whole results, so that preliminary analysis has to be conducted before applying this framework to identify potential outliers.

We have some recommendations for future applications and developments of this framework. First, if the farm sample is consequent, more inputs should be specified in the linear programming models in order to identify the most efficient input-mix allocation (Blancard and Martin, 2014, Hoang and Rao, 2010). Second, we recommend coupling analysis of economic and environmental efficiency in order to understand in which way economic and environmental objectives could fit (Zhou and Ang, 2008). In line with this approach, we ask for analysis of the variability of the indexes proposed in the framework in front of economic and climatic hazards to identify the most resilient systems. We argue that, in that context, the non-integrated diversified systems studied here would post better results than virtual diversified systems in a more significant way. Third, we encourage the application of this framework on observed data.

5. Conclusion

This analytical framework based on computing farm-by-farm estimates of four efficiency indexes via production frontier modelling made it possible to (i) establish a set of efficiency profiles and then rank-class each farm, and (ii) to quantify and explain variations in the identified efficiency gains. It emerges that 100% of the integrated systems studied make more efficient use of non-renewable

energy than non-integrated systems (+6.4%) and virtual diversified systems (+6.4%) to produce meat and crops, and this despite a range of variance in each efficiency index.

A majority (71% of the sample) of the non-integrated systems were positioned at levels of efficiency falling between the integrated systems and the virtual diversified systems. However, the non-integrated systems showed weak mean complementarity (+0.4%), which translates the fact that the remaining 29% of farms in the subsample were positioned at lower levels of efficiency than the two other production strategies. This situation was explained by high intra-strategy inefficiency among non-integrated farming system, i.e. mainly systems with a high percentage of crops and autumn lambing.

We also studied a global efficiency index focused exclusively on capturing how efficiently non-renewable energy is used to produce meat and crop outputs, i.e. without taking fixed inputs into account (land and labour). This index permits confirming that integrated farming systems run better efficiency levels than non-integrated and virtual diversified systems. Indeed, in this study, fixed inputs have not a significant impact on efficiency results.

This application of the conceptual data envelopment analysis framework developed in Sneessens et al. (2014c) confirms its value as an analytical research instrument for the study of the efficiency gains permitted by crop-livestock interactions and organization. We advocate using this analytical framework on databases compiled from observed systems as a way to gain a better grasp of in-field contingencies. However, exploratory research combining observed-system analysis with simulated-system analysis appears equally valuable in order to explore and identify innovative farming systems that could enhance observed levels of complementarity. Furthermore, we encourage studies focusing on input-mix allocative efficiency in mixed crop-livestock systems and on joint economic-energy efficiency analysis to improve our knowledge about determinants of energy efficiency and ways to economically promote energy efficient farming systems. Bear in mind, however, that the efficiency values yielded by production frontier analysis are not absolute values but figures relative to the sample studied.

Acknowledgments

The authors are grateful for financial support from the French National Institute for Agricultural Research (INRA-Phase/SAE2) and the French Environment and Energy Management Agency (ADEME). Many thanks to Sergio Perelman for its helpful advices.

References

- ADEME 2010. Guide de la méthode Diaterre. Paris, France: ADEME.
- BELL, L. W. & MOORE, A. D. 2012. Integrated crop–livestock systems in Australian agriculture: Trends, drivers and implications. *Agricultural Systems*, 111, 1-12.

- BERRE, D., VAYSSIÈRES, J., BOUSSEMART, J.-P., LELEU, H., TILLARD, E. & LECOMTE, P. 2015. A methodology to explore the determinants of eco-efficiency by combining an agronomic whole-farm simulation model and efficient frontier. *Environmental Modelling & Software*, 71, 46-59.
- BLANCARD, S. & MARTIN, E. 2014. Energy efficiency measurement in agriculture with imprecise energy content information. *Energy Policy*, 66, 198-208.
- BOEGLIN, N. & VEUILLET, D. 2005. Introduction à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). ADEME.
- COELLI, T. & FLEMING, E. 2004. Diversification economies and specialisation efficiencies in a mixed food and coffee smallholder farming system in Papua New Guinea. *Agricultural Economics*, 31, 229-239.
- COELLI, T. & PERELMAN, S. 1999. A comparison of parametric and non-parametric distance functions: With application to European railways. *European Journal of Operational Research*, 117, 326-339.
- DARAI, C. & SIMAR, L. 2007. *Advanced robust and nonparametric methods in efficiency analysis: Methodology and applications*, Springer.
- FARRELL, M. J. 1957. The measurement of productive efficiency. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, 120, 253-290.
- GARNIER, C. 2012. Analyse économique de la dépendance de l'agriculture à l'énergie. Evaluation, analyse rétrospective depuis 1990, Scénarios d'évolution à 2020. *ADEME Report*, 86.
- GROSSKOPF, S., HAYES, K. & YAISAWARGN, S. 1992. Measuring economies of diversification: a frontier approach. *Journal of Business & Economic Statistics*, 10, 453-459.
- HOANG, V.-N. & RAO, D. S. P. 2010. Measuring and decomposing sustainable efficiency in agricultural production: A cumulative exergy balance approach. *Ecological Economics*, 69, 1765-1776.
- LEMAIRE, G., FRANZLUEBBERS, A., CARVALHO, P. C. D. F. & DEDIEU, B. 2014. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 4-8.
- MANYONG, V., OKIKE, I. & WILLIAMS, T. 2006. Effective dimensionality and factors affecting crop-livestock integration in West African savannas: a combination of principal component analysis and Tobit approaches. *Agricultural economics*, 35, 145-155.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE 2009. Plan de performance énergétique des exploitations agricoles 2009-2013, available online from: http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/plan_PPE.pdf.
- MORRISON PAUL, C. J. & NEHRING, R. 2005. Product diversification, production systems, and economic performance in U.S. agricultural production. *Journal of Econometrics*, 126, 525-548.
- SHEPHARD, R. W., GALE, D. & KUHN, H. W. 1970. *Theory of cost and production functions*, Princeton University Press Princeton.
- SNEESSENS, I., INGRAND, S., BENOIT, M. & BRUNSCHWIG, G. 2014c. Assessing the efficiency of mixed crop-livestock systems: a new framework. *Agronomy for Sustainable Development*, [Submitted].

- SNEESSENS, I., VEYSSET, P., BENOIT, M., LAMADON, A. & BRUNSCHWIG, G. 2014b. Sheep'n'Crop - an integrated whole-farm model to assess environmental and economic performances. *Agricultural Systems*, [Submitted].
- VEYSSET, P., LHERM, M., BEBIN, D. & ROULENC, M. 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 1-11.
- VIGNE, M., VAYSSIÈRES, J., LECOMTE, P. & PEYRAUD, J.-L. 2012. Evaluating the ability of current energy use assessment methods to study contrasting livestock production systems. *Journal of Environmental Management*, 112, 199-212.
- VILLANO, R., FLEMING, E. & FLEMING, P. 2010. Evidence of farm-level synergies in mixed-farming systems in the Australian Wheat-Sheep Zone. *Agricultural Systems*, 103, 146-152.
- WILKINS, R. J. 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 363, 517-25.
- WILSON, P. W. 2008. *FEAR*: A software package for frontier efficiency analysis with *R*. *Socio-economic planning sciences*, 42, 247-254.
- ZHOU, P. & ANG, B. W. 2008. Linear programming models for measuring economy-wide energy efficiency performance. *Energy Policy*, 36, 2911-2916.

PARTIE IV – DISCUSSION & PERSPECTIVES

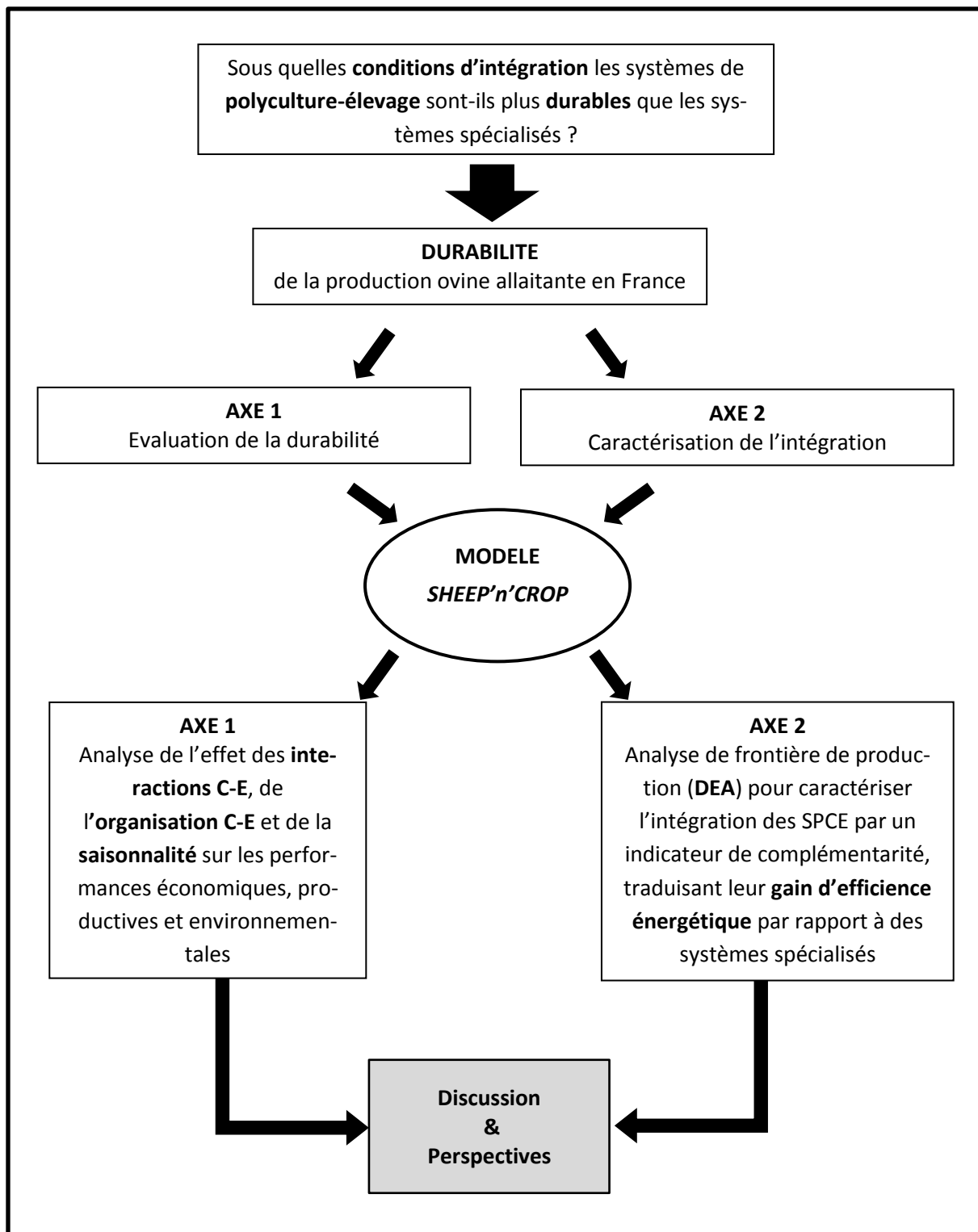


Figure IV : Représentation de la démarche de thèse – DISCUSSION & PERSPECTIVES

1. Rappel des objectifs de recherche

Ce travail de recherche a été mené pour répondre à des besoins d'amélioration de notre compréhension du fonctionnement des systèmes de polyculture-élevage afin d'identifier des pistes pour améliorer la durabilité des systèmes d'élevage ovins allaitants en France. Dans cet objectif, nous avons défini deux axes de recherche : l'un pour améliorer notre compréhension du lien entre durabilité et systèmes de polyculture-élevage ovin allaitant, et l'autre pour caractériser et quantifier la complémentarité des ateliers de culture et d'élevage. La mise en place de ce cadre d'analyse a nécessité la définition d'objectifs plus précis de quantification (Section 1.1), et des choix méthodologiques pour permettre ces quantifications (Section 1.2).

1.1. Objectifs de quantification

L'effet de l'intégration des ateliers de culture et d'élevage sur les performances économiques, productives et environnementales des systèmes de PCE est très peu quantifié et étudié à l'échelle de l'exploitation agricole. Dans l'objectif d'améliorer nos connaissances à ce sujet, nous nous sommes focalisés sur la production ovine allaitante et avons définis trois objectifs :

- Etudier l'effet des interactions et de l'organisation culture-élevage sur les performances économiques, productives et environnementales de systèmes de polyculture-élevage ovin allaitant, pour un type de reproduction donné (mise bas de printemps) (Chapitre II.1).
- Etudier l'effet des interactions culture-élevage et de la saisonnalité de la production ovine sur les performances économiques, productives et environnementales des systèmes de polyculture-élevage ovin allaitant, pour une organisation culture-élevage donnée (20% de cultures) (Chapitre II.2)
- Caractériser les systèmes de polyculture-élevage d'après leur gain d'efficacité énergétique – la complémentarité – permis par les interactions C-E, l'organisation C-E et la saisonnalité de la production ovine (Chapitre III.2).

1.2. Choix méthodologiques

L'atteinte des objectifs quantitatifs a bien entendu nécessité la mobilisation, le développement et l'articulation de plusieurs outils et méthodes :

- i. Création d'un modèle d'exploitation de polyculture-élevage ovin allaitant, articulant un module d'optimisation économique, un module d'évaluation des performances environnementales, et un module permettant la prise en compte des effets de différentes pratiques d'intégration (Chapitre II.1).

- ii. Création d'un cadre d'analyse pour caractériser les systèmes de polyculture-élevage d'après leur gain d'efficacité énergétique permis par les interactions C-E, l'organisation C-E et la saisonnalité de la production ovine (Chapitre III.1 et III.2).

1.3. Organisation de la discussion

Tout d'abord, l'adéquation de cette démarche de recherche pour améliorer notre compréhension des systèmes de polyculture-élevage et les perspectives d'amélioration de cette démarche sont discutés dans la section 2 de ce chapitre.

Ensuite, les résultats obtenus pour les deux axes de recherche sont discutés dans la section 3 en distinguant trois types d'effets : (3.1) l'effet des interactions C-E, (3.2) l'effet de l'organisation C-E et (3.2) l'effet de la saisonnalité de la production ovine sur les performances économiques, productives et environnementales.

Enfin, dans la section 4, les résultats sont discutés à l'intérieur de la démarche générale de la thèse et des perspectives de recherches complémentaires sont proposées.

2. Adéquation de la démarche de recherche avec nos objectifs

2.1. Utilisation de la modélisation pour générer des données *versus* utilisation de données observées

L'utilisation de données simulées pour étudier l'effet des interactions C-E et de l'organisation C-E sur les performances économiques, productives et environnementales plutôt que des données observées présente plusieurs avantages et inconvénients. Le principal avantage lié à la génération de données via la modélisation est que tout le processus de production est contrôlé (Rossing et al., 1997, Sterk et al., 2007), permettant ainsi d'isoler l'effet des interactions C-E et de l'organisation C-E à celui du contexte de production. De plus, pour tester et concevoir des systèmes, la modélisation est moins coûteuse que la mise en place de stations expérimentales. Néanmoins, il faut garder en tête que la modélisation ne permet d'avoir qu'une représentation simplifiée de la réalité (Minsky, 1965). Pour construire cette représentation simplifiée de la réalité, il est primordial d'avoir des données observées pour comprendre quels processus il est important de représenter. Par ailleurs, les données observées sont nécessaires pour paramétrer le modèle lors de sa construction. La phase de validation après construction du modèle est également cruciale. Elle nécessite la confrontation des résultats de simulation à des données observées pour vérifier si les mécanismes étudiés ont été correctement considérés dans le modèle. Une fois validé, le modèle peut alors être utilisé pour tester, par exemple, des pratiques agricoles innovantes ou observées dans des contextes pédoclimatiques différents tout en contrôlant l'environnement de simulation.

Les intérêts que la modélisation porte par rapport à des méthodes basées sur l'analyse de bases de données ont été clairement mis en avant au cours des analyses effectuées à l'échelle de l'atelier de production (Chapitre II.1 et II.2), et à l'échelle de l'exploitation agricole (Chapitre III.2). En ce qui

concerne l'échelle de l'atelier de production, dans le chapitre II.1., nous avons conservé le nombre de travailleurs, la gestion de la reproduction du troupeau et les contextes pédoclimatiques et économiques identiques pour nos simulations afin d'identifier les effets des interactions C-E et de l'organisation C-E sur la gestion de l'exploitation et sur ses performances. Dans le chapitre II.2, nous avons effectué le même exercice sur des exploitations agricoles avec une gestion de la reproduction du troupeau différente pour étudier l'effet de la saisonnalité de la reproduction et des interactions C-E sur ces exploitations à structure (surface totale et nombre de travailleurs), organisation C-E et contextes pédoclimatiques et économiques équivalents. Dans ces deux analyses, la maîtrise de l'environnement de simulation permise par la modélisation nous a permis de s'abstraire d'une part de complexité d'interprétation des résultats et d'ainsi dégager les variations de performances économiques, productives et environnementales dues exclusivement aux interactions C-E, à l'organisation C-E et à la saisonnalité de production. Ensuite, nous avons pu identifier les responsabilités de chaque pratique agricole concernant l'évolution de ces performances. Suite à ces analyses où l'interprétation des résultats fut complexe malgré l'environnement de production maîtrisé, nous confirmons notre hypothèse initiale selon laquelle le recours à la modélisation présente des avantages pour explorer et comprendre les effets des interactions culture-élevage, sous conditions bien entendu que le modèle ait été validé pour représenter une gamme de systèmes sur lesquels sont testés les interactions.

En ce qui concerne les analyses d'efficience effectuées à l'échelle de l'exploitation agricole (Chapitre III.2), bien que la méthodologie ait été testée sur des données simulées, son application sur des données observées est également adaptée. Ce cadre d'analyse a d'ailleurs été développé en vue d'avoir une méthodologie robuste pour comparer les systèmes diversifiés (intégrés ou non) et les systèmes spécialisés observés (voir discussion de la méthode, section 3.4). Cependant, dans notre cas, n'ayant pas à notre disposition une base de données assez grande et à la fois homogène et hétérogène pour réaliser notre analyse, nous avons préféré utilisé des données simulées via le modèle *Sheep'n'Crop*. Ces deux éléments constituent d'ailleurs une limite pour l'application de ce cadre d'analyse. En ce qui concerne la taille de la base de données, un nombre trop faible d'exploitations agricoles ne permet pas de les discriminer selon leur efficience. En ce qui concerne les problèmes d'homogénéité et d'hétérogénéité, la base de données à disposition concernait des exploitations agricoles conduites dans des contextes pédoclimatiques pas assez homogènes et avec un organisation C-E pas assez hétérogènes pour mener une analyse aboutissant à des résultats intéressants en regard de notre question de recherche. C'est la raison pour laquelle nous nous sommes tournés vers la modélisation, permettant de représenter cette diversité de systèmes.

A noter également que la modélisation ouvre un champ de recherche important, et donc de nombreuses perspectives d'analyses pour améliorer nos connaissances sur les systèmes de polyculture-élevage. En effet, la modélisation peut non seulement être utilisée, comme nous l'avons fait, pour étudier de façon ex-ante l'effet de l'adoption de certaines pratiques agricoles sur les performances de l'exploitation agricole dans un contexte donné, mais elle peut également être utilisée comme support de discussion pour identifier le système correspondant au meilleur compromis entre objec-

tifs de performances (Groot et al., 2007), pour concevoir et tester des systèmes innovants avec une approche participative ou non (Sterk et al., 2007, Ryschawy et al., 2014), pour étudier la résilience des systèmes agricoles face à des aléas climatiques et économiques (Mosnier et al., 2009), et pour définir des politiques publiques permettant d'inciter l'adoption des systèmes agricoles identifiés durables (Louhichi et al., 2010).

2.2. Méthode d'analyse des performances économiques, productives et environnementales

Pour étudier les performances économiques, productives et environnementales des systèmes agricoles, le modèle *Sheep'n'Crop* a été construit afin d'intégrer un module d'optimisation économique, un module « interactions culture-élevage » et un module d'estimation des performances environnementales. La présence de ces trois modules au sein d'un modèle d'exploitation agricole en élevage ovin allaitant constitue le principal avantage de *Sheep'n'Crop* pour étudier les effets d'interactions C-E et d'organisations C-E contrastées. En ce qui concerne l'optimisation économique, *Sheep'n'Crop* a été utilisé de façon à optimiser la taille du troupeau face à des contraintes d'utilisation de la terre pour maximiser la marge brute. Généralement, la quantité de cultures dans l'assolement est une variable optimisée dans les modèles bioéconomiques d'élevage (Veysset et al., 2005, Garcia et al., 2005), mais cette méthode n'est pas appropriée dans notre cas étant donné que nous voulions avoir la main mise sur l'organisation C-E des systèmes générés.

En ce qui concerne le module « interactions culture-élevage », *Sheep'n'Crop* permet de considérer l'effet des interactions au niveau du matériel, des bâtiments, de l'alimentation, de la fertilisation et des produits phytosanitaires. Le travail est influencé par l'organisation C-E, mais pas par les pratiques d'intégration. On retrouve ces éléments dans quelques modèles (Morrison et al., 1986, Kingwell and Pannell, 1987). D'autres considèrent l'effet de l'intégration ni sur le matériel ni sur les produits phytosanitaires (Parsons et al., 2011e, Bos and Van de Ven, 1999), uniquement sur l'alimentation et la fertilisation (Chardon et al., 2012), ou les bâtiments/matériels et l'alimentation (Veysset et al., 2005). Le nombre de modèles permettant de considérer toutes ces interactions en même temps est donc très limité (Bell and Moore, 2012), c'est pourquoi nous avons développé *Sheep'n'Crop* sur base de la littérature grise. En effet, il existe peu de littérature scientifique pour paramétrer les effets des interactions culture-élevage sur les différents postes de consommation de l'exploitation agricole.

En ce qui concerne le module environnemental, *Sheep'n'Crop* intègre la méthode d'analyse de cycle de vie Diaterre®, permettant l'estimation de la consommation d'énergie non-renouvelable (MJ) et des émissions de gaz-à-effet-de-serre (eqCO₂) liés au processus de production (ADEME, 2010). Ce couplage entre modélisation technico-économique et analyse de cycle de vie a déjà été largement exploité dans la littérature en ce qui concerne la production bovine (Crosson et al., 2011, Veysset et al., 2010). En ce qui concerne la production ovine, ce type de couplage est plus rare (Benoit and Laignel, 2010, Benoit and Dakpo, 2012). De plus, à notre connaissance, ce couplage entre modélisation et analyse de cycle de vie dans un modèle permettant de représenter différents niveaux d'interactions entre culture et élevage n'avait pas encore été exploité avant *Sheep'n'Crop* (Morrison et al., 1986, Parsons et al., 2011a). *Sheep'n'Crop* intègre également une analyse de bilan azoté

(Simon and Le Corre, 1992), mais de manière moins détaillée que d'autres modèles de polyculture-élevage se focalisant exclusivement sur cet indicateur (Chardon et al., 2012).

En regard de ces éléments, nous jugeons que *Sheep'n'Crop* combine de façon originale et adéquate des fonctionnalités variées pour répondre au mieux à notre question de recherche. Nous mettons néanmoins en avant la nécessité d'avoir davantage d'informations quantifiées sur les effets d'interactions entre les ateliers culture et élevage afin d'augmenter le type d'interactions représentées et d'en améliorer le paramétrage. Par ailleurs, il est à préciser que ce modèle nous permet d'évaluer uniquement quelques indicateurs de durabilité et non la durabilité des systèmes en tant que telle. Pour cela, davantage d'indicateurs devraient être intégrés, notamment au niveau du pilier social.

2.3. Méthode de caractérisation de l'intégration à l'échelle de l'exploitation agricole

2.3.1. Choix de la méthode frontière de production

Le principal avantage de la méthode de frontière de production pour comparer les systèmes de PCE aux systèmes spécialisés est que cette comparaison est réalisée à l'échelle de l'exploitation agricole, permettant d'avoir une valeur de perte ou gain d'efficacité liée à une stratégie de production par rapport à une autre. En effet, les méthodes d'évaluation des effets de l'intégration se focalisent généralement sur des indicateurs à l'échelle de processus biophysiques ou de postes de consommation, ne permettant alors pas de capter l'effet de ces interactions à l'échelle de l'exploitation agricole ou bien impliquant la difficulté de jongler avec de nombreux indicateurs évalués à des échelles différentes (Manyong et al., 2006, Stark et al., 2010). A noter qu'une autre méthode pour quantifier l'intégration des ateliers de culture et d'élevage au sein d'une exploitation de PCE a été développée par Rufino et al. (2009). Cette méthode s'inspire des analyses de réseau pour étudier les flux de nutriments azotés entre sous-composants d'une exploitation agricole. Rufino et al. (2009) définissent alors l'intégration à l'échelle de l'exploitation agricole comme étant la quantité d'intrants qui a pu être recyclée à l'intérieur d'un système. Bien que très intéressante, cette méthode présente néanmoins le gros désavantage de nécessiter beaucoup de données très détaillées et de mener cette analyse très fine exploitation par exploitation. Il est donc difficile de travailler avec cette méthode sur de gros échantillons. La méthode de frontière de production, quant-à-elle, est bien adaptée pour travailler avec de gros échantillons, et peut être appliquée même si peu d'informations sont disponibles sur le processus de production interne. A noter tout de même que la méthode de frontière de production ne peut pas être appliquée lorsque l'échantillon est trop petit (voir Section 2.1).

2.3.2. Choix d'une approche non-paramétrique

Au sein des méthodes de frontières de production, nous avons opté pour une approche non-paramétrique, c'est-à-dire que contrairement aux méthodes paramétriques, elle n'impose pas de fonction de production mais uniquement des propriétés sur la forme fonctionnelle de la frontière de production à évaluer (Coelli and Perelman, 1999). Cette approche a l'avantage d'estimer des valeurs d'efficacité pour chaque exploitation de l'échantillon alors qu'elle ne donnerait que des tendances

de gains d'efficacité entre les différentes stratégies de production si nous avons adopté une méthode paramétrique (Villano et al., 2010). A noter cependant que l'approche non-paramétrique présente l'inconvénient d'avoir une vitesse de convergence plus faible que l'approche paramétrique. Plus concrètement, cela signifie que pour une taille d'échantillon donnée, moins de variables sont autorisées dans l'approche non-paramétrique pour définir la forme fonctionnelle renforçant ainsi les problèmes de taille d'échantillon pour réaliser des frontières de production robuste (Daraio and Simar, 2007).

2.3.3. Choix d'un couplage ACV - DEA

Réaliser une analyse de frontière de production avec des données relatives à la consommation d'énergie non-renouvelable d'exploitations agricoles pour produire des outputs physiques n'est pas une nouveauté (Zhou P., 2008). Ce type de couplage est d'ailleurs encouragé étant donné nos besoins de réduction de consommation d'énergie non-renouvelable suite aux engagements pris par l'union européenne (Ministère de l'Agriculture, 2009). Cependant, les études couplant analyse de cycle de vie (ACV) et analyse de frontière de production se focalisent généralement sur l'étude des composants de l'efficacité énergétique tels que l'efficacité technique, l'efficacité allocative et l'efficacité d'échelle (Houshyar et al., 2010, Blancard and Martin, 2014, Mousavi-Avval et al., 2011). Bien que l'étude de ces composantes de l'efficacité soit intéressante, nous avons jugé nécessaire de compléter ce type d'analyse en développant un cadre spécifique pour étudier les effets des interactions C-E et de l'organisation C-E sur l'efficacité énergétique. En ce sens, la méthodologie que nous proposons constitue une nouveauté et dresse des perspectives intéressantes pour la caractérisation des systèmes de polyculture-élevage.

3. Discussion des résultats

Nous avons regroupé tous les résultats obtenus en trois sections, permettant ainsi de distinguer les effets liés aux interactions C-E (Section 3.1), les effets liés à l'organisation C-E (Section 3.2) et les effets liés à la saisonnalité de la production ovine (Section 3.3).

3.1. Effets des interactions culture-élevage

Les résultats obtenus dans les chapitres II.1, II.2 et II.2 nous indiquent que les interactions C-E ont toujours un effet bénéfique sur les performances étudiées (Tableau IV.1).

3.1.1. Des performances environnementales en faveur de l'intégration ?

En ce qui concerne l'amélioration des performances environnementales, les résultats obtenus sont cohérents avec ceux décrits dans la littérature. Pour la consommation d'énergie non-renouvelable, nous avons observé une meilleure efficacité des systèmes intégrés par rapport aux systèmes diversifiés fictifs à l'échelle de l'atelier de production et à l'échelle de l'exploitation agricole (Tableau IV.1). Ce résultat est conforté par Benoit and Laignel (2010) qui ont démontré qu'une diversification avec intégration des ateliers permettait d'avoir de meilleurs résultats que les systèmes spécialisés (augmentation de l'efficacité énergétique de 0.42 à 0.93). Cependant, nous observons également une

légère augmentation de l'efficacité de +0.4% lors d'une diversification des systèmes sans intégration alors que pour cette même situation, l'efficacité diminue de 0.42 à 0.36 dans le cas de l'analyse de Benoit and Laignel (2010) (Tableau IV.1). Nous expliquons cette différence par le fait que Benoit and Laignel (2010) effectuent leur comparaison par rapport à des systèmes spécialisés dont la taille de l'atelier de production ovin est plus élevée que celle de l'atelier ovin dans les systèmes diversifiés, ne permettant alors pas de capter l'effet des économies de gammes seules mais plutôt l'effet combiné de déséconomies d'échelles et d'économies de gamme dans les systèmes diversifiés (Dupraz and Vermeersch, 1997).

Effets INTERACTIONS	Chapitre II.1	Chapitre II.2	Chapitre III.2	
<u>Caractéristiques</u>				
Saison de mise-bas	Ptps	Aut	Ptps/Aut	Ptps/Aut
% cultures	20 à 80%	20%	±2 à ±98%	±2 à ±98%
Type comparaison	INT vs DIV-FICT	INT vs DIV-FICT	INT vs DIV-FICT	N-INT vs DIV-FICT
<u>Résultats</u>				
▪ A l'échelle de l'EA				
Résultat courant (€/UTH)	+8,7%	+ 9%	/	/
Bilan N (kg N/ha)	-36%	-49%	/	/
Gain efficacité MJ (%)	/	/	+6,4%	+ 0,4%
▪ A l'échelle de l'atelier animal				
kg carcasse/ha mobilisé	+4,4%	+6%	/	/
eqMJ/kg carcasse	-3%	-8%	/	/
eqCO ₂ /kg carcasse	-7%	-5%	/	/
▪ A l'échelle de l'atelier cultural				
kg prot vég/ha mobilisé	+2,9%	-8%	/	/
eqMJ/ kg prot végétales	-10%	-10%	/	/
eqCO ₂ / kg prot végétales	-15%	-11%	/	/

Tableau IV.1 : Effets des interactions culture-élevage sur les performances économiques, productives et environnementales des systèmes agricoles

(Ptps : printemps ; Aut : Automne ; UTH : Unité de Travail Humain ; EA : Exploitation Agricole ; INT : systèmes diversifiés intégrés ; N-INT : systèmes diversifiés non-intégrés ; DIV-FICT : systèmes diversifiés fictifs).

Pour les émissions de gaz-à-effet de serre et la balance azotée, les résultats obtenus sont en faveur de l'intégration (Tableau IV.1) et sont cohérents avec de nombreux résultats répertoriés dans la littérature (Russelle et al., 2007, Wilkins, 2008, Soussana and Lemaire, 2014). Cependant, il est à noter que ces études ont surtout répertorié les effets bénéfiques des interactions C-E sur ces impacts environnementaux à l'échelle de processus biophysiques, tel que le couplage des cycles de l'azote et du carbone dans le sol, pour ensuite établir des conclusions à l'échelle de l'exploitation agricole. Quelques études menées à l'échelle de l'exploitation agricole montrent quant à elles des résultats moins convaincants sur l'intérêt de l'intégration pour améliorer ces performances. Tout d'abord, une étude menée sur des données observées concernant l'élevage bovin montre que les systèmes spécialisés obtiennent de meilleurs résultats que les systèmes intégrés ou non-intégrés sur ces indicateurs environnementaux (Veysset et al., 2014) (Charolais, France). Ensuite, concernant la balance azotée,

Ryschawy et al. (2012) montrent à nouveau que les systèmes de polyculture-élevage bovin-lait ne sont pas nécessairement classés les meilleurs lorsqu'on les compare à des systèmes spécialisés (coteaux de Gascogne, France). Nous attribuons cette différence de résultats à trois principaux facteurs : (i) échelles de production différentes entre systèmes comparés, (ii) non-optimisation de l'intégration, (iii) l'existence de facteurs techniques (compétences), pédoclimatiques, économiques et surtout sociaux (charge et organisation du travail) non pris en compte dans la modélisation empêchant la réalisation des résultats simulés.

Ainsi, malgré des résultats en faveur de l'intégration pour améliorer les performances environnementales, un approfondissement de nos connaissances sur les effets des économies d'échelle, du type d'interactions C-E et de facteurs techniques/pédoclimatiques/socio-économiques sur les performances environnementales sont donc nécessaires pour pouvoir tirer des conclusions robustes sur l'intérêt de l'intégration.

3.1.2. Des performances productives en faveur de l'intégration ?

Nos analyses montrent que les productivités animale et végétale sont toujours améliorées par les interactions C-E, à l'exception de la productivité végétale lorsqu'un système intégré avec mise-bas d'automne est conduit (Tableau IV.1). Cependant, nous avons vu que ce dernier résultat était uniquement lié à une modification des ratios des cultures vendues et non à une modification de la productivité en tant que telle. De plus, une méta-analyse de Bell et al. (2014) démontre que l'introduction de prairies dans les rotations permet d'augmenter les rendements, confortant leurs propres conclusions sur l'effet positif de l'introduction de prairies dans les rotations sur la productivité. Dans nos simulations, nous n'avons pas pris en compte les effets de l'introduction des prairies dans les rotations sur les rendements, sous-estimant donc les effets bénéfiques de l'intégration sur la productivité. Nous jugeons donc que l'intégration culture-élevage offre un réel potentiel pour augmenter la productivité des systèmes et nous recommandons d'approfondir nos résultats en regardant par exemple l'effet de l'intensification de l'atelier animal et de la complexification des rotations culturales (avec prise en compte des effets sur les rendements) sur les bénéfices productifs octroyés par l'intégration culture-élevage.

3.1.3. Des performances économiques en faveur de l'intégration ?

En ce qui concerne les performances économiques, c'est-à-dire le résultat courant par travailleur, nos résultats montrent que l'intégration est toujours plus rentable que lorsque les ateliers de production fonctionnent comme deux entités séparées, que ce soit pour un système avec mise bas de printemps (+8.7%) ou d'automne (+9%) (Tableau IV.1).

Ce résultat est quelque peu différent de ceux obtenus à partir d'études sur systèmes observés, où les systèmes spécialisés sont identifiés plus rentables que les systèmes diversifiés (Veysset et al., 2014) (France). Ryschawy et al. (2012) montrent également que les systèmes de polyculture-élevage n'ont jamais les meilleurs résultats (France). En revanche, Bell et al. (2014) démontrent via une revue de la littérature en Australie que l'intégration peut permettre une augmentation du profit jusqu'à 60%.

Morrison et al. (1986) avaient d'ailleurs déjà pointé l'intérêt économique que procurait l'intégration dans un contexte Australien.

Plusieurs éléments peuvent expliquer cette divergence des résultats. Tout d'abord, les contextes de production français et australiens sont différents. On observe d'ailleurs une tendance à la spécialisation en Europe (Peyraud et al., 2014) alors qu'en Australie la plupart des systèmes sont diversifiés (Bell et al., 2014). Les conclusions obtenues dans la littérature sont donc en accord avec ces processus de spécialisation en Europe, et de diversification en Australie. Etant donné que nous nous situons dans un contexte européen, il reste donc à expliquer pourquoi nous obtenons des résultats favorables pour l'intégration. Nous soutenons deux hypothèses. Premièrement, nous pensons que les meilleurs résultats économiques obtenus pour les systèmes intégrés dans nos simulations peuvent être liés à la non prise en compte des économies d'échelle potentielles dans les systèmes spécialisés, appelés diversifiés fictifs dans le cas de nos simulations (Dupraz and Vermersch, 1997). En effet, étant donné que la comparaison de l'intégration et de la spécialisation s'est basée sur la comparaison de systèmes diversifiés intégrés et de systèmes diversifiés fictifs avec des tailles d'ateliers identiques, nous n'avons pas pris en compte le fait que les systèmes diversifiés fictifs, fonctionnant comme deux exploitations spécialisées additionnées, pouvaient profiter d'économie d'échelle à priori plus élevées que les systèmes diversifiés intégrés (Dupraz and Vermersch, 1997). Deuxièmement, les systèmes diversifiés observés peuvent ne pas optimiser les interactions entre ateliers de production et ainsi ne pas dégager d'économies de gamme (Hacker et al., 2009). Cette hypothèse est d'ailleurs confortée par l'analyse effectuée par Ryschawy et al. (2014) où l'optimisation de l'autonomie à travers l'intégration culture-élevage permet une augmentation du revenu de 8,9%. La non-optimisation de ces interactions alors qu'elles apportent des économies de gamme peut par exemple être due à des contraintes de travail, un facteur de production largement affecté par l'intégration (Lemaire et al., 2014).

3.2. Effets de l'organisation culture-élevage

3.2.1. Quelle organisation culture-élevage pour des systèmes productifs ?

Nos résultats montrent qu'une augmentation de la part de cultures augmente la productivité de l'atelier animal (+32% de façon croissante entre 20% et 80% de cultures), tandis qu'aucun effet significatif n'est observé concernant l'atelier culturel (Tableau IV.2). La productivité animale est améliorée car le chargement à l'hectare est intensifié et les animaux sont davantage nourris aux céréales, nécessitant relativement moins d'hectares qu'avec les prairies. L'intensification de l'atelier animal peut pourtant exister pour n'importe quelle organisation C-E. Ce résultat est le fruit des contraintes employées pour conduire nos simulations : optimiser la marge brute sans dépasser deux UTH. Etant donné que le nombre d'UTH est largement conditionné par la taille du troupeau ovin, lorsque le pourcentage de cultures est faible, la taille du troupeau ovin augmente mais est très vite contrainte par la charge de travail. Dans le cas inverse, lorsque le pourcentage de cultures est élevé, la contrainte travail est moins rapidement saturée et le chargement par hectare de prairie augmente davantage, intensifiant le système de production. Nous encourageons d'approfondir ce lien entre con-

trainte travail et intensification de la production pour définir l'organisation C-E optimale pour un système agricole donné.

3.2.2. Des effets contrastés de l'organisation culture-élevage sur les performances environnementales?

En ce qui concerne les résultats environnementaux, n'ayant pas de littérature scientifique à disposition pour critiquer les résultats, nous discutons ici nos résultats d'après notre expertise technique. Ainsi, l'augmentation du pourcentage de cultures dans l'exploitation a (i) un impact négatif sur le bilan azoté et la consommation d'énergie non-renouvelable pour l'atelier animal, (ii) un impact positif sur les émissions de gaz-à-effet-de-serre pour l'atelier animal et (iii) pas d'impact significatif pour les autres indicateurs environnementaux étant donné leur fluctuation entre 20% et 80% de cultures (Tableau IV.2).

Effets ORGANISATION CULTURE- ELEVAGE		Chapitre II.1	
<u>Caractéristiques</u>			
Saison de mise-bas		Printemps	
% cultures		20 à 80%	
Type de comparaison	Ecart début-fin	Tendance	
<u>Résultats</u>			
▪ A l'échelle de l'EA			
Résultat courant €/UTH	+65%	↗	
Bilan N (kg N/ha)	+57,1	↗	
▪ A l'échelle de l'atelier animal			
kg carcasse/ha mobilisé	+32%	↗	
eqMJ/kg carcasse	+33%	↗	
eqCO ₂ /kg carcasse	-8%	↘	
▪ A l'échelle de l'atelier cultural			
kg protéines végétales/ha mobilisé	+1%	〰	
eqMJ/ kg protéines végétales	+7%	〰	
eqCO ₂ / kg protéines végétales	-4%	〰	

Tableau IV.2 : Effet de l'organisation culture-élevage sur les performances économiques, productives et environnementales des systèmes intégrés.

↗ : croissante; ↘ : décroissante; 〰 : pas de tendance observée ; EA : Exploitation Agricole ; UTH : Unité de Travail Humain).

En ce qui concerne la consommation d'énergie non-renouvelable, l'augmentation du pourcentage de culture implique une augmentation de la consommation d'énergie non-renouvelable par kilo de carcasse produit de 33% entre les systèmes intégrés avec 20% et 80% de cultures, avec une tendance d'évolution croissante (Tableau IV.2). Nous relierons ce résultat à l'intensification croissante de la production ovine et de la gestion de l'alimentation du troupeau (plus d'agneaux produits par hectare

avec plus de concentrés utilisés). De plus, à niveau de production égal, l'étude des gains d'efficacité énergétique nous indique que l'augmentation du pourcentage de culture diminue également la capacité des systèmes intégrés à dégager de la complémentarité entre leurs ateliers de production (Figure IV.1). Cependant, on constate que lorsqu'il y a moins de 20% de cultures, le gain d'efficacité énergétique baisse très vite aussi. A noter que lorsque les systèmes sont diversifiés mais non-intégrés, la part de culture ne semble pas influencer significativement les résultats d'efficacité (Figure IV.1).

En ce qui concerne le bilan azoté, l'augmentation de la part de culture dans l'assolement augmente fortement les besoins en fertilisants azotés, expliquant un bilan azoté plus mauvais pour ces exploitations (+57.1 kg N/ha). Ce résultat nous indique que les références utilisées ne transmettent pas une fertilisation azotée raisonnée. En ce qui concerne l'effet de l'organisation C-E sur les émissions de gaz-à-effet-de-serre, il peut paraître étonnant que l'effet observé n'aille pas dans le même sens que pour la consommation d'énergie non-renouvelable, vu que ces deux indicateurs sont normalement très liés. La raison de ce résultat paradoxal est que beaucoup moins de fumier est stocké et épandu lorsque la part de cultures augmente. Or, les émissions liées à ces pratiques ont un impact plus fort que les émissions liées à l'alimentation, expliquant donc l'effet positif de l'augmentation de la part de cultures sur les quantités de gaz-à-effet-de-serre émises (-8% entre 20% et 80% de cultures), et non sur les quantités d'énergie non-renouvelables consommées (Tableau IV.2).

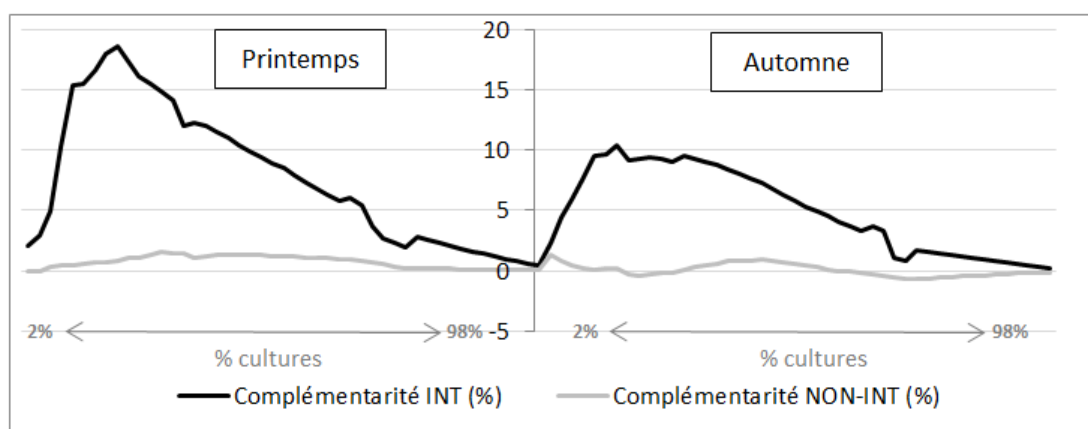


Figure IV.1 : Effet de l'organisation culture-élevage sur la capacité des systèmes intégrés (INT) et non-intégrés (NON-INT) à dégager des gains d'efficacité énergétique, c'est-à-dire de la complémentarité (%).

3.2.3. Un pourcentage de cultures élevé pour des performances économiques élevées?

En ce qui concerne les performances économiques, les résultats issus de nos simulations montrent que lorsque le pourcentage de cultures augmente, le résultat courant par travailleur augmente de +65% de façon constante entre les systèmes avec 20% et 80% de cultures (Tableau IV.2). Ce résultat est également observé dans les deux sources bibliographiques recensées qui étudient l'effet d'un pourcentage de cultures croissant sur l'intérêt de l'intégration culture-élevage ovin en Australie par rapport à des systèmes diversifiés sans interactions (Morrison et al., 1986, Kingwell and Pannell, 1987). Cependant, ces deux études montrent que l'augmentation des performances économiques avec le pourcentage de cultures atteint un seuil, de 65% pour Kingwell and Pannell (1987) ou de 80%

pour Morrison et al. (1986), à partir duquel les performances économiques diminuent à nouveau. Morrison et al. (1986) montrent néanmoins que si les interactions culture-élevage ne sont pas prises en compte ou bien si la terre est considérée très fertile, ce seuil n'est jamais atteint. Dans notre cas, nous avons vu que ce seuil n'était jamais atteint. Cette situation peut être donc due à (i) une considération trop limitée des possibilités d'économies de gamme liées à l'intégration dans *Sheep'n'Crop*, (ii) à un contexte économique différent que celui des analyses citées, ou/et (iii) à la considération d'un contexte pédoclimatique favorable aux cultures. Nous pensons que les deux dernières raisons sont majoritairement responsables de ce résultat, étant donné qu'on observe dans la région une tendance à la spécialisation des systèmes (100% culture). A noter cependant que la première raison est peut-être tout à fait valable. Néanmoins, à ne pas oublier que des systèmes très intégrés sont moins facilement adoptés par les agriculteurs pour d'autres raisons, telles que la disponibilité de la main d'œuvre, la charge ou la complexité du travail (Lemaire et al., 2014).

3.3. Effet de la saisonnalité

A nouveau, n'ayant pas de littérature scientifique à disposition pour y comparer nos résultats, nous discutons dans cette partie les résultats obtenus par rapport à nos hypothèses et notre expertise technique. Nous avons émis les hypothèses dans le chapitre I.1 que (i) la saisonnalité de la production ovine affectait l'adéquation de la disponibilité des ressources avec les besoins alimentaires, et donc les performances de l'atelier ovin, et que, par conséquent, (ii) les interactions culture-élevage devaient être particulièrement adaptées pour les systèmes d'automne, très dépendants aux concentrés et aux fourrages stockés.

En ce qui concerne la première hypothèse, l'effet de la saisonnalité de la production ovine sur l'adéquation ressources-besoins alimentaires ainsi que sur les performances a bien été relevé dans le chapitre II.2. Ainsi, il a été observé qu'un système avec mise-bas d'automne est moins performant qu'un système de printemps sur les critères suivants : le revenu par travailleur (-6%), la productivité animale (-13%), la consommation d'énergie non-renouvelable (+8%) et les émissions de gaz-à-effets de serre (+17%) pour l'atelier ovin (Tableau IV.3). Ces résultats sont cohérents avec notre hypothèse de base qui stipule qu'une meilleure adéquation des ressources et de besoins alimentaires permet d'améliorer les performances de l'atelier ovin. A noter cependant que pour le dernier indicateur environnemental, la balance azotée, le système d'automne est plus performant que le système de printemps (-13% de kg N/ha). Ce résultat est cohérent car davantage de fumier est produit dans le système d'automne, permettant de réduire les achats en fertilisants azotés.

En ce qui concerne la seconde hypothèse, la plus forte dépendance des systèmes d'automne aux fourrages stockés a été confirmée dans nos simulations (Chapitre II.2). Cependant, étant donné que nous avons maintenu le chargement constant entre le système d'automne et le système de printemps, cela n'est pas vérifié pour la consommation de concentrés car plus de concentrés sont nécessaires pour le système de printemps comme le nombre d'agneaux est plus élevé à chargement constant. Ainsi, dans le cas de nos scénarios, l'intégration culture-élevage, bien qu'elle se soit avérée bénéfique pour les deux types de systèmes, a été plus bénéfique pour le système de printemps que

pour le système d'automne (Tableau IV.3) (voir explication des effets Section 3.2). Ce résultat ne permet donc pas de vérifier notre hypothèse. Nous l'expliquons principalement par la contrainte d'UGB par hectare effectuée (constant et égal à 1,6 UGB/ha). En effet, selon cette contrainte, les systèmes simulés engraisent les agneaux en bergerie pour les deux types de mise-bas. Si le chargement avait été plus bas, le système de printemps aurait basé sa production ovine sur l'herbe, réduisant sa dépendance aux aliments achetés, ce qui n'aurait pas été possible pour le système d'automne. La comparaison des systèmes de printemps et d'automne aurait alors sans doute mené à des conclusions plus tranchées, notamment au niveau de l'effet des interactions C-E: dans ce contexte le système d'automne peut profiter des interactions culture-élevage pour réduire ses achats à l'inverse du système de printemps car il subvient déjà à lui-même à ses besoins alimentaires grâce aux prairies. Cet exemple démontre la sensibilité de nos résultats au niveau d'intensification de l'atelier animal. Nous encourageons donc de compléter nos résultats avec des simulations effectuées sur d'autres niveaux d'intensification (UGB/ha).

Effets SAISONNALITE	Chapitre II.2		
<u>Caractéristiques</u>			
% cultures	20%	20%	
Type de comparaison	Pts - Aut	Intégré – Diversifié fictif	
Type systèmes	Diversifiés fictifs	Printemps	Automne
<u>Résultats</u>			
▪ A l'échelle de l'EA			
Résultat courant	-6%	+13%	+9%
Bilan N (kg N/ha)	-13%	-53%	-49%
▪ A l'échelle de l'atelier animal			
kg carcasse/ha mobilisé	-23%	-1%	+6%
eqMJ/kg carcasse	+8%	-13%	-8%
eqCO ₂ /kg carcasse	+17%	-5%	-5%
▪ A l'échelle de l'atelier cultural			
kg protéines végétales/ha mob	-	+2%	-8%
eqMJ/ kg protéines végétales	-	-22%	-10%
eqCO ₂ / kg protéines végétales	-	-25%	-14%

Tableau IV.3 : Effet de la saisonnalité de la production ovine sur les performances économiques, productives et environnementales des systèmes de polyculture-élevage.

4. Récapitulatif : Intérêts, limites et perspectives

Notre démarche d'analyse a permis d'une part de quantifier l'effet des interactions C-E, de l'organisation C-E et de la saisonnalité de la production ovine sur des indicateurs de durabilité (économie, production, environnement), et d'autre part de quantifier un indicateur de gain d'efficacité énergétique caractérisant le niveau d'intégration des systèmes de polyculture-élevage.

Après la discussion de la démarche et des résultats obtenus pour chaque axe de recherche, une question réside toujours à l'interface de ces deux axes:

L'indicateur de complémentarité renseigne-t-il sur la durabilité des systèmes agricoles ?

Etant donné que l'indicateur de complémentarité présente des résultats allant dans le même sens que ceux de l'indicateur de performance environnementale concernant la consommation d'énergie non-renouvelable (eqMJ), une analyse du récapitulatif des résultats des indicateurs de durabilité permet de répondre partiellement à cette question (Tableau IV.4).

Cette analyse met en évidence la difficulté de tirer des conclusions par rapport à la durabilité des systèmes. En effet, bien que les interactions C-E aient un effet positif sur tous les indicateurs de durabilité, les effets contrastés de l'organisation C-E et de la saisonnalité sur l'indicateur d'efficacité énergétique mettent en évidence l'existence de trade-off entre objectifs de durabilité. Par exemple, un objectif économique est atteint avec un pourcentage élevé de cultures alors que le gain d'efficacité énergétique, c'est-à-dire le niveau d'intégration des systèmes, y est plus faible. Le bilan azoté est également plus mauvais lorsque le pourcentage de cultures augmente. La saisonnalité « printemps » a également un effet négatif sur le bilan azoté alors que cette caractéristique améliore tous les autres indicateurs de durabilité étudiés. Un compromis doit donc nécessairement être effectué entre ces objectifs de durabilité. De nombreuses méthodes ont déjà été mises en place pour effectuer le choix de ce compromis, c'est-à-dire le trade-off jugé optimal. Nous distinguons deux types d'approches : celles où le compromis est défini *a priori* via l'attribution de poids à chaque objectif de façon exogène (c'est-à-dire par des experts, des politiciens, etc.) et celles où le compromis est défini *a posteriori* via l'étude du comportement des données (Kao, 2010).

RECAPITULATIF	ENVIRONNEMENT					ECONOMIE	PRODUCTION	
	eqMJ		eqCO2		Bilan N		Ov.	Cult.
	Ov.	Cult.	Ov.	Cult.				
Effet interactions C-E	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊
Effet organisation C-E (↗ % cultures)	😞	😐	😊	😐	😞	😊	😊	😐
Effet saisonnalité (Printemps)	😊	/	😊	/	😞	😊	😊	/

Tableau IV.4 : Récapitulatif simplifié des effets des interactions culture-élevage (C-E), de l'organisation culture-élevage et la saisonnalité de la production ovine sur les performances environnementales, économiques et productives des systèmes agricoles
(☺ : effet positif ; ☹ : pas d'effet significatif relevé ; ☹ : effet négatif).

Cependant, avant de se lancer dans de telles analyses, nous jugeons nécessaire d'approfondir et d'améliorer le jeu de données à utiliser afin de capter de façon plus précise les relations entre interactions C-E, organisation C-E, saisonnalité et les performances de durabilité. Pour cela, nous avons relevé quelques pistes de recherche pour pallier les limites de nos résultats relevées dans la section 3 :

- *Perception de la durabilité*

Il faut garder en tête que la durabilité des systèmes agricoles étudiée dans ce travail de thèse n'est qu'une perception de la durabilité étant donné qu'uniquement quelques indicateurs de la durabilité ont été quantifiés. Par exemple, le pilier social n'est pas représenté alors que ce pilier est central dans les questionnements autour de la polyculture-élevage (Lemaire et al., 2014, Peyraud et al., 2014). En effet, à plusieurs reprises, nous avons évoqué le fait qu'un système de polyculture-élevage pouvait nécessiter (i) plus de main-d'œuvre alors que la disponibilité du travail n'est pas illimitée, (ii) de meilleures compétences pour optimiser les interactions entre les deux ateliers de production, et (iii) une réorganisation de l'agriculteur pour lisser les périodes à forte charge de travail. Ces éléments n'ont pas pu être pris en compte lors de ce travail de thèse étant donné le peu de données disponibles à ce sujet. Nous recommandons donc d'approfondir notre perception de la durabilité des systèmes de polyculture-élevage en incluant davantage d'indicateurs de durabilité, essentiellement au niveau du pilier social.

- *Effet des contextes pédoclimatiques et socio-économiques*

Nos résultats sont le fruit des contraintes pédoclimatiques et socio-économiques formulées pour définir l'environnement de simulation. Cependant, il faut garder en tête qu'un agriculteur peut avoir des terres moins fertiles sur une partie de son exploitation l'obligeant à ne pas dépasser un certain pourcentage de culture. Par ailleurs, dans des contextes climatiques et économiques changeants, la durabilité d'un système par rapport à l'autre peut également changer. Par exemple, comme évoqué ci-avant, un système diversifié non-intégré pourrait être identifié beaucoup plus intéressant qu'un système diversifié fictif si nous nous étions intéressés à la résilience d'un système face à des aléas économiques ou climatiques. En ce qui concerne le contexte social, nous encourageons l'amélioration de la prise en compte du travail dans nos simulations. En effet, la charge de travail et la disponibilité du travail semblent être deux éléments clés qui empêchent l'adoption ou le maintien de systèmes de polyculture-élevage où l'intégration des ateliers de production est raisonnée.

- *Effet d'échelle de production*

Nos résultats sont également très dépendants de l'échelle de production choisie pour effectuer nos comparaisons. En effet, comme indiqué ci-avant, les systèmes agricoles sont comparés à taille d'atelier équivalente afin de ne capter que l'effet des économies de gamme. Néanmoins, nous jugeons important de compléter ces informations avec des analyses effectuées à d'autres échelles de production afin de capter les effets d'échelles. Ce type d'analyse permettra d'identifier si les économies d'échelle liées à la spécialisation sont plus élevées que les économies d'échelles et de gammes liées aux interaction C-E et à l'organisation C-E (Dupraz and Vermersch, 1997).

- *Effet intensification de l'atelier animal (UGB/ha)*

Lors de nos simulations, l'intensification de l'atelier animal a été contrainte par la charge de travail et a influencé l'effet de l'organisation C-E et l'effet de la saisonnalité de la production ovine. En ce qui concerne l'organisation C-E, étant donné qu'un atelier cultural demande moins de main-d'œuvre qu'un atelier animal, le chargement UGB ovin à l'hectare peut être davantage intensifié lorsque le pourcentage de culture augmente dans l'assolement pour un nombre de travailleur donné. Cette contrainte liée à la charge de travail implique donc que les systèmes avec un pourcentage de cultures différents n'ont pas la même logique d'intensification, ce qui modifie forcément les impacts économiques et environnementaux.

En ce qui concerne la saisonnalité de la production, étant donné que nous avons effectué la comparaison à même niveau d'intensification, nous jugeons également que davantage de niveaux d'intensification devraient être testés pour réaliser l'impact de la saisonnalité sur la durabilité des systèmes. En effet, un système de printemps peut sans doute atteindre de meilleures performances environnementales en baissant le chargement de façon à produire des agneaux à l'herbe, alors que les systèmes d'automne resteront dépendants aux concentrés et aux fourrages stockés.

En regard de ces éléments, nous jugeons donc nécessaire d'approfondir l'effet de l'intensification de l'atelier animal sur la durabilité des différentes stratégies de production.

- *Effet des interactions d'un point de vue agronomique et technique*

Lors de la discussion de la méthodologie et des outils employés pour réaliser cette étude, nous avons soulevé l'importance d'améliorer et de compléter la prise en compte des interactions existant entre les ateliers de culture et d'élevage. En effet, nous n'avons pas pris en compte les effets potentiels d'un type de rotation sur les rendements, ou encore d'un type de pratique d'intégration sur la charge et la complexité du travail. Nous soulignons par contre la difficulté de prendre en compte ces éléments car peu d'études scientifiques sont disponibles pour paramétrer ces effets dans un contexte donné.

Références

ADEME 2010. Guide de la méthode Diaterre. Paris, France: ADEME.

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. 2014. Evolution in crop–livestock integration systems that improve farm productivity and environmental performance in Australia. *European Journal of Agronomy*, 57, 10-20.
- BENOIT, M. & DAKPO, H. 2012. Greenhouse gases emissions and energy consumption in French sheep-for-meat farms (1987-2010). *63th EAAP meeting*. Bratislava.
- BENOIT, M. & LAIGNEL, G. 2010. Energy consumption in mixed crop-sheep farming systems: what factors of variation and how to decrease? *Animal*, 4, 1597-605.
- BLANCARD, S. & MARTIN, E. 2014. Energy efficiency measurement in agriculture with imprecise energy content information. *Energy Policy*, 66, 198-208.
- BOS, J. F. F. P. & VAN DE VEN, G. W. J. 1999. Mixing specialized farming systems in Flevoland (The Netherlands): agronomic, environmental and socio-economic effects. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 47, 185-200.
- CHARDON, X., RIGOLOT, C., BARATTE, C., ESPAGNOL, S., RAISON, C., MARTIN-CLOUAIRE, R., RELIER, J. P., LE GALL, A., DOURMAD, J. Y., PIQUEMAL, B., LETERME, P., PAILLAT, J. M., DELABY, L., GARCIA, F., PEYRAUD, J. L., POUPA, J. C., MORVAN, T. & FAVERDIN, P. 2012. MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *Animal*, 6, 1711-21.
- COELLI, T. & PERELMAN, S. 1999. A comparison of parametric and non-parametric distance functions: With application to European railways. *European Journal of Operational Research*, 117, 326-339.
- CROSSON, P., SHALLOO, L., O'BRIEN, D., LANIGAN, G. J., FOLEY, P. A., BOLAND, T. M. & KENNY, D. A. 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology*, 166-167, 29-45.
- DARAIO, C. & SIMAR, L. 2007. *Advanced robust and nonparametric methods in efficiency analysis: Methodology and applications*, Springer.
- DUPRAZ, P. & VERMERSCH, D. 1997. La spécialisation et la concentration des exploitations agricoles peuvent-elles être remises en cause? *INRA Sciences Sociales*, 2.
- GARCIA, F., FAVERDIN, P., DELABY, L. & PEYRAUD, J. L. Tournesol: un modèle pour simuler les assolements en exploitation bovine laitière. *Rencontres Recherche Ruminant*, 2005 Paris. 195-198.
- GROOT, J. C. J., ROSSING, W. A. H., JELLEMA, A., STOBBELAAR, D. J., RENTING, H. & VAN ITTERSUM, M. K. 2007. Exploring multi-scale trade-offs between nature conservation, agricultural profits and landscape quality—A methodology to support discussions on land-use perspectives. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120, 58-69.
- HACKER, R., ROBERTSON, M., PRICE, R. & BOWMAN, A. 2009. Evolution of mixed farming systems for the delivery of triple bottom line outcomes: a synthesis of the Grain & Graze program. *Animal Production Science*, 49, 966-974.
- HOUSHYAR, E., SHEIKH DAVOODI, M. & NASSIRI, S. 2010. Energy efficiency for wheat production using data envelopment analysis (DEA) technique. *Journal of Agricultural Technology*, 6, 663-672.

- KAO, C. 2010. Weight determination for consistently ranking alternatives in multiple criteria decision analysis. *Applied Mathematical Modelling*, 34, 1779-1787.
- KINGWELL, R. S. & PANNELL, D. J. 1987. *MIDAS, a bioeconomic model of a dryland farm system*, Pudoc.
- LEMAIRE, G., FRANZLUEBBERS, A., CARVALHO, P. C. D. F. & DEDIEU, B. 2014. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 4-8.
- LOUHICHI, K., KANELLOPOULOS, A., JANSSEN, S., FLICHMAN, G., BLANCO, M., HENGSDIJK, H., HECKELEI, T., BERENTSEN, P., LANSINK, A. O. & ITTERSUM, M. V. 2010. FSSIM, a bio-economic farm model for simulating the response of EU farming systems to agricultural and environmental policies. *Agricultural Systems*, 103, 585-597.
- MANYONG, V., OKIKE, I. & WILLIAMS, T. 2006. Effective dimensionality and factors affecting crop–livestock integration in West African savannas: a combination of principal component analysis and Tobit approaches. *Agricultural economics*, 35, 145-155.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE 2009. Plan de performance énergétique des exploitations agricoles 2009–2013, available online from: http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/plan_PPE.pdf.
- MINSKY, M. 1965. Matter, mind and models.
- MORRISON, D. A., KINGWELL, R. S. & PANNELL, D. J. 1986. A mathematical Programming Model of a Crop-Livestock Farm System. *Agricultural Systems*, 20, 243-268.
- MOSNIER, C., AGABRIEL, J., LHERM, M. & REYNAUD, A. 2009. A dynamic bio-economic model to simulate optimal adjustments of suckler cow farm management to production and market shocks in France. *Agricultural Systems*, 102, 77-88.
- MOUSAVI-AVVAL, S. H., RAFIEE, S., JAFARI, A. & MOHAMMADI, A. 2011. Optimization of energy consumption for soybean production using Data Envelopment Analysis (DEA) approach. *Applied Energy*, 88, 3765-3772.
- PARSONS, D., NICHOLSON, C. F., BLAKE, R. W., KETTERINGS, Q. M., RAMÍREZ-AVILES, L., CHERNEY, J. H. & FOX, D. G. 2011a. Application of a simulation model for assessing integration of smallholder shifting cultivation and sheep production in Yucatán, Mexico. *Agricultural Systems*, 104, 13-19.
- PARSONS, D., NICHOLSON, C. F., BLAKE, R. W., KETTERINGS, Q. M., RAMÍREZ-AVILES, L., FOX, D. G., TEDESCHI, L. O. & CHERNEY, J. H. 2011c. Development and evaluation of an integrated simulation model for assessing smallholder crop–livestock production in Yucatán, Mexico. *Agricultural Systems*, 104, 1-12.
- PEYRAUD, J.-L., TABOADA, M. & DELABY, L. 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy*, 57, 31-42.
- ROSSING, W. A. H., MEYNARD, J. M. & VAN ITTERSUM, M. K. 1997. Model-based explorations to support development of sustainable farming systems: case studies from France and the Netherlands. *European Journal of Agronomy*, 7, 271-283.
- RUFINO, M. C., HENGSDIJK, H. & VERHAGEN, A. 2009. Analysing integration and diversity in agro-ecosystems by using indicators of network analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84, 229-247.

- RUSSELLE, M. P., ENTZ, M. H. & FRANZLUEBBERS, A. J. 2007. Reconsidering Integrated Crop–Livestock Systems in North America. *Agronomy Journal*, 99, 325.
- 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, 1722-30.
- RYSCHAWY, J., JOANNON, A., CHOISIS, J. P., GIBON, A. & LE GAL, P. Y. 2014. Participative assessment of innovative technical scenarios for enhancing sustainability of French mixed crop-livestock farms. *Agricultural Systems*.
- SIMON, J. C. & LE CORRE, L. 1992. Le bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation agricole: méthodologie, exemples de résultats. *Fourrages*, 129, 79-94.
- SOUSSANA, J.-F. & LEMAIRE, G. 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17.
- STARK, F., ALEXANDRE, R., DIMAN, C., FANCHONE, A., ALEXANDRE, G. & DIMAN, J. 2010. Intégration au sein des systèmes de type polyculture élevage en Guadeloupe: première caractérisation. *Rencontre Recherche Ruminants*, 421-424.
- STERK, B., VAN ITTERSUM, M. K., LEEUWIS, C. & WIJNANDS, F. G. 2007. Prototyping and farm system modelling—Partners on the road towards more sustainable farm systems? *European Journal of Agronomy*, 26, 401-409.
- VEYSSET, P., BEBIN, D. & LHERM, M. 2005. Adaptation to Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area: a model-based study. *Agricultural Systems*, 83, 179-202.
- VEYSSET, P., LHERM, M. & BÉBIN, D. 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103, 41-50.
- VEYSSET, P., LHERM, M., BEBIN, D. & ROULENC, M. 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 1-11.
- VILLANO, R., FLEMING, E. & FLEMING, P. 2010. Evidence of farm-level synergies in mixed-farming systems in the Australian Wheat-Sheep Zone. *Agricultural Systems*, 103, 146-152.
- WILKINS, R. J. 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 363, 517-25.
- ZHOU P., A. B. W., POH K.L. 2008. A survey of data envelopment analysis in energy and environmental studies. *European Journal of Operational Research*, 189, 1-18.

PARTIE V – CONCLUSION

Le processus de spécialisation céréalière en zone de plaine française pose question, principalement en termes d'impact environnemental (consommation énergie, biodiversité, pollutions, etc.) mais également pour la viabilité de ces systèmes spécialisés étant donné leur dépendance à l'achat d'intrants. Nous avons émis l'hypothèse qu'intégrer des ateliers d'élevage ovin allaitant aux systèmes céréaliers permettrait d'améliorer la durabilité de ces systèmes de production, et ce d'autant plus qu'un déclin de la production ovine est observé en France.

Cependant, le fonctionnement des systèmes de polyculture-élevage reste peu connu. Nous avons alors défini deux axes de recherche pour identifier sous quelles conditions d'intégration les systèmes de polyculture-élevage ovins allaitants sont effectivement plus durables que les systèmes spécialisés : le premier pour évaluer la durabilité de systèmes de polyculture-élevage contrastés par rapport à des systèmes spécialisés, et le second pour caractériser et quantifier la complémentarité des ateliers de culture et d'élevage au sein de systèmes de polyculture-élevage.

La mise en place de ces deux axes de recherche s'est basée sur la construction d'un modèle de programmation linéaire permettant de simuler le fonctionnement de systèmes de polyculture-élevage contrastés et d'en évaluer les performances économiques, productives et environnementales. L'originalité et l'intérêt de ce modèle *Sheep'n'Crop* réside dans le fait qu'il couple un module d'optimisation économique, un module représentant les interactions culture-élevage et un module environnemental. En effet, ces trois éléments ne sont généralement pas représentés ensemble dans les modèles d'exploitation agricole ovins allaitants dans le contexte de production français. Par ailleurs, le recours à la modélisation présente l'avantage de permettre la simulation d'une diversité de systèmes et d'y explorer les effets économiques, productifs et environnementaux de l'adoption de pratiques d'intégration variées tout en contrôlant l'environnement de simulation.

Concernant le premier axe de recherche, nos analyses montrent que, par rapport à des exploitations agricoles fonctionnant comme deux exploitations spécialisées juxtaposées, l'intégration culture-élevage – caractérisée par la possibilité d'autoconsommer des céréales, d'introduire des prairies dans les rotations, de valoriser le fumier sur les têtes de rotation et d'utiliser la paille dans l'atelier animal (alimentation et litière) – permet d'améliorer les performances économiques (+8,7%), les performances productives ($\Delta_{\text{OVIN}-\mu}=+4.4\%$; $\Delta_{\text{CULTURES}-\mu}=+2.9\%$) et les performances environnementales telles que le bilan azoté ($\Delta_{\mu}=-36\%$), les émissions de gaz-à-effet-de-serre par unité de production ($\Delta_{\text{OVIN}-\mu}=-7\%$; $\Delta_{\text{CULTURES}-\mu}=-15\%$), et la consommation d'énergie non-renouvelable par unité de production ($\Delta_{\text{OVIN}-\mu}=-3\%$; $\Delta_{\text{CULTURES}-\mu}=-10$). Cependant, lorsque le pourcentage de cultures augmente, on observe que les performances économiques augmentent (+65% entre 20% et 80% de cultures) tandis que les performances environnementales diminuent avec +57,1 kg N/ha pour le bilan azoté et respectivement +32% et +7% pour la consommation d'énergie non-renouvelable des ateliers « ovin » et « culture ».

L'analyse de l'effet de deux saisons de mise-bas, l'une de printemps et l'autre d'automne, permet d'établir qu'un système avec mise-bas d'automne est moins performant qu'un système de printemps

sur les critères suivants : le revenu par travailleur (-6%), la productivité animale (-13%), la consommation d'énergie non-renouvelable (+8%) et les émissions de gaz-à-effets de serre (+17%) pour l'atelier ovin. Le système avec mise-bas d'automne présente l'avantage de produire plus de fumier pour un même un niveau d'intensification (UGB/ha), permettant d'obtenir une meilleure balance azotée (-13% de kg N/ha). L'intégration est bénéfique pour les deux saisonnalités de production, mais davantage pour le système de printemps.

Concernant le deuxième axe de recherche, un cadre d'analyse basé sur la méthode de frontière de production a été développé. Il permet la quantification des gains d'efficacité énergétique permis par les interactions culture-élevage, traduisant le niveau de complémentarité des systèmes agricoles. L'originalité de cette méthode réside dans le couplage d'une analyse de cycle de vie (ACV) et d'une méthode de frontière de production (DEA) pour effectuer une analyse de complémentarité de différentes stratégies de production de culture et d'élevage à l'échelle de l'exploitation agricole, tout en tenant compte des effets liés à l'échelle de production et à la technicité de l'éleveur. Le couplage de *Sheep'n'Crop* avec ce cadre d'analyse a permis de montrer que les systèmes diversifiés intégrés et non-intégrés sont plus efficaces que les systèmes diversifiés fictifs, avec une complémentarité de +6.4% et +0.4% respectivement. Les systèmes diversifiés intégrés dégagent toujours une complémentarité culture-élevage plus élevée que les systèmes non-diversifiés et diversifiés fictifs. En revanche, uniquement 71% des systèmes diversifiés non-intégrés étudiés se situent à des niveaux de complémentarité intermédiaires, c'est-à-dire entre les systèmes diversifiés intégrés et les systèmes diversifiés fictifs. Les 29% restant présentent des pertes d'efficacité par rapport aux deux autres stratégies de production, mais la résorption de leur inefficacité intra-stratégique les ramènerait à des niveaux de complémentarité intermédiaires.

Suite à ces analyses, il reste une question à l'interface de ces deux axes : « *Est-ce que l'indicateur de complémentarité nous donne des informations sur la durabilité des systèmes agricoles ?* ». Bien que la tendance observée soit en faveur de l'intégration, il existe des trade-off entre objectifs de production au sein des systèmes dégagant les meilleures complémentarités. Un compromis entre différents objectifs doit donc nécessairement être fait pour répondre à cette question. Cependant, préalablement à ce choix du compromis, nous recommandons vivement d'approfondir et de compléter nos résultats en considérant (i) une perception plus large de la durabilité avec notamment la prise en compte du pilier social, (ii) des contextes pédoclimatiques et socio-économique variés à l'échelle de l'exploitation agricole et du territoire, (iii) l'effet de l'échelle de production, (iv) l'effet du niveau d'intensification de l'atelier animal, (v) davantage d'effets agronomiques et techniques des interactions culture-élevage, et (vi) la demande de la filière ovine à l'échelle du territoire (production de viande toute l'année).

REFERENCES

- ADEME 2010. Guide de la méthode Diaterre. Paris, France: ADEME.
- AGRESTE 2013. Utilisation du territoire. Statistique Agricole Annuelle. <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr>.
- AROCENA, P. 2008. Cost and quality gains from diversification and vertical integration in the electricity industry: A DEA approach. *Energy Economics*, 30, 39-58.
- BAUMOL, W. J., PANZAR, J. C. & WILLIG, R. D. 1982. *Contestable market and the theory of industry structure*, New York, Harcourt brace Jovanich.
- 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. 2014. Evolution in crop–livestock integration systems that improve farm productivity and environmental performance in Australia. *European Journal of Agronomy*, 57, 10-20.
- BENOIT, M. 1998. Un outil de simulation du fonctionnement du troupeau ovin allaitant et de ses résultats économiques : une aide pour l'adaptation à des contextes nouveaux. *Productions Animales*, 11, 199-209.
- BENOIT, M. & DAKPO, H. 2012. Greenhouse gases emissions and energy consumption in French sheep-for-meat farms (1987-2010). *63th EAAP meeting*. Bratislava.
- BENOIT, M. & LAIGNEL, G. 2010. Energy consumption in mixed crop-sheep farming systems: what factors of variation and how to decrease? *Animal*, 4, 1597-605.
- BENOIT, M. & LAIGNEL, G. 2011. Analyse sur le long terme de systèmes d'élevage ovins allaitants en France. Quelles trajectoires et quels facteurs de réussite économique? . *Inra Productions Animales*, 24, 1-10.
- BENOIT, M., LAIGNEL, G. & LIÉNARD, G. 1991. L'élevage ovin montmorillonnais partagé entre l'intensification et une voie plus extensive. Observations pour un débat. *Inra Productions Animales*, 4, 343-359.
- BERRE, D., VAYSSIÈRES, J., BOUSSEMART, J.-P., LELEU, H., TILLARD, E. & LECOMTE, P. 2015. A methodology to explore the determinants of eco-efficiency by combining an agronomic whole-farm simulation model and efficient frontier. *Environmental Modelling & Software*, 71, 46-59.
- BLANCARD, S. & MARTIN, E. 2014. Energy efficiency measurement in agriculture with imprecise energy content information. *Energy Policy*, 66, 198-208.
- BOCKSTALLER, C., GUICHARD, L., MAKOWSKI, D., AVELINE, A., GIRARDIN, P. & PLANTUREUX, S. 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28, 139-149.
- BOCQUIER, F., BENOIT, M., LAIGNEL, G., DEDIEU, B., COURNUT, A., FIORELLI, C., JOUVEN, M., MOULIN, C. H., AUBRON, C., LURETTE, A., LAPEYRONIE, P., HASSOUN, P., MEURET, M., AGREIL, C., NAPOLÉONE, M., HOSTE, H., FRIGGENS, N., TICHIT, M., GONZALEZ-GARCIA, E., HAZARD, D., FRANÇOIS, D., PELLICER, M., GUILLOUET, P., BOISSARD, K., FABRE-NYS, C., DEBUS, N., TEYSSIER, J., TOURNADRE, H., MIGAUD, M., MALPAUX, B., CHEMINEAU, P.,

- BODIN, L., PRACHE, S., BOUIX, J., BARILLET, F., BOUTONNET, J. P., CHIA, E., LASSEUR, J., ETIENNE, M., GIBON, A., CHOISIS, J. P., LABATUT, J., PAOLI, J. C. & SANTUCCI, P. M. 2011. Innovations et performances environnementales en production caprine et ovine : Expertise Elevage-Environnement à l'INRA. *Innovations agronomiques*, 12, 29-52.
- BOEGLIN, N. & VEUILLET, D. 2005. Introduction à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). ADEME.
- BOMMARCO, R., KLEIJN, D. & POTTS, S. G. 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in ecology & evolution*, 28, 230-238.
- 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.
- BOS, J. F. F. P. & VAN DE VEN, G. W. J. 1999. Mixing specialized farming systems in Flevoland (The Netherlands): agronomic, environmental and socio-economic effects. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 47, 185-200.
- BRETAGNOLLE, V., GAUFFRE, B., MEISS, H. & BADENHAUSSER, I. 2011. The role of grassland areas within arable cropping systems for conservation of biodiversity at regional level. In: LEMAIRE, G., HODGSON, J. & CHABBI, A. (eds.) *Grassland Productivity and Ecosystem Services*. Wallingford, UK: CAB Int.
- CHARDON, X., RIGOLOT, C., BARATTE, C., ESPAGNOL, S., RAISON, C., MARTIN-CLOUAIRE, R., RELIER, J. P., LE GALL, A., DOURMAD, J. Y., PIQUEMAL, B., LETERME, P., PAILLAT, J. M., DELABY, L., GARCIA, F., PEYRAUD, J. L., POUPA, J. C., MORVAN, T. & FAVERDIN, P. 2012. MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *Animal*, 6, 1711-21.
- CHARROIN, T., VEYSSET, P., DEVIENNE, S., FROMONT, J., PALAZON, R. & FERRAND, M. 2012. Productivité du travail et économie en élevages d'herbivores: définition des concepts, analyse et enjeux. *Productions Animales*, 25, 193.
- CHAUVAT, S. & SERVIÈRE, G. 2005. Améliorer les conditions de travail en élevage ovin viande pour lever un frein majeur à son développement. France: Département Actions Régionales.
- CHAVAS, J. P. & KIM, K. 2007. Measurement and Sources of Economies of Scope: A primal Approach. *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 411-427.
- CIIRPO 2008. Alimentation des brebis à l'herbe: du colza fourrager pour les brebis. *Institut de l'élevage/CIIRPO*, 2.
- COELLI, T. & FLEMING, E. 2004. Diversification economies and specialisation efficiencies in a mixed food and coffee smallholder farming system in Papua New Guinea. *Agricultural Economics*, 31, 229-239.
- COELLI, T. & PERELMAN, S. 1999. A comparison of parametric and non-parametric distance functions: With application to European railways. *European Journal of Operational Research*, 117, 326-339.
- COURNUT, S. & CHAUVAT, S. Qualifier la vivabilité des exploitations d'élevage de ruminants d'un point de vue du travail. Journées 3R, 2010 Paris. 4.

- CROSSON, P., SHALLOO, L., O'BRIEN, D., LANIGAN, G. J., FOLEY, P. A., BOLAND, T. M. & KENNY, D. A. 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology*, 166-167, 29-45.
- DALGAARD, T., HALBERG, N. & PORTER, J. R. 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 87, 51-65.
- DARAI, C. & SIMAR, L. 2007. *Advanced robust and nonparametric methods in efficiency analysis: Methodology and applications*, Springer.
- DEDIEU, B., COULOMB, S., SERVIÈRE, G. & TCHAKERIAN, E. 2000. *Bilan Travail pour l'étude du fonctionnement des exploitations d'élevage. Méthodes*, Paris, Lignes.
- DEDIEU, B. & SERVIÈRE, G. 2012. Vingt ans de recherche-développement sur le travail en élevage: acquis et perspectives. *Productions Animales*, 25, 85.
- DORÉ, T., MAKOWSKI, D., MALÉZIEUX, E., MUNIER-JOLAIN, N., TCHAMITCHIAN, M. & TITTONELL, P. 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy*, 34, 197-210.
- DROUIN, J. C. 2009. *Les grands économistes*, Paris, Collection Major.
- DUPRAZ, P. & VERMERSCH, D. 1997. La spécialisation et la concentration des exploitations agricoles peuvent-elles être remises en cause? *INRA Sciences Sociales*, 2.
- EWING, M. A. & FLUGGE, F. The benefits and challenges of crop-livestock integration in Australian agriculture. In: AL., F. T. E., ed. *New directions for a diverse planet. 4th International Crop Science Congress, 2004 Brisbane, Australia*.
- FARRELL, M. J. 1957. The measurement of productive efficiency. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, 120, 253-290.
- FRANCE-AGRIMER 2009. Filière ovine: cheptel, abattage, consommation. France, Europe, Monde. *Cahiers de France Agrimer*. France.
- FRANCE AGRICOLE 2014. PAC 2015-2020, le détail de vos aides. France.
- FRONTLINE SYSTEM 1999. Solver user's guide. Version 3.5. Frontline System Inc.
- GAB/FRAB, R. 2009. La rotation en grandes cultures. Fiche Technique. France.
- GARCIA, F., FAVERDIN, P., DELABY, L. & PEYRAUD, J. L. Tournesol: un modèle pour simuler les assolements en exploitation bovine laitière. *Rencontres Recherche Ruminant*, 2005 Paris. 195-198.
- GARNETT, T., APPLEBY, M., BALMFORD, A., BATEMAN, I., BENTON, T., BLOOMER, P., BURLINGAME, B., DAWKINS, M., DOLAN, L. & FRASER, D. 2013. Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *Science*, 341, 33-34.
- GARNIER, C. 2012. Analyse économique de la dépendance de l'agriculture à l'énergie. Evaluation, analyse rétrospective depuis 1990, Scénarios d'évolution à 2020. *ADEME Report*, 86.
- GIAMPIETRO, M. 1994. Models of Energy Analysis to Assess the Performance of Food Systems. *Agricultural Systems*, 45, 19-41.

- GROOT, J. C. J., ROSSING, W. A. H., JELLEMA, A., STOBBELAAR, D. J., RENTING, H. & VAN ITTERSUM, M. K. 2007. Exploring multi-scale trade-offs between nature conservation, agricultural profits and landscape quality—A methodology to support discussions on land-use perspectives. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120, 58-69.
- GROSSKOPF, S., HAYES, K. & YAISAWARGN, S. 1992. Measuring economies of diversification: a frontier approach. *Journal of Business & Economic Statistics*, 10, 453-459.
- HACKER, R., ROBERTSON, M., PRICE, R. & BOWMAN, A. 2009. Evolution of mixed farming systems for the delivery of triple bottom line outcomes: a synthesis of the Grain & Graze program. *Animal Production Science*, 49, 966-974.
- HALBERG, N. 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 76, 17-30.
- HALBERG, N., VAN DER WERF, H. M. G., BASSET-MENS, C., DALGAARD, R. & DE BOER, I. J. M. 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science*, 96, 33-50.
- HARDY, A. 2010. Plusieurs raisons pour utiliser le colza fourrager. *L'abreuvoir*.
- HENDRICKSON, J. R., HANSON, J. D., TANAKA, D. L. & SASSENATH, G. 2008. Principles of integrated agricultural systems: Introduction to processes and definition. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23, 265-271.
- HOANG, V.-N. & RAO, D. S. P. 2010. Measuring and decomposing sustainable efficiency in agricultural production: A cumulative exergy balance approach. *Ecological Economics*, 69, 1765-1776.
- HOCHMAN, Z., CARBERRY, P., ROBERTSON, M., GAYDON, D., BELL, L. & MCINTOSH, P. 2013. Prospects for ecological intensification of Australian agriculture. *European Journal of Agronomy*, 44, 109-123.
- HOUSHYAR, E., SHEIKH DAVOODI, M. & NASSIRI, S. 2010. Energy efficiency for wheat production using data envelopment analysis (DEA) technique. *Journal of Agricultural Technology*, 6, 663-672.
- IDELE 2013. Les cas type ovins viande en Poitou-Charentes, Pays-de-la-Loire, Bretagne. In: CONSEIL, R. D. E. P. L. P. E. L. (ed.). France: Institut de l'élevage.
- INRA 2007. Bovine, ovine and caprine feeding. In: AGABRIEL, J. (ed.) *Feeding Needs and Feed Values*. Paris, France: Quae Editions.
- JEAN, Y. 1986. Intensification, extensification ou diversité des systèmes de production ovine dans le Montmorillonnais. *Économie rurale*, 175, 36-43.
- KAO, C. 2010. Weight determination for consistently ranking alternatives in multiple criteria decision analysis. *Applied Mathematical Modelling*, 34, 1779-1787.
- KINGWELL, R. S. & PANNELL, D. J. 1987. *MIDAS, a bioeconomic model of a dryland farm system*, Pudoc.
- LEBACQ, T., BARET, P. V. & STILMANT, D. 2012. Sustainability indicators for livestock farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development*.
- LEMAIRE, G. 2007. Interactions entre systèmes fourragers et systèmes de grandes cultures à l'échelle d'un territoire. Intérêts pour l'environnement. *Fourrages*, 189, 19-32.

- LEMAIRE, G., FRANZLUEBBERS, A., CARVALHO, P. C. D. F. & DEDIEU, B. 2014. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 4-8.
- LOUHICHI, K., KANELLOPOULOS, A., JANSSEN, S., FLICHMAN, G., BLANCO, M., HENGSDIJK, H., HECKELEI, T., BERENTSEN, P., LANSINK, A. O. & ITTERSUM, M. V. 2010. FSSIM, a bio-economic farm model for simulating the response of EU farming systems to agricultural and environmental policies. *Agricultural Systems*, 103, 585-597.
- MANYONG, V., OKIKE, I. & WILLIAMS, T. 2006. Effective dimensionality and factors affecting crop–livestock integration in West African savannas: a combination of principal component analysis and Tobit approaches. *Agricultural economics*, 35, 145-155.
- MILESTAD, R., DEDIEU, B., DARNHOFER, I. & BELLON, S. 2012. Farms and farmers facing change: The adaptive approach. *Farming Systems Research into the 21st century: The new dynamic*. Springer.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE 2009. Plan de performance énergétique des exploitations agricoles 2009–2013, available online from: http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/plan_PPE.pdf.
- MINISTRY OF ECOLOGY SUSTAINABLE DEVELOPMENT AND ENERGY 2014. Les objectifs européens énergie-climat. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/document138236>.
- MINSKY, M. 1965. Matter, mind and models.
- MORITA, H. 2003. Analysis of economies of scope by data envelopment analysis: comparison of efficient frontiers. *International Transactions in Operational Research*, 10, 393-402.
- MORRISON, D. A., KINGWELL, R. S. & PANNELL, D. J. 1986. A mathematical Programming Model of a Crop-Livestock Farm System. *Agricultural Systems*, 20, 243-268.
- MORRISON PAUL, C. J. & NEHRING, R. 2005. Product diversification, production systems, and economic performance in U.S. agricultural production. *Journal of Econometrics*, 126, 525-548.
- MOSNIER, C., AGABRIEL, J., LHERM, M. & REYNAUD, A. 2009. A dynamic bio-economic model to simulate optimal adjustments of suckler cow farm management to production and market shocks in France. *Agricultural Systems*, 102, 77-88.
- MOUSAVI-AVVAL, S. H., RAFIEE, S., JAFARI, A. & MOHAMMADI, A. 2011. Optimization of energy consumption for soybean production using Data Envelopment Analysis (DEA) approach. *Applied Energy*, 88, 3765-3772.
- PANZAR, J. C. & WILLIG, R. D. 1981. Economies of Scope. *The American Economic Review* 71.
- PARSONS, D., NICHOLSON, C. F., BLAKE, R. W., KETTERINGS, Q. M., RAMÍREZ-AVILES, L., CHERNEY, J. H. & FOX, D. G. 2011a. Application of a simulation model for assessing integration of smallholder shifting cultivation and sheep production in Yucatán, Mexico. *Agricultural Systems*, 104, 13-19.
- PARSONS, D., NICHOLSON, C. F., BLAKE, R. W., KETTERINGS, Q. M., RAMÍREZ-AVILES, L., FOX, D. G., TEDESCHI, L. O. & CHERNEY, J. H. 2011e. Development and evaluation of an integrated simulation model for assessing smallholder crop–livestock production in Yucatán, Mexico. *Agricultural Systems*, 104, 1-12.

- PEYRAUD, J.-L., TABOADA, M. & DELABY, L. 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy*, 57, 31-42.
- REFSGAARD, K., HALBERG, N. & KRISTENSEN, E. S. 1998. Energy Utilization in Crop and Dairy Production in Organic and Conventional Livestock Production Systems. *Agricultural Systems*, 57, 599-630.
- ROSSING, W. A. H., MEYNARD, J. M. & VAN ITTERSUM, M. K. 1997. Model-based explorations to support development of sustainable farming systems: case studies from France and the Netherlands. *European Journal of Agronomy*, 7, 271-283.
- RUFINO, M. C., HENGSDIJK, H. & VERHAGEN, A. 2009. Analysing integration and diversity in agro-ecosystems by using indicators of network analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84, 229-247.
- RUSSELLE, M. P., ENTZ, M. H. & FRANZLUEBBERS, A. J. 2007. Reconsidering Integrated Crop–Livestock Systems in North America. *Agronomy Journal*, 99, 325.
- RYSCHAWY, J., CHOISIS, N., CHOISIS, J. P. & GIBON, A. 2013. Paths to last in mixed crop-livestock farming: lessons from an assessment of farm trajectories of change. *Animal*, 7, 673-81.
- 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, 1722-30.
- RYSCHAWY, J., JOANNON, A., CHOISIS, J. P., GIBON, A. & LE GAL, P. Y. 2014. Participative assessment of innovative technical scenarios for enhancing sustainability of French mixed crop-livestock farms. *Agricultural Systems*.
- 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. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90, 139-153.
- SERÉ, C. & STEINFELD, H. 1996. *World Livestock Production Systems: Current status, Issues and Trends*.
- SHEPHARD, R. W., GALE, D. & KUHN, H. W. 1970. *Theory of cost and production functions*, Princeton University Press Princeton.
- SIMON, J. C. & LE CORRE, L. 1992. Le bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation agricole: méthodologie, exemples de résultats. *Fourrages*, 129, 79-94.
- SNEESSENS, I., BRUNSCHWIG, G. & BENOIT, M. 2014a. Maintaining French sheep-for-meat production in plainland areas through crop–livestock integration: a way to enhance farming system sustainability *Agroecology and Sustainable Food Systems*, [Submitted].
- SNEESSENS, I., INGRAND, S., BENOIT, M. & BRUNSCHWIG, G. 2014c. Assessing the efficiency of mixed crop-livestock systems: a new framework. *Agronomy for Sustainable Development*, [Submitted].
- SNEESSENS, I., VEYSSET, P., BENOIT, M., LAMADON, A. & BRUNSCHWIG, G. 2014b. Sheep'n'Crop - an integrated whole-farm model to assess environmental and economic performances. *Agricultural Systems*, [Submitted].

- SOUSSANA, J.-F. & LEMAIRE, G. 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17.
- STARK, F., ALEXANDRE, R., DIMAN, C., FANCHONE, A., ALEXANDRE, G. & DIMAN, J. 2010. Intégration au sein des systèmes de type polyculture élevage en Guadeloupe: première caractérisation. *Rencontre Recherche Ruminants*, 421-424.
- STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M. & HAAN, C. D. 2006. *Livestock's long shadow: Environmental issues and options*, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- STERK, B., VAN ITTERSUM, M. K., LEEUWIS, C. & WIJNANDS, F. G. 2007. Prototyping and farm system modelling—Partners on the road towards more sustainable farm systems? *European Journal of Agronomy*, 26, 401-409.
- STERMAN, J. D. 2000. Truth and Beauty: Validation and Model Testing. *Business Dynamics: Systems Thinking and Modeling for a Complex World*. United States of America: Jeffrey J. Shelsfud.
- TEN BERG, H. F. M., VAN ITTERSUM, M. K., ROSSING, W. A. H., VAN DE VEN, G. W. J., SCHANS, J. & VAN DE SANDEN, P. A. C. M. 2000. Farming options for The Netherlands explored by multi-objective modelling. *European Journal of Agronomy*, 13, 263-277.
- 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.
- 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.
- TOURNADRE, H., SIRBEN, E. & BENOIT, M. 2009. Utilisation de la modélisation pour évaluer la sensibilité aux aléas techniques et économique de deux projets d'élevage expérimentaux. *Renc. Rech. Ruminants*, 16, 337-340.
- VEYSSET, P., BEBIN, D. & LHERM, M. 2005. Adaptation to Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area: a model-based study. *Agricultural Systems*, 83, 179-202.
- VEYSSET, P., LHERM, M. & BÉBIN, D. 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103, 41-50.
- VEYSSET, P., LHERM, M., BEBIN, D. & ROULENC, M. 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 1-11.
- VIGNE, M., VAYSSIÈRES, J., LECOMTE, P. & PEYRAUD, J.-L. 2012. Evaluating the ability of current energy use assessment methods to study contrasting livestock production systems. *Journal of Environmental Management*, 112, 199-212.

- VILLANO, R., FLEMING, E. & FLEMING, P. 2010. Evidence of farm-level synergies in mixed-farming systems in the Australian Wheat-Sheep Zone. *Agricultural Systems*, 103, 146-152.
- WILKINS, R. J. 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 363, 517-25.
- WILSON, P. W. 2008. *FEAR*: A software package for frontier efficiency analysis with *R*. *Socio-economic planning sciences*, 42, 247-254.
- ZHOU, P. & ANG, B. W. 2008. Linear programming models for measuring economy-wide energy efficiency performance. *Energy Policy*, 36, 2911-2916.
- ZHOU P., A. B. W., POH K.L. 2008. A survey of data envelopment analysis in energy and environmental studies. *European Journal of Operational Research*, 189, 1-18.

TABLES DES FIGURES & TABLEAUX

TABLE DES FIGURES

Figure 0 : Représentation de la démarche de thèse	5
Figure I : Représentation de la démarche de thèse – CONTEXTE, PROBLEMATIQUE & QUESTION DE RECHERCHE.....	8
Figure I .1: Categories of inputs affected by crop-livestock integration.....	11
Figure I.2: The Montmorillonnais, Vienne department, France.	14
Figure II : Représentation de la démarche de thèse – AXE 1 – EVALUATION DE LA DURABILITE ...	28
Figure II.1.1: Class diagram (in Unified Modeling Language – UML) illustrating the <i>Sheep’n’Crop</i> model.....	32
Figure II.1.2: State diagram of a ewe (Unified Modeling Language – UML).....	34
Figure II.2.1 : Effet de la saisonnalité de la production sur le calendrier des besoins alimentaires du troupeau ovin	57
Figure III : Représentation de la démarche de thèse – AXE 2 – CARACTERISATION DE L’INTEGRATION	68
Figure III.1.1: Mixing crop and livestock productions to enhance sustainability of farming systems has been proved at the biophysical process scale but not at farm scale where production-set conditions of sustainability must be identified.....	71
Figure III.1.2: Concept of frontier analysis	72
Figure III.1.3: Graphical representation of the complementarity C_i	73
Figure III.1.4: Graphical analysis of relative efficiency of MC-L farm	78
Figure III.1.5: Graphical representation of results permitted by analysing technically efficient systems	80
Figure III.1.6: Effects of technical inefficiency ($T_i < 0$) on complementarity index (C_i).....	81
Figure III.2.1: Graph plotting the production frontiers of three contrasted farm system strategies ..	88
Figure III.2.2: Efficiency indexes results of integrated, non-integrated and virtual diversified farming systems.....	94
Figure III.2.3: Intra-strategy efficiency found in each production strategy	95
Figure III.2.4: Complementarity of integrated (Int) and non-integrated (N-Int) farming systems	96
Figure III.2.5: Strategic efficiency from integrated farming systems point of view, translating energy efficiency gains tied to integration (%)......	97
Figure III.2.6: Global inefficiency of integrated (Int), non-integrated (N-Int) and virtual diversified (Virt-Div) farming systems (%)......	98
Figure IV : Représentation de la démarche de thèse – DISCUSSION & PERSPECTIVES	106
Figure IV.1 : Effet de l’organisation culture-élevage sur la capacité des systèmes intégrés (INT) et non-intégrés (NON-INT) à dégager des gains d’efficacité énergétique, c’est-à-dire de la complémentarité (%)......	117

TABLE DES TABLEAUX

Table II.1.1: General structure of <i>Sheep'n'Crop</i>	33
Table II.1.2: Pasture production and mineral needs for the three core management schemes	35
Table II.1.3: Representation of rotational patterns as constraints to allow plant production.....	36
Table II.1.4: Nitrogen needs and yields of crops considered in <i>Sheep'n'Crop</i> , according to rotational their patterns.....	37
Table II.1.5: Comparison of observed and simulated data for two contrasted farms—a specialized sheep-for-meat system and a mixed sheep–crop system.	40
Table II.1.6: Presentation of the variables allowed (x) or not allowed (-) for each strategy of production: integrated and virtual diversified systems.	41
Table II.1.7: General characteristics and economic, productive and environmental results of integrated and virtual diversified farming systems.....	42
Table II.1.8: Comparison of economic and environmental results by strategies of production ($\Delta\mu$: mean difference; σ : standard deviation).....	43
Table II.1.9: MJ consumption per kilo of carcass produced in integrated versus virtual diversified farming systems: decomposition of total consumption per input categories.	45
Table II.1.10: MJ consumption per kilo of plant protein produced in integrated versus virtual diversified farming systems: decomposition of total consumption per input categories.	45
Table II.1.11: GHG emissions per kilo of carcass produced in integrated versus non-integrated farming systems: decomposition of total consumption per input categories.	46
Table II.1.12: GHG emissions per kilo of plant protein produced in integrated versus non-integrated farming systems: decomposition of total consumption per input categories.	47
Tableau II.2.1 : Caractéristiques du fonctionnement du troupeau pour un système avec mise-bas de printemps et un système avec mise-bas d’automne	54
Tableau II.2.2 : Récapitulatif des scénarios de génération des données [PT : Prairie temporaire, MBO : Rotation maïs-blé-orge]	55
Tableau II.2.3 : Récapitulatif des résultats de gestion de l’alimentation, économiques, productifs et environnementaux de systèmes de polyculture-élevage avec mise-bas d’automne ou de printemps, et avec ou non intégration culture-élevage.....	58
Tableau II.2.4 : Déterminants de la consommation d’énergie non-renouvelable par kilo de carcasse produit (MJ/kg carcasse).	58
Tableau II.2.5 : Déterminants des émissions GES par kilo de carcasse produit (eqCO ₂ /kg carcasse).	59
Tableau II.2.6 : Déterminants de la consommation d’énergie non-renouvelable par kilo de carcasse produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas de printemps.	60
Tableau II.2.7 : Déterminants de la consommation d’énergie non-renouvelable par kilo de protéines végétales produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas de printemps.	61
Tableau II.2.8: Déterminants des émissions de gaz-à-effet-de-serre par kilo de carcasse produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas de printemps.....	61

Tableau II.2.9 : Déterminants de la consommation d'énergie non-renouvelable par kilo de carcasse produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas d'automne.....	63
Tableau II.2.10 : Déterminants de la consommation d'énergie non-renouvelable par kilo de protéines végétales produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas d'automne.....	64
Tableau II.2.11: Déterminants des émissions de gaz-à-effet-de-serre par kilo de carcasse produit pour les systèmes intégrés et diversifiés fictifs avec mises-bas d'automne.....	64
Table III.2.1: Recap of the data generated	90
Table III.2.2: Breakdown of the efficiency profiles for integrated systems	99
Tableau IV.1 : Effets des interactions culture-élevage sur les performances économiques, productives et environnementales des systèmes agricoles.....	113
Tableau IV.2 : Effet de l'organisation culture-élevage sur les performances économiques, productives et environnementales des systèmes intégrés.....	116
Tableau IV.3 : Effet de la saisonnalité de la production ovine sur les performances économiques, productives et environnementales des systèmes de polyculture-élevage.....	119
Tableau IV.4 : Récapitulatif simplifié des effets des interactions culture-élevage (C-E), de l'organisation culture-élevage et la saisonnalité de la production ovine sur les performances environnementales, économiques et productives des systèmes agricoles.....	121

ANNEXES

Appendix III.2.1 : Intra-strategy efficiency	Integrated	Non-integrated	Virtual diversified
(Intercept)	-5.1 [*]	-0.6 [*]	26.2 [*]
Spring Lambing	/	0.02	-21.4
% Crop	0.04 ^{***}	-0.02 ^{***}	-2.1
Hectares PMBO	0.06 ^{***}	/	/
Straw Purchases (SP)	0.02	0.2 [*]	-0.2 [*]
Crop Selfconsumption (CS)	0.003	/	/
Ha PMBO : % Crop	-0.0007 ^{***}	/	/
CS : SP	0.001	/	/
(SP) ^2	/	-0.001 ^{***}	/
SP: Spring Lambing	/	-0.05 [*]	0.1
SP: % Crop	/	-0.006 [*]	0.01
Spring Lambing: % Crop	/	0.002	0.2
SP: Spring Lambing : % Crop	/	-0.004 [*]	0.006
(% Crop) ^2	/	/	0.02
R ²	0.5595	0.3781	0.396
Adj. R ²	0.5288	0.3189	0.3384
Num. obs.	93	93	93

*** p < 0.001, ** p < 0.01, * p < 0.05, p < 0.1 – Heteroscedasticity corrected, no variables colinearity, p-value RESET test > 5%.

Appendix III.2.2 : Strategic Efficiency & Complementarity	Si Integrated	Ci Integrated	Ci Non-integrated
(Intercept)	12.6 ^{***}	13.0 ^{***}	-0.2 [*]
E _{INTRA-STRAT} Integrated (Ti _{INT})	1.7 ^{***}	1.8 ^{***}	/
E _{INTRA-STRAT} Non-integrated (Ti _{NON-INT})	0.2	/	-0.2 ^{**}
% Crop	/	-0.1 ^{***}	0.0008
Spring Lambing	/	/	0.6 ^{***}
E _{NON-INT} : % Crop	-0.1	/	0.008 ^{***}
R ²	0.7359	0.7146	0.5848
Adj. R ²	0.727	0.7082	0.566
Num. obs.	93	93	93

*** p < 0.001, ** p < 0.01, * p < 0.05, p < 0.1 – Heteroscedasticity corrected, no variables colinearity, p-value RESET test > 5%.

Appendix III.2.3 : Efficienc Globale	Integrated	Non-integrated	Virtual diversified
(Intercept)	-23.5 ^{***}	-12.7 ^{***}	-14.2 ^{***}
% Crop	2.1	0.1 ^{***}	0.1 ^{***}
Spring Lambing	20.2 ^{***}	0.21 ^{***}	
Crop Selfconsumption	0.2 ^{***}		
% Crop: Spring Lambing	-0.1137 ^{***}	-0.004	
R ²	0.9221	0.7633	0.7762
Adj. R ²	0.9156	0.7553	0.7687
Num. obs.	93	93	93

*** p < 0.001, ** p < 0.01, * p < 0.05, p < 0.1 – Heteroscedasticity corrected, no variables colinearity, p-value RESET test > 3%.

La complémentarité entre culture et élevage permet-elle d'améliorer la durabilité des systèmes agricoles ? Une approche par modélisation appliquée aux systèmes de polyculture-élevage ovin allaitant.

La spécialisation des systèmes agricoles et des territoires montre ses limites, principalement d'un point de vue environnemental mais aussi économique si les prix augmentent. La diversification et l'intégration de culture et d'élevage au sein des exploitations apparaît être une solution de production plus durable, mais leur fonctionnement n'est pas totalement appréhendé. Nous émettons les hypothèses qu'il existe des conditions d'intégration sous lesquelles les systèmes de polyculture-élevage (PCE) sont effectivement plus durables que les systèmes spécialisés et que les méthodes de caractérisation et d'évaluation des systèmes de polyculture-élevage ne permettent pas d'identifier ces conditions. Dans l'objectif de vérifier ces hypothèses, nous avons développé le modèle *Sheep'n'Crop* pour simuler des systèmes de polyculture-élevage ovin allaitant contrastés auxquels deux types d'analyses ont été effectuées : (i) analyses d'indicateurs économiques, de productivité et environnementaux (GES, MJ, bilan N) à l'échelle de l'exploitation agricole et des ateliers de production en vue d'évaluer la durabilité des systèmes, et (ii) analyse d'efficacité énergétique à partir de la méthode de frontière de production DEA pour caractériser la complémentarité des ateliers de culture et d'élevage. Ces analyses ont été menées sur trois stratégies de production à possibilités d'interactions décroissantes – systèmes intégrés, non-intégrés, diversifiés fictifs – au sein desquels l'organisation culture-élevage (% culture) et la saisonnalité de la production ovine (printemps ou automne) varient. L'évaluation de la durabilité montre que les interactions culture-élevage et une mise-bas de printemps permettent d'améliorer tous les indicateurs de durabilité, mais un pourcentage de culture élevé réduit les performances pour la consommation d'énergie non-renouvelable et le bilan azoté. La caractérisation de l'intégration des systèmes PCE par leur gain d'efficacité énergétique – la complémentarité – montre que les systèmes intégrés et non-intégrés simulés sont plus efficaces que les systèmes diversifiés fictifs de +6.4% et +0.4%. Le lien entre l'indicateur de complémentarité et la durabilité des systèmes est néanmoins difficile à établir étant donné l'existence de trade-off. Nous recommandons de compléter ces résultats en améliorant la considération des contextes pédoclimatiques et socio-économique, de l'efficacité d'échelle de production, du niveau d'intensification de l'atelier animal et des effets agronomiques et techniques des interactions culture-élevage.

Mots-clés : intégration, diversification, polyculture-élevage, ovin allaitant, modélisation, efficacité, environnement.

**Does complementarity between crop and livestock enhance farming system sustainability?
A modelling approach applied to mixed crop and sheep-for-meat farming systems.**

Specialization of farming systems and territories are not environmental-friendly, moreover those systems are threatened by the expected higher prices of inputs of production. Diversification and integration of crop and livestock at the farming system scale appears to be a valuable way to enhance farming system sustainability. We posit that they must be conditions of integration that permit mixed crop-livestock systems to be more sustainable than specialized systems and that existing methods of mixed crop-livestock systems characterization do not permit identifying those conditions. To test those hypothesis, we designed a whole-farm model – *Sheep'n'Crop* – that permits simulating contrasted mixed crop-livestock systems and evaluating (i) their sustainability through economic, productive and environmental (MJ, GHG, N balance) indicators and (ii) their energetic efficiency through a DEA production frontier analysis in order to characterize the complementarity that exists between crop and livestock subsystems. Those analyses were run on three contrasted farming system strategies, distinguished by a decreasing possibility of interactions between crop and livestock subsystems: integrated systems, non-integrated systems and virtual diversified systems. Those systems are also characterized by various crop-livestock organizations (% of crops) and lambing's periods (spring or autumn). The analysis of sustainability indicates that crop-livestock interactions and spring seasonality permit enhancing each performance of sustainability. However, a high percentage of crops makes decrease the MJ consumption and N balance performances. The characterization of mixed crop-livestock systems through their energetic efficiency gains – the complementarity – show that integrated and non-integrated systems are respectively more efficient than virtual diversified systems by +6.4% and +0.4%. Comparing the complementarity index and indicators of sustainability of farming systems, we highlighted the existence of trade-off. Before analyzing and identifying the best trade-off compromise, we recommend completing our results by testing various pedoclimatic and socio-economic context, the effect of scale efficiencies, the effect of livestock intensification and increasing agronomic and technical effects of crop-livestock interactions.

Keywords: integration, diversification, mixed crop-livestock, sheep-for-meat, modelling, efficiency, environment.